

REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA, SÓLIDOS SUSPENSOS
E INDICADORES BACTERIOLÓGICOS EM LAGOAS
DE ESTABILIZAÇÃO EM ESCALA REAL

ANTONIO AUGUSTO PEREIRA DE SOUSA

REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA, SÓLIDOS SUSPENSOS
E INDICADORES BACTERIOLÓGICOS EM LAGOAS
DE ESTABILIZAÇÃO EM ESCALA REAL

Dissertação apresentada ao curso
de Mestrado em Engenharia Civil
da Universidade Federal da
Paraíba, em cumprimento às
exigências para obtenção do grau
de Mestre

ÁREA DE CONCENTRAÇÃO - RECURSOS HÍDRICOS

ORIENTADORES - ANNEMARIE KONIG

BEATRIZ S. O. DE CEBALLOS

CAMPINA GRANDE - PB

1994



S725r Sousa, Antonio Augusto Pereira de
Remocao de materia organica, solidos suspensos e indicadores bacteriologicos em lagoas de estabilizacao em escala real / Antonio Augusto Pereira de Sousa. - Campina Grande, 1994.
116 f. : il.

Dissertacao (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal da Paraiba, Centro de Ciencias e Tecnologia.

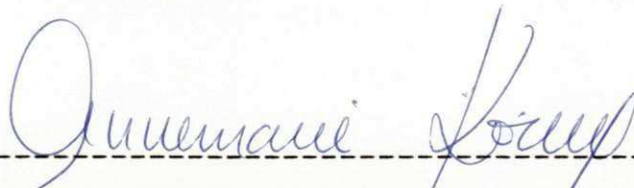
1. Lagoas de Estabilizacao 2. Tratamento de Esgoto 3. Residuos Solidos de Esgoto 4. Indicadores Bacteriologicos - 5. Dissertacao I. Konig, Annemarie, Dra. II. Ceballos, Beatriz Susana Ovruski de, M.Sc. III. Universidade Federal da Paraiba - Campina Grande (PB) IV. Título

CDU 628.357.1(043)

REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA, SÓLIDOS SUSPENSOS
E INDICADORES BACTERIOLÓGICOS EM LAGOAS
DE ESTABILIZAÇÃO EM ESCALA REAL

ANTONIO AUGUSTO PEREIRA DE SOUSA

COMISSÃO EXAMINADORA:



Prof^a ANNEMARIE KONIG - Ph.D.

Orientadora



Prof^a BEATRIZ SUSANA OVRUSKI DE CEBALLOS - MSc.

Orientadora



Prof. RUI DE OLIVEIRA - Ph.D.

Examinador Interno



Prof. HÊNIO NORMANDO DE S. MELO - DOUTOR

Examinador Externo

CAMPINA GRANDE - PB

1994

AGRADECIMENTOS

As professoras Annemarie Konig e Beatriz Susana O. Ceballos pela dedicação, apoio e orientação no desenvolvimento do trabalho.

Aos meus pais pelo apoio, dedicação e estímulo.

A minha esposa Ianna Sodré, pela paciência, incentivo e carinho nas horas mais difíceis durante a realização deste trabalho.

A prof^a Marilda Meira, pela competência e abnegação na revisão do texto.

Aos funcionários da AESA pela imprescindível colaboração no período em que foram realizados os trabalhos de campo.

À Companhia de Água e Esgotos da Paraíba - CAGEPA, Regional do Brejo, pelas facilidades oferecidas para realização desta pesquisa.

Ao Conselho de Apoio a Pesquisa - CAPES pelo suporte financeiro.

A todos aqueles que, de alguma forma contribuíram para realização deste trabalho.

OFERECIMENTO:

A minha mãe Eone Pereira e meu pai José Raimundo, pelas orientações e ensinamentos ministrados em minha vida e na do meu irmão, com a esperança de uma melhor qualidade de vida para toda humanidade.

LISTA DE ABREVIACÕES

- A1G - lagoa anaeróbia de Guarabira
- CF - coliformes fecais
- DBO₅ - demanda bioquímica de oxigênio
- DQD - demanda química de oxigênio
- EBG - esgoto bruto de Guarabira
- EBS - esgoto bruto de Sapé
- EE1 - estação elevatória 1 de Guarabira
- EE2 - estação elevatória 2 de Guarabira
- EEB - estação elevatória da sub-bacia B de Sapé
- EEC - estação elevatória da sub-bacia C de Sapé
- EF - estreptococos fecais
- ETE - estação de tratamento de esgoto
- F1G - lagoa facultativa secundária de Guarabira
- F1S - lagoa facultativa primária de Sapé
- OD - oxigênio dissolvido
- SS - sólidos suspensos
- ufc - unidade formadora de colônias

RESUMO

O objetivo deste trabalho foi estudar os sistemas de lagoas de estabilização das cidades de Guarabira - PB ($6^{\circ}51'18''$ S e $35^{\circ}29'24''$ O; 98m a.n.m.) e Sapé - PB ($7^{\circ}06'00''$ S e $35^{\circ}13'48''$ O; 124m a.n.m.), através da caracterização da vazão média afluente às ETE's, do monitoramento da qualidade físico-química e microbiológica do esgoto bruto e dos efluentes de cada lagoa e da análise da eficiência dos sistemas na remoção da matéria orgânica, sólidos suspensos e indicadores bacteriológicos.

A ETE da cidade de Guarabira é formada por dois módulos em paralelo, cada um com duas lagoas em série, sendo uma anaeróbia (3,7m) - A1G, seguida de uma outra facultativa (2,2m) - F1G, totalizando uma área de 1,92 ha. A pesquisa foi desenvolvida apenas em um dos módulos. Na cidade de Sapé o tratamento de esgotos é feito através de uma lagoa facultativa primária - F1S, com profundidade de 2,2m e uma área total de 2,6 ha.

As coletas foram realizadas às 8 h, com frequência quinzenal, e o processamento foi feito no máximo quatro horas após a coleta.

Os trabalhos de campo foram realizados no período de setembro de 1991 a julho de 1992 na ETE de Guarabira e de setembro de 1991 a junho de 1992 na ETE de Sapé, dando continuidade a estudos de monitoramento desses sistemas (Florentino, 1992; Florentino, 1993; Tejo, 1993). Os parâmetros

analisados foram temperatura, pH, oxigênio dissolvido, DBO_5 , DQO , sólidos suspensos, coliformes fecais e estreptococos fecais.

As vazões médias afluentes aos sistemas foram de 8,0 l/s e 10,2 l/s, respectivamente, para a ETE de Guarabira e a de Sapé. Estes valores permitiram o cálculo das cargas orgânicas volumétricas e superficiais das lagoas. Na ETE de Guarabira, as cargas volumétricas para A1G e F1G foram de 60 e 1,2 $\text{gDBO}_5 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ e superficiais de 2220 e 27 $\text{kgDBO}_5 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, respectivamente. O reator facultativo primário de Sapé apresentou cargas volumétricas e superficiais de 11 $\text{gDBO}_5 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ e 234 $\text{kgDBO}_5 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, respectivamente.

Ao longo da série de lagoas da ETE de Guarabira, as reduções observadas foram de 93% para DBO_5 (327 - 22 mg/l), 36% para DQO (1029 - 655 mg/l), 79% para SS (296 - 63 mg/l), 99,810% para CF ($2,9 \times 10^7$ - $5,5 \times 10^4$ ufc/100ml) e 99,913% para EF ($4,3 \times 10^6$ - $3,7 \times 10^3$ ufc/100ml). Na lagoa facultativa primária da ETE de Sapé, as reduções foram de 94% para DBO_5 (689 - 44 mg/l), 76% para DQO (3745 - 885 mg/l), 75% para SS (752 - 187 mg/l), 99,388% para CF ($8,5 \times 10^7$ - $5,2 \times 10^5$ ufc/100ml) e 99,831% para EF ($1,6 \times 10^7$ - $2,7 \times 10^4$ ufc/100ml).

O monitoramento mostrou que os sistemas de tratamento das cidades de Guarabira e Sapé estão funcionando satisfatoriamente, apresentando eficiência compatível com as configurações existentes. Entretanto o efluente final dos sistemas não atende ao padrão recomendado para descarga no meio ambiente, pois podem ocasionar sérios riscos à saúde.

ABSTRACT

The aim of this work was the study waste stabilization pond system of Guarabira (6°51'18" S and 35°29'24" W) and Sape (7°06'00" S and 35°13'48" W) through flow characterization, physico-chemical monitoring and evaluation of ponds efficiency.

Waste stabilization ponds in Guarabira comprised two sets of ponds in serie (anaerobic followed by a facultative) with total area of 1,92 ha. This research was conducted in one of them. The Sape sewage treatment plant, was formed by a single primary facultative pond, with total area of 2,6 ha.

Samples were collected bi-monthly at 8 am and processed within four hours. Field work was conducted from September 1991 to June 1992 for Guarabira and September 1991 to July 1992 for Sape. Samples were analysed for temperature, pH, dissolved oxygen, BOD, COD, suspended solids, faecal coliforms and streptococci.

For Guarabira (mean flow of 8,0 l/s) the volumetric and superficial organic loads for the anaerobic pond were 60 gBOD₅.m⁻³.d⁻¹ and 2200 kgBOD₅.ha⁻¹.d⁻¹ and for the facultative pond 1,2 gBOD₅.m⁻³.d⁻¹ and 27 kgBOD₅.ha⁻¹.d⁻¹, respectively. In Sape the mean flow was 10,2 l/s, resulting in a volumetric and superficial organic loads of 11 gBOD₅.m⁻³.d⁻¹ and 234 kgBOD₅.ha⁻¹.d⁻¹, respectively.

The Guarabira pond system reduced 93% of BOD₅ (327 - 22 mg/l), 36% of COD (1029 - 655 mg/l), 79% of suspended solids (296 - 63 mg/l), 99,810% of faecal coliforms ($2,9 \times 10^7$ - $5,5 \times 10^4$ CF/100ml) and 99,913% of streptococci ($4,3 \times 10^6$ x $3,7 \times 10^3$ EF/100ml). Efficiencies for Sape pond system were 94% for BOD₅ (689 - 44 mg/l), 76% for COD (3745 - 885 mg/l), 75% for suspended solids (752 - 187 mg/l), 99,388% for faecal coliforms ($8,5 \times 10^7$ - $5,2 \times 10^4$ CF/100ml) and 99,831% for streptococci ($1,6 \times 10^7$ x $2,7 \times 10^4$ EF/100ml).

The performances of Guarabira and Sape sewage treatment plants were in accordance to their designs project nevertheless the final effluents were not appropriate for environmental discharge.

Í N D I C E

1 - INTRODUÇÃO	001
2 - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	004
2.1 - Lagoas de estabilização	004
2.1.1 - Introdução	004
2.1.2 - Classificação das lagoas de estabilização	007
2.1.3 - Lagoas de estabilização em série....	008
2.2 - Processo de remoção de matéria orgânica em lagoas de estabilização	008
2.2.1 - Digestão anaeróbia de compostos orgânicos	010
2.2.2 - Oxidação aeróbia da matéria orgânica	013
2.3 - Processo de remoção de bactérias indicadoras em lagoas de estabilização.....	015
2.3.1 - Indicadores bacteriológicos	015
2.3.2 - Remoção de indicadores bacteriológicos em lagoas de estabilização	018
2.4 - Mecanismos do processo de estabilização em lagoas de estabilização	022
2.4.1 - Lagoas anaeróbias	022
2.4.2 - Lagoas facultativas	023
2.4.3 - Lagoas de maturação	027
2.5 - Eficiência de tratamento em lagoas de estabilização	028
2.5.1 - Fatores locais	029
2.5.2 - Fatores parcialmente controláveis....	030

2.5.3 - Fatores relacionados ao projeto	031
2.5.4 - Eficiência na remoção de matéria orgânica e bactérias indicadoras em lagoas de estabilização	033
2.5.4.1 - Lagoas anaeróbias	033
2.5.4.2 - Lagoas facultativas	034
2.5.4.3 - Lagoas de maturação	035
3 - MATERIAIS E MÉTODOS	036
3.1 - Sistema de lagoas de estabilização de Guarabira	036
3.2 - Sistema de lagoas de estabilização de Sapé	037
3.3 - Alimentação dos sistemas de lagoas de estabilização	037
3.3.1 - Lagoas de estabilização de Guarabira	037
3.3.2 - Lagoas de estabilização de Sapé	041
3.4 - Medição da vazão média de esgoto	043
3.4.1 - ETE de Guarabira	043
3.4.2 - ETE de Sapé	044
3.5 - Coleta de amostra	044
3.6 - Parâmetros analisados	045
3.6.1 - Parâmetros físico-químicos	046
3.6.1.1 - Temperatura	046
3.6.1.2 - pH	046
3.6.1.3 - Oxigênio Dissolvido	047
3.6.1.4 - DBO ₅	047
3.6.1.5 - DQO	047
3.6.1.6 - Sólidos Suspensos	048

3.6.2 - Parâmetros microbiológicos	049
3.6.2.1 - Coliformes fecais	049
3.6.2.2 - Estreptococos fecais	049
4 - APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS	050
4.1 - Medição da vazão média de esgotos afluentes dos sistemas experimentais	050
4.1.1 - ETE de Guarabira	050
4.1.2 - ETE de Sapé	055
4.2 - Monitoramento físico-químico e microbiológico	063
4.2.1 - ETE de Guarabira	063
4.2.2 - ETE de Sapé	076
4.3 - Eficiência de remoção de fatores físico-químico e microbiológicos dos sistemas Estudados ...	088
4.3.1 - ETE de Guarabira	088
4.3.2 - ETE de Sapé	090
5 - DISCUSSÃO	091
6 - CONCLUSÃO	100
7 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	102
ANEXO 1	113

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2.1 - Fases do processo de conversão da matéria orgânica, em sistemas anaeróbios	011
Figura 2.2 - Esquema de funcionamento de uma lagoa facultativa.	025
Figura 3.1 - Representação esquemática da ETE de Guarabira(PB).	039
Figura 3.2 - Representação esquemática da ETE de Sapé(PB)	040
Figura 3.3 - Esquema do projeto da rede coletora dos esgotos de Sapé(PB)	042
Figura 4.1 - Medição da vazão média gráfica de esgoto, de um perfil típico, realizado no dia 10-11/12/92, na ETE de Guarabira(PB) - poço da EE ₂	053
Figura 4.2 - Distribuição das vazões médias gráficas na EE ₂ da ETE de Guarabira de todo o período	054
Figura 4.3 - Medição da vazão média gráfica de esgoto, de um perfil típico, realizado no dia 06-07/05/92, na ETE de Sapé(PB) - Sub-bacia A	060
Figura 4.4 - Distribuição das vazões médias gráficas da Sub- bacia A de todo o período	061

Figura 4.5 - Média mensal da temperatura no esgoto bruto (EBG) e efluentes das lagoas anaeróbia (A1G) e facultativa (F1G) da ETE de Guarabira, no período de setembro/91 a julho/92	065
Figura 4.6 - Média mensal de pH no esgoto bruto (EBG) e efluentes das lagoas anaeróbia(A1G) e facultativa (F1G) da ETE de Guarabira, no período de setembro/91 a julho/92.	066
Figura 4.7 - Média mensal de oxigenio dissolvido no esgoto bruto (EBG) e efluentes das lagoas anaeróbia (A1G) e facultativa (F1G) da ETE de Guarabira, no período de setembro/91 a julho/92	068
Figura 4.8 - Média mensal da DBO ₅ no esgoto bruto (EBG) e efluentes das lagoas anaeróbia (A1G) e facultativa (F1G) da ETE de Guarabira, no período de setembro/91 a julho/92	069
Figura 4.9 - Média mensal da DQO no esgoto bruto (EBG) e efluentes das lagoas anaeróbia (A1G) e facultativa (F1G) da ETE de Guarabira, no período de setembro/91 a junho/92	071
Figura 4.10- Média mensal de sólidos suspensos no esgoto bruto (EBG) e efluentes das lagoas anaeróbia (A1G) e facultativa (F1G) da ETE de Guarabira, no período de setembro/91 a julho/92	072

- Figura 4.11- Média mensal do log do N^o de coliformes fecais por 100ml no esgoto bruto (EBG) e efluentes das lagoas anaeróbia (A1G) e facultativa (F1G) da ETE de Guarabira, no período de setembro/91 a julho/92 . 074
- Figura 4.12- Média mensal do log do N^o de estreptococos fecais por 100ml no esgoto bruto (EBG) e efluentes das lagoas anaeróbia (A1G) e facultativa (F1G) da ETE de Guarabira, no período de novembro/91 a junho/92 . 075
- Figura 4.13- Média mensal da temperatura no esgoto bruto (EBS) e efluente da lagoa facultativa (F1S) da ETE de Sapé, no período de setembro/91 a junho/92 078
- Figura 4.14- Média mensal de pH no esgoto bruto (EBS) e efluente da lagoa facultativa (F1S) da ETE de Sapé, no período de setembro/91 a junho/92 079
- Figura 4.15 - Média mensal de oxigenio dissolvido no esgoto bruto (EBS) e efluente da lagoa facultativa (F1S) da ETE de Sapé, no período de setembro/91 a junho/92 ... 081
- Figura 4.16- Média mensal da DBO₅ no esgoto bruto (EBS) e efluente da lagoa facultativa (F1S) da ETE de Sapé, no período de setembro/91 a junho/92 082
- Figura 4.17- Média mensal da DQD no esgoto bruto (EBS) e efluente da lagoa facultativa (F1S) da ETE de Sapé, no período de setembro/91 a junho/92 083

Figura 4.18- Média mensal de sólidos suspensos no esgoto bruto (EBS) e efluente da lagoa facultativa (F1G) da ETE de Sapé, no período de setembro/91 a julho/92 ... 085

Figura 4.19- Média mensal do log do N^o de coliformes fecais por 100ml no esgoto bruto (EBS) e efluente da lagoa facultativa (F1S) da ETE de Sapé, no período de setembro/91 a julho/92 086

Figura 4.20- Média mensal do log do N^o de estreptococos fecais por 100ml no esgoto bruto (EBS) e efluente da lagoa facultativa (F1S) da ETE de Sapé, no período de Novembro/91 a junho/92 087

ÍNDICE DE QUADROS

Quadro 3.1 - Características físicas e operacionais das lagoas de estabilização da ETE de Guarabira - PB, no período de setembro/1991 à julho/1992 (Módulo 1) 038

Quadro 3.2 - Características físicas e operacionais da lagoa de estabilização da ETE de Sapé - PB, no período de setembro/1991 à junho/1992 038

ÍNDICE DE TABELAS

- Tabela 4.1 - Cálculo do tempo de enchimento do poço da EE₂ de acordo com o horário de funcionamento das bombas da ETE de Guarabira (PB) 051
- Tabela 4.2 - Vazões médias dos 6 (seis) perfis de 24 horas, realizados na EE₂ da ETE de Guarabira (PB) 052
- Tabela 4.3 - Medição da vazão da sub-bacia A, da ETE de Sapé (PB), no dia 06-07/05/92, pelo tempo de enchimento de um volume conhecido (V = 1331) 056
- Tabela 4.4 - Vazões médias dos 6 (seis) perfis de 24 horas, realizados na sub-bacia A do sistema de Sapé (PB). 057
- Tabela 4.5 - Medição da vazão da sub-bacia B nos dias 10-11/10/92 com auxílio de uma vara graduada a cada 50 cm .. 058
- Tabela 4.6 - Medição da vazão da sub-bacia C nos dias 13-14/10/92 com auxílio de uma bola de isopor (diâmetro 200 mm) com cordão graduado a cada 50 cm 058
- Tabela 4.7 - Valores médios dos 3 (três) perfis de 24 horas, realizados nas sub-bacias B e C do sistema de Sapé (PB) 059

Tabela 4.8	- Valores médios, mínimos e máximos dos parâmetros analisados no esgoto bruto (EBG) e efluentes da lagoa anaeróbia (A1G) e facultativa (F1G) da ETE de Guarabira (PB), durante o período entre 04/09/91 à 29/07/92	064
Tabela 4.9	- Valores médios, mínimos e máximos dos parâmetros analisados no esgoto bruto (EBS) e efluente da lagoa facultativa (F1S) da ETE de Sapé (PB), durante o período entre 04/09/91 à 17/06/92	077
Tabela 4.10	- Percentagem de remoção de DBO ₅ , DQO, sólido suspensos coliformes fecais e estreptococos fecais durante o monitoramento dos sistemas experimentais	089
Tabela 1	- Tentativa de medição das vazões horárias da sub-bacia B nos dias 10-11/10/92, com auxílio de uma vara graduada a cada 50 cm	115
Tabela 2	- Tentativa de medição das vazões horárias da sub-bacia C nos dias 13-14/10/92, com auxílio de uma bola de isopor (diam. 200 mm) com um cordão graduado a cada 50 cm	116

1. INTRODUÇÃO

As atividades de saneamento procuram, através da proteção ambiental, a segurança sanitária necessária para a melhoria da qualidade de vida da população. Se até há pouco tempo a preocupação com a natureza era algo restrito a uma elite, hoje tal questão interessa ao homem comum, que começa a ver na ameaça às condições de equilíbrio da natureza um risco à sua própria sobrevivência. Isto não significa dizer que já exista uma consciência nacional com relação à proteção do meio ambiente. Embora tenha aumentado o grau de responsabilidade das empresas, que, por força da lei, são obrigadas a considerar o problema ambiental em seus empreendimentos, persistem ainda atividades predatórias, que devem ser corrigidas.

Porém, a questão ambiental no Brasil, como em qualquer país, está muito ligada à qualidade de vida, traduzida nas condições de moradia, de saneamento básico, de educação e saúde. É necessário que, além da boa alimentação, item básico à sobrevivência de qualquer ser humano, a sociedade possa contar com boa qualidade do ar e água, com instalações sanitárias adequadas, com redes e tratamento de esgotos, com áreas de lazer, enfim, com itens necessários a uma vida saudável. O Brasil, apesar de ostentar a posição de décima economia do mundo, apresenta por outro lado, índices preocupantes com respeito à qualidade de vida do seu povo, tais como: dois terços da população vive subalimentado, o índice de mortalidade infantil é de 65 por 1000 (o maior da América Latina), 54

milhões de pessoas não dispõem de abastecimento de água, 108 milhões não têm esgotamento sanitário e 75 milhões não contam com coleta de resíduos sólidos (Saneamento Ambiental, 1990).

Uma das atividades básicas no saneamento é o tratamento adequado de águas residuárias. Este tem como finalidade a remoção dos principais constituintes indesejáveis do esgoto: sólidos em suspensão, matéria orgânica biodegradável, organismos patogênicos e nutrientes (principalmente fósforo e nitrogênio). O lançamento de efluentes oriundos de estações de tratamento de águas residuárias em corpos receptores deve atender aos limites estabelecidos pelos órgãos de fiscalização, para diminuir o perigo à saúde e melhorar a qualidade de vida da população a jusante.

Em países tropicais como o Brasil, as lagoas de estabilização constituem um método eficiente para tratamento de águas residuárias, pois as elevadas temperaturas médias anuais aceleram a atividade microbiana. As lagoas apresentam custos relativamente baixos para sua construção e operação, são de fácil manutenção e podem tratar grande variedade de águas residuárias domésticas e industriais. A principal desvantagem desse sistema é requerer mais terreno que qualquer outro sistema de tratamento (Mendonça, 1990).

As lagoas de estabilização são constituídas de escavação rasa cercada de taludes de terra, geralmente com a forma retangular ou quadrada (Mendonça, 1990). O tratamento de esgotos, em lagoas, caracteriza-se por elevada redução da matéria orgânica e de organismos patogênicos. A eficiência das lagoas, caso estejam adequadamente dimensionadas, dependerá da operação e manutenção do sistema. Por outro lado, a avaliação do desempenho destas será mais acurado, quanto maior for a representatividade e método de coleta das amostras, da técnica e método aplicado nas análises de laboratório e da experiência e competência do técnico.

Este trabalho teve como objetivo avaliar o desempenho de dois sistemas de lagoas de estabilização em escala real (ETE's de Guarabira e Sapé), na remoção de matéria orgânica (expressa como DBO₅ e DQO), de sólidos suspensos e de indicadores bacteriológicos (coliformes fecais e estreptococos fecais).

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Lagoas de estabilização

2.1.1. Introdução

O problema de lançamento de substâncias poluidoras nos corpos de água receptores, quer sejam córregos, rios, lagos, estuários ou faixa costeira dos oceanos, tem exigido, de longa data, a atenção dos engenheiros sanitaristas e de outros pesquisadores (Rodrigues, 1975). Para solucioná-lo existem diversos métodos de tratamento de águas residuárias, cujo objetivo é melhorar as características do esgoto, de tal maneira que o efluente final possa ser reutilizado ou que sua disposição final em águas superficiais atenda à qualidade definida pela legislação vigente, diminuindo o impacto ambiental. O tratamento biológico de águas residuárias domésticas é fundamentado na transformação da matéria orgânica em inorgânica (mineralização) e na remoção dos organismos patogênicos.

Quando a matéria orgânica é lançada nos corpos aquáticos, a atividade microbiana é estimulada, com o conseqüente consumo de oxigênio dissolvido, aumentando também a turbidez e a concentração de sólidos na água. Os organismos patogênicos, excretados com as fezes, nas águas residuárias, são responsáveis pelas doenças de veiculação hídrica. Estas enfermidades resultam em elevadas taxas de mortalidade e morbidade nos países em desenvolvimento (Ceballos, 1990).

Para evitar a degradação dos recursos hídricos, é necessário o tratamento das águas residuárias antes de seu lançamento no meio ambiente. O processo de depuração é feito através de métodos de tratamento que são classificados em convencionais e não-convencionais. Os métodos convencionais, como filtros biológicos e lodos ativados, são bastante utilizados, mas requerem altos custos de execução, operação e manutenção, têm construção complexa e apresentam baixas remoções de microrganismos patogênicos (Florentino, 1992).

Dentre os sistemas não-convencionais de tratamento de efluentes líquidos, destacam-se as lagoas de estabilização. Nessas o material orgânico presente nas águas residuárias é estabilizado por processos biológicos, e portanto naturais, envolvendo principalmente bactérias e algas (Silva & Mara, 1979). Seu uso é ideal em climas quentes, onde a temperatura ambiente não limita a atividade microbiana (Pearson, 1987).

As lagoas de estabilização produzem um efluente de alta qualidade com excelente redução de microrganismos patogênicos, a um custo baixo de execução e operação com um mínimo de manutenção, tarefas estas executadas por pessoal não necessariamente especializado. Além dessas vantagens, adicionam-se:

(a) lagoas de estabilização podem absorver aumentos bruscos de cargas hidráulicas e orgânicas (Silva, 1982; Mara & Pearson, 1986; Bartone, 1986);

(b) toleram altas concentrações de metais pesados, aproximadamente de 30 mg/l (Mara & Pearson, 1986), até 60 mg/l (Pearson, 1987);

(c) possibilidade da reutilização do efluente final em agricultura ou aquicultura, devido a elevada eficiência na remoção de patógenos (Silva, 1982; Feachem et al., 1983; Bartone, 1986; Mara & Pearson, 1986);

(d) podem tratar uma grande variedade de águas residuárias, industriais e agrícolas (Dinges, 1982; Bartone, 1986);

(e) o efluente é rico em nutrientes e algas, o que propicia seu uso para a irrigação e aquicultura (Bartone, 1986);

(f) são econômicas, pois utilizam como fonte de energia a radiação solar e a energia química liberada pela degradação da matéria orgânica, em vez da energia elétrica (Silva, 1982; Mara & Pearson, 1986).

Em virtude das lagoas atuarem através de processos inteiramente naturais, a velocidade de oxidação da matéria orgânica é reduzida, conseqüentemente, elas necessitam de longos tempos de detenção hidráulica. Portanto, uma grande área de terreno é requerida para sua implantação. Em localidades onde os terrenos são disponíveis e de custo relativamente baixo, isso não é considerado como desvantagem (Costa, 1992).

2.1.2. Classificação das lagoas de estabilização

Segundo Arthur (1983), os mais importantes processos que atuam no tratamento de águas residuárias através de lagoas de estabilização, são:

- o efeito reservatório que permite a lagoa absorver tanto alta carga orgânica quanto hidráulica;
- a sedimentação, permitindo que sólidos sedimentáveis sejam depositados no fundo da lagoa;
- a estabilização da matéria orgânica presente no esgoto por bactérias aeróbias e anaeróbias.

As lagoas de estabilização são geralmente classificadas em anaeróbia, facultativa e de maturação, de acordo com a atividade metabólica predominante. Lagoas anaeróbias operam com altas cargas orgânicas e atuam como uma unidade primária em um sistema em série de lagoas. Esses reatores baseiam-se na digestão anaeróbia para degradar a matéria orgânica. Por outro lado, as lagoas facultativas operam com cargas orgânicas mais baixas que as utilizadas em lagoas anaeróbias, permitindo que algas se desenvolvam nas camadas mais superficiais e iluminadas. Essas, através da atividade fotossintética, oxigenam a massa líquida da lagoa, modificam o pH e consomem nutrientes inorgânicos. As lagoas de maturação são predominantemente aeróbias, em virtude da remoção da maior parte da carga orgânica afluyente ser efetuada pelas unidades precedentes. Sua principal função é a destruição de organismos patogênicos.

2.1.3. Lagoas de estabilização em série

O número de lagoas numa série é geralmente determinado pelo grau de tratamento desejado, que depende do destino do efluente final. A configuração mais comum em projetos de sistemas de lagoas em série é de uma lagoa anaeróbia, seguida de uma facultativa e um número determinado de lagoas de maturação (Mara & Pearson, 1986).

Marais (1974) observou que o efluente de uma série de lagoas de estabilização é de melhor qualidade física, química e microbiológica do que o efluente de uma única lagoa, com mesma área, tempo de detenção e carga orgânica. Estudos efetuados por Mara (1976) confirmaram esse comportamento, em virtude de uma série de lagoas se aproximar, no conjunto, a um reator de carga não dispersa, que é comprovadamente mais eficiente do que um reator de carga totalmente dispersa. A eficiência de lagoas em série aumenta com um número maior de lagoas (Mara & Pearson, 1986), principalmente se forem empregados tempos de detenção iguais em cada unidade (Marais, 1974).

2.2. Processo de remoção de matéria orgânica em lagoas de estabilização

Nas lagoas de estabilização, os microrganismos transformam biologicamente a matéria orgânica, presente no esgoto, em produtos finais mais estáveis, através da digestão anaeróbia de compostos orgânicos, por bactérias anaeróbias e da oxidação

compostos orgânicos, por bactérias anaeróbias e da oxidação aeróbia da matéria orgânica por bactérias aeróbias e/ou facultativas.

O material sólido decantável do esgoto bruto é depositado no fundo das lagoas, na forma de lodo, e sofre processo de digestão anaeróbia, que decompõe a massa de lodo em novas bactérias, gases e sais minerais. Parcela da matéria orgânica em suspensão na massa líquida de lagoa anaeróbia também será estabilizada através da digestão anaeróbia. A concentração de sólidos suspensos em efluentes de sistemas de lagoas de estabilização é elevada. Contudo, não há um consenso entre autores sobre a remoção de sólidos suspensos nesses sistemas (Gloyna & Tischler, 1981; Arthur, 1983). O excesso de sólidos, de acordo com Arthur (1983), é considerado como uma desvantagem do uso desse método de tratamento.

Gloyna e Tischler (1981), no entanto, ponderam que os sólidos suspensos no efluente de lagoas são devidos à presença de algas, cujas características diferem dos sólidos de esgoto ou de outros processos de tratamento. As algas quando lançadas no meio ambiente através do efluente de lagoas de estabilização são dispersas e nas horas iluminadas auxiliam na oxigenação do corpo receptor (Mara *et al.*, 1992), podendo ser consumida pelo zooplâncton e não exercendo uma DBO no corpo receptor.

2.2.1. Digestão anaeróbia de compostos orgânicos

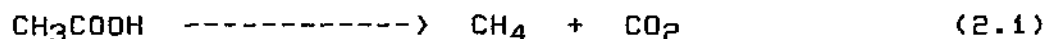
Gujer e Zehnder (1983), citados por van Haandel e Letinga (1991), mostram que o processo de conversão da matéria orgânica em sistemas anaeróbios pode ser descrito em quatro fases distintas (Figura 2.1).

As bactérias fermentativas dos sistemas anaeróbios, na fase da hidrólise, degradam o material orgânico particulado, como as proteínas, os carboidratos e os lípidos, que serão convertidos em aminoácidos, açúcares solúveis (mono e dissacarídeos) e ácidos graxos de cadeias longas e glicerol, respectivamente.

Na fase da acidogênese, as bactérias fermentativas absorvem os compostos dissolvidos da fase de hidrólise e excretam compostos simples, como ácidos graxos voláteis, álcoois, ácido láctico e compostos minerais como dióxido de carbono, hidrogênio, amônia e sulfeto de hidrogênio. Esses produtos são convertidos em acetato, hidrogênio e dióxido de carbono, na fase da acetogênese.

Finalmente, ocorre a produção do metano, na fase da metanogênese, com intervenção das bactérias acetotrópicas e hidrogenotrópicas, de acordo com as seguintes equações:

Metanogênese Acetotrópica



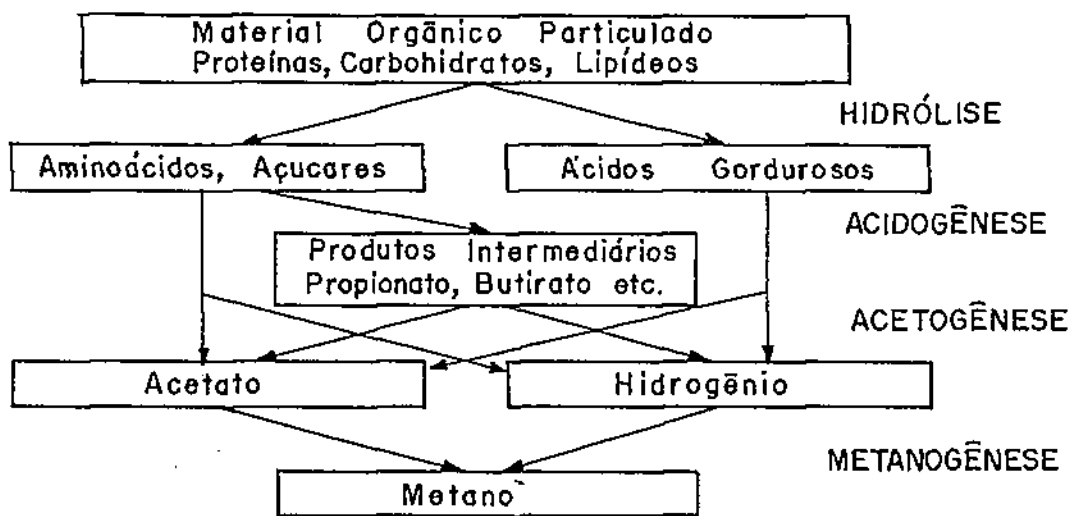
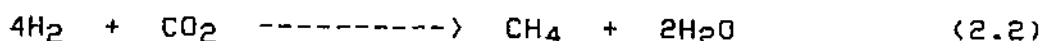


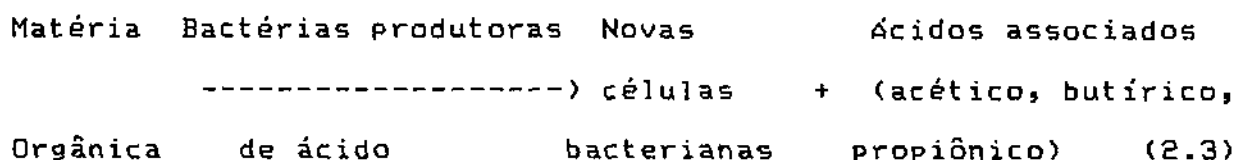
Figura: 2.1 - Fases do processo de conversão da matéria orgânica, em sistemas anaeróbios.

(Fonte: Van Haandel e Letinga, 1991).

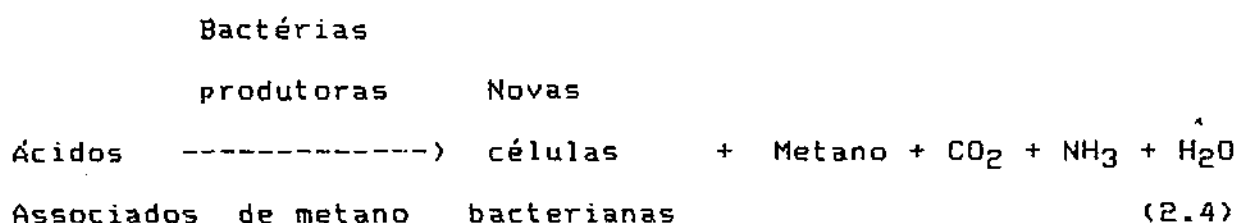
Metanogênese Hidrogenotrófica



Segundo Arthur (1983), a remoção biológica da matéria orgânica na digestão anaeróbia é um processo de dois estágios de degradação, no qual o primeiro deles é denominado putrefação, ou fermentação ácida, e o segundo, fermentação metanogênica. Na fase de putrefação, compostos orgânicos hidrolizados são convertidos em ácidos orgânicos, tais como, acético, propiônico e butírico, por bactérias anaeróbias produtoras de ácidos (de Oliveira, 1990; van Haandel & Letinga, 1991).



Após serem neutralizados pela ação tamponadora de bicarbonatos presentes na solução, os ácidos orgânicos, produtos do primeiro estágio, são bioquimicamente transformados em metano e outros produtos simples, pela ação de bactérias metanogênicas (Oswald, 1968; Arthur, 1983; de Oliveira, 1983, 1990). Esta segunda fase é conhecida como fermentação metanogênica.



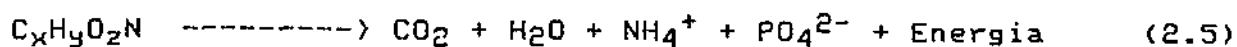
Na digestão anaeróbia a neutralização, ocorrida pela ação do bicarbonato, é de suma importância para a realização do processo, visto que as bactérias metanogênicas são muito sensíveis a condições ácidas, variações no pH, presença de detergentes e metais pesados, variações de alcalinidade, temperatura e concentrações de sulfetos (Middlebrooks et al., 1982; de Oliveira, 1983, 1990).

2.2.2. Oxidação aeróbia da matéria orgânica

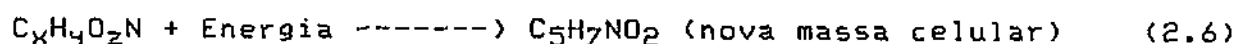
A oxidação aeróbia promove a depuração das águas residuárias através da remoção de matéria orgânica e de algumas substâncias inorgânicas pelo metabolismo de organismos diversos em presença de oxigênio dissolvido na água. A estabilização da matéria orgânica é efetuada principalmente por bactérias e protozoários e o oxigênio necessário para a oxidação é produzido por algas (Hess, 1975)

Na oxidação aeróbia, parte do material orgânico metabolizado é transformado bioquimicamente em produtos finais estáveis, tais como dióxido de carbono, água, fosfato e amônia, num processo denominado de catabolismo ou dissimilação, que é acompanhado por liberação de energia. Parte dessa energia é utilizada para a síntese de nova massa celular, em outro processo que ocorre simultaneamente ao primeiro, e é denominado anabolismo (Mara, 1976; van Haandel, 1981). As equações abaixo representam as reações que ocorrem em ambos os processos:

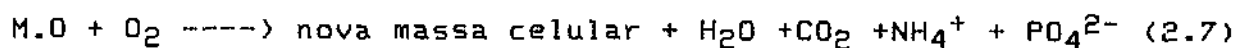
. Catabolismo



. Anabolismo

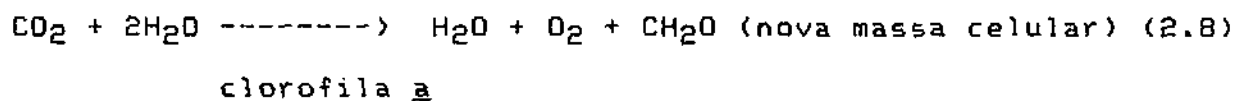


O metabolismo aeróbio também pode ser representado através da equação geral abaixo (Arthur, 1983)



O oxigênio requerido para a oxidação aeróbia da matéria orgânica é fornecido principalmente por algas e cianobactérias (algas verde-azuladas) através de atividade fotossintética que pode ser expressa de maneira simples através da equação (Arthur, 1983):

luz



2.3. Processo de remoção de bactérias indicadoras em lagoas de estabilização

2.3.1. Indicadores bacteriológicos

As doenças de veiculação hídrica, como hepatite infecciosa, poliomielite, as febres tifóide e paratífóide, disenterias bacilares, a cólera, amebíase, esquistossomose e ancilostomíase são causadas por vírus, bactérias, protozoários e helmintos que parasitam o intestino do homem e de animais doentes (CETESB, 1978). A disseminação das doenças de transmissão hídrica é favorecida pelas deficiências higiênicas da população, tendo como causa principal a falta de saneamento básico (Sewell, 1978).

Com a finalidade de efetuar o controle da qualidade bacteriológica de diferentes tipos de águas e efluentes, foram definidas bactérias indicadoras de contaminação fecal. Segundo Feachem et al. (1983), essas bactérias devem reunir as seguintes características:

- (a) ser um componente normal da flora intestinal de indivíduos sadios;
- (b) ser de origem exclusivamente fecal;
- (c) estar ausente no meio ambiente e em animais;
- (d) estar presente sempre que microrganismos patogênicos intestinais estiverem presentes;
- (e) apresentar números mais elevados que os patógenos intestinais;

- (f) não se reproduzir fora do intestino;
- (g) apresentar taxa de morte igual ou levemente menor que os patógenos intestinais;
- (h) ser fácil de detectar e quantificar;
- (i) não ser patogênica.

Não existe nenhuma bactéria que reúna todas essas condições. Os três principais grupos que cumprem com alguns desses requisitos e são denominadas bactérias indicadoras, são coliformes (totais e fecais), estreptococos fecais e o Clostridium perfringens (Feachem et al., 1983; Mara, 1974). Nos últimos anos foram propostos outros indicadores, destacando-se Bifidobacterium spp., Pseudomonas aeruginosa e colífagos (Ceballos, 1990).

A determinação dos organismos patogênicos é inviável para o controle bacteriológico de rotina, pois aparecem na água geralmente em números baixos e de forma intermitente. Além disso, seu isolamento e identificação exigem pessoal especializado e as análises são de custo elevado e muito demoradas (em média, seis dias).

O grupo Coliforme é constituído pelos gêneros Klebsiella, Citrobacter, Enterobacter e pela espécie Escherichia coli. O grupo pode ser dividido em organismos fecais e totais. Os coliformes fecais (especialmente E. coli) são de origem exclusivamente fecal, enquanto que os coliformes totais estão presentes nas fezes, em águas naturais, no solo e em vegetais (Klebsiella, Citrobacter, Enterobacter).

Os coliformes fecais e totais são bastonetes Gram negativos, não esporulados de aproximadamente 0,2 - 0,3 um x 2 - 3 um, aeróbios ou facultativos. Fermentam a lactose em 24 - 48 horas a 35 - 37°C com produção de ácido e gás. A diferenciação entre os dois grupos é feita utilizando-se a propriedade dos coliformes fecais em fermentar a lactose a 44,5°C, com a produção de ácido e gás. Devido a esta capacidade de crescer a temperaturas mais elevadas, são denominados coliformes termotolerantes. Como os coliformes totais podem não ser de origem fecal, são de valor limitado na avaliação de contaminação de águas, sendo preferível o uso de coliformes fecais. Estas bactérias estão nas fezes humanas na concentração de 10^6 - 10^9 ufc/grama.

Outros indicadores de poluição fecal são os estreptococos fecais, que devido a sua maior capacidade de sobrevivência e escassa tendência a se multiplicar no exterior, tornam-se indicadores com vantagens sobre os coliformes. No laboratório, são fáceis de isolar e quantificar e crescem bem a 37°C. Servem para confirmar a poluição fecal quando os coliformes estão ausentes.

Os estreptococos fecais são bactérias em forma de cocos, Gram positivos, de aproximadamente 1 um de diâmetro, que se apresentam em cadeias curtas e formam parte da biota intestinal dos animais de sangue quente e do homem (APHA, 1989). Estas bactérias estão nas fezes humanas na concentração de 10^5 - 10^8 EF/grama (Feachem et al., 1983). O grupo atinge espécies de origem animal (S. bovis, S. equinus, S. gallinarum) e espécies

de origem principalmente humana (S. faecalis, S. faecium), sendo as mais resistentes no meio ambiente (Ceballos, 1990).

2.3.2. Remoção de indicadores bacteriológicos em lagoas de estabilização.

Polprasert et al. (1983), em estudos desenvolvidos com lagoas em escala de laboratório, piloto e real, verificaram que o decaimento bacteriano é um fenômeno complexo envolvendo fatores ambientais e interações entre os microrganismos existentes num reator. Dentre os fatores mencionados na literatura como importantes para acelerar o decaimento de coliformes, os mais citados são:

- (a) temperatura elevada (Parker, 1962);
- (b) radiação solar (Moeller & Calkins, 1980);
- (c) pH elevado (Parhad & Rao, 1974; Pearson et al., 1987; Mayo, 1989);
- (d) diminuição de nutrientes orgânicos (James, 1987);
- (e) condições aeróbias (Marais, 1974) especialmente com níveis de saturação de oxigênio dissolvido (Pearson & Silva, 1979);
- (f) competição entre espécies de bactérias, inibição devido à excreção de produtos extracelulares por espécies do fitoplâncton e predação por espécies do zooplâncton (Legendre et al., 1984);
- (g) baixos níveis de CO₂ (Gray, 1975);

- (h) tempo de permanência (Smallman, 1986);
- (i) efeito sinérgico de alguns desses fatores (Pearson et al., 1987)

A eficiência da lagoa na remoção de indicadores bacteriológicos aumenta, dentro de certos limites, com a elevação da temperatura (Branco, 1986). As mudanças de temperatura podem causar tanto variações nas taxas de fermentação bacteriana, como também, na concentração de oxigênio dissolvido na massa líquida e mudança na população de algas (Gloyna & Herman, 1956). Parker (1962) pesquisando a redução de E. coli e S. faecalis, em lagoas de estabilização nos E.U.A., sugeriu que além do tempo de detenção, a temperatura exerceu influência sobre a redução de 99,9% das bactérias estudadas.

O efeito bactericida da luz solar sobre a população de coliformes fecais presentes em lagoas de estabilização foi estudada por Moeller e Calkins (1980) durante o verão, no E.U.A. Eles observaram uma redução de até 90%, em amostras coletadas junto à superfície da lagoa, expostas ao sol por 30 minutos. A eliminação de bactérias submetidas à ação da luz solar depende de um conjunto de fatores, como baixa turbidez e tempo de exposição ao sol (Ceballos et al., 1993).

Estudos de Whitelam e Cood (1986) relataram que radiações de comprimento de onda superior a 320 nm, em presença de concentrações elevadas de oxigênio molecular e baixos níveis de CO₂, têm efeito letal sobre os microrganismos. Reações fotoquímicas, mediadas por moléculas fotosensíveis presentes na

água e no interior dos microrganismos produziriam a foto-oxidação de alguns componentes celulares, particularmente da membrana citoplasmática. Nestas reações estariam envolvidas formas tóxicas de oxigênio formadas sob ação dos fotossensibilizadores. Foram citados como sensibilizadores exógenos o ácido húmico e a clorofila a liberada pelas algas mortas. Componentes de ácidos nucleicos (4 - tiuridina), triptofano e porfinas seriam alguns dos sensibilizadores endógenos (Ceballos, 1990).

Os altos valores de pH e oxigênio dissolvido, observados em lagoas de estabilização, são resultantes da fotossíntese das algas. Parhad e Rao (1974), em experimentos de culturas mixtas de alga e bactérias, evidenciaram que pH superior a 9,2 inibia o crescimento de E. coli. Essa ação inibitória estaria associada à ionização da membrana celular e à alteração do pH intracelular, o que, anularia o metabolismo bacteriano. Pearson et al. (1987), além de confirmarem esses resultados, sugeriram que no período diurno, os valores de pH próximos ou maiores que 9,0 já desempenhariam um papel importante na aceleração da morte dos coliformes fecais em lagoas de estabilização, especialmente sob condições nutricionais deficientes.

A redução da concentração de nutrientes é resultante de transformações físico-químicas que ocorrem ao longo de uma série de lagoas, como a precipitação de ortofosfato solúvel em pH superior a 9,0 (Sawyer e McCarty, 1985) e volatilização de amônia em pH acima de 9,3 a 20°C (8,6 a 30°C) (van Haandel & Letinga, 1991).

Pearson e Silva (1979), estudando as variações da densidade de coliformes fecais com as concentrações de oxigênio dissolvido nos efluentes de lagoas facultativas e de maturação, verificaram que havia uma relação indireta entre esses dois parâmetros. Eles observaram que na lagoa facultativa havia um gradiente decrescente de oxigênio dissolvido até 25 cm de profundidade, mas somente nos primeiros 10 cm a concentração de oxigênio era elevada. Este gradiente provocaria uma movimentação das bactérias à profundidade onde as concentrações de oxigênio fossem menores, numa região muito abaixo do ponto de descarga do efluente. Este fenômeno justificaria o número reduzido de bactérias no efluente, quando a concentração de oxigênio fosse elevada.

As cadeias alimentares existentes nas lagoas são constituídas por algas, protozoários, rotíferos, microcrustáceos e bactérias como os decompositores (Hammer, 1979; Feachem *et al.*, 1983). Os representantes do zooplâncton são os principais predadores de algas e bactérias, além da ação de bacteriófagos que após infectar bactérias, causam lises.

A diminuição de CO₂ presente em águas naturais devido à atividade fotossintética das algas é sugerido por Gray (1975) como fator importante na redução de E. coli e outras bactérias, pois sendo um importante gás para o metabolismo da E. coli, sua ausência afetaria o mesmo. Trousselier *et al.* (1986) afirmam que a diminuição do CO₂, nos períodos de fotossíntese intensa, torna o meio aquático mais básico e conseqüentemente mais inóspito às bactérias coliformes.

Segundo Smallman (1986), o tempo de detenção hidráulica pode determinar a eficiência do sistema, pois tempos curtos inibem a geração do ecossistema algas-bactérias ao impedir a proliferação de algas. Por outro lado, tempos longos podem induzir o crescimento exagerado das mesmas, provocando a formação de uma camada superficial verde que favorece o auto-sombreamento e que causa ruptura da inter-relação algas-bactérias, o aparecimento de condições anaeróbias e a diminuição da eficiência na remoção de patógenos (Ceballos, 1990).

2.4. Mecanismos do processo de estabilização em lagoas de estabilização

2.4.1. Lagoas anaeróbias

São reatores projetados para funcionar no tratamento primário de águas residuárias. Seu uso é vantajoso para o tratamento de esgotos com DBO_5 em torno de 300 mg/l e com sólidos suspensos em concentrações maiores que 300 mg/l (Mara & Pearson, 1986). A lagoa anaeróbia não depende da ação fotossintética das algas, podendo assim ser construída com profundidade maior do que outros tipos de lagoas. Normalmente, profundidade entre 2,0 a 5,0 m (Mendonça, 1990) é recomendada, sendo suficiente para permitir a acumulação do lodo no fundo da lagoa (Bradley & da Silva, 1976). Temperaturas na faixa de 15° a 19°C (Silva & Mara, 1979) e pH entre 6,8 e 7,4 são considerados mínimos para o processo, sendo que, abaixo desses valores, a digestão não ocorre consistentemente e as lagoas passam a atuar como simples tanques de sedimentação e acumulação de lodos.

Mara (1976) afirma que o sucesso da operação das lagoas anaeróbias depende do delicado equilíbrio entre as bactérias formadoras de ácidos e as formadoras de metano, já que as últimas são muito sensíveis aos fatores mencionados no processo de digestão anaeróbia de compostos orgânicos (item 2.2.1).

As lagoas anaeróbias são suscetíveis a apresentarem desprendimento de odores e a formação de espuma na superfície da água, sob a forma de placas de cor cinza escura ou negra que comprometem o aspecto estético das instalações. Os odores ofensivos ocorrem, principalmente, quando a carga volumétrica ultrapassa valores superiores a $400 \text{ g DBO}_5 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ (Mara, 1976) ou quando a concentração de sulfato afluente é maior que 500 mg/l (Gloyna, 1971). Elevadas cargas volumétricas provocam a predominância de condições anaeróbias na lagoa, e favorecem o desprendimento do gás sulfídrico (H_2S). O equilíbrio de H_2S é estabelecido quando o pH é mantido acima de 7,0, predominando as formas não gasosas H^+ e S^{2-} (APHA, 1989).

2.4.2. Lagoas facultativas

As lagoas facultativas têm profundidades que variam de 1,0 a 2,5 m (Mendonça, 1990) e podem tratar águas residuárias brutas (lagoa facultativa primária) ou provenientes de um pré-tratamento (lagoa facultativa secundária). São chamadas de facultativas devido à existência de condições aeróbias na região próxima à superfície e condições anaeróbias mantidas na parte inferior, onde parcela da matéria orgânica é sedimentada.

As condições de aerobiose nas camadas superiores dessas lagoas são, principalmente, mantidas através da atividade fotossintética das algas. O aparecimento de algas é consequência da presença de nutrientes oriundos da mineralização da matéria orgânica afluenta pelas bactérias, com a produção, entre outros compostos, de dióxido de carbono e sais de nitrogênio e fósforo. As algas utilizam esses compostos inorgânicos e através da fotossíntese ocorre a formação de nova massa celular e a liberação de oxigênio molecular. Este é utilizado por bactérias aeróbias e facultativas na oxidação de mais matéria orgânica, completando o ciclo simbiótico que aparece representado na Figura 2.2.

No fundo e nas regiões anaeróbias do reator facultativo, os sólidos afluentes sofrem um processo de degradação anaeróbia, com a liberação de gases como metano, sulfeto de hidrogênio, nitrogênio amoniacal e dióxido de carbono, os quais se deslocam para a superfície e boa parte escapa para a atmosfera (Ouano, 1983).

As concentrações de oxigênio dissolvido variam com a atividade fotossintética das algas, que por sua vez é dependente das condições climáticas predominantes. Segundo König (1984), as concentrações de oxigênio dissolvido podem atingir valores de até 20 mg/l, no período compreendido entre 12 e 16 horas. A elevada atividade fotossintética das algas também promove aumento nos valores do pH devido à existência de um déficit de dióxido de carbono dissolvido na massa líquida. Esse aumento é ocasionado pelo desequilíbrio entre a remoção acelerada desse

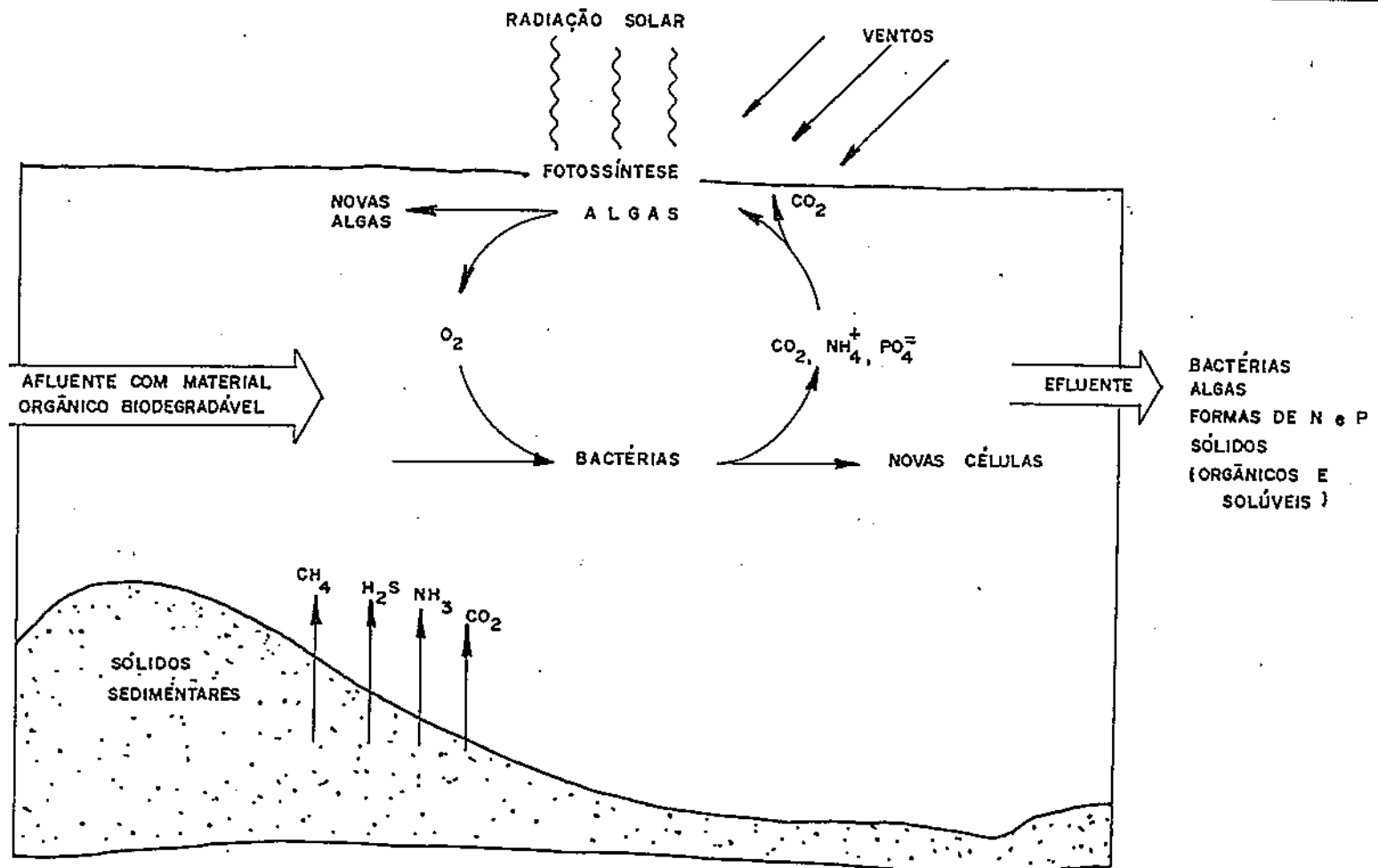
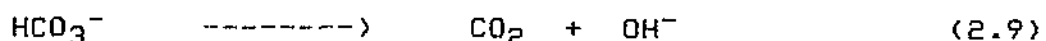


Figura: 2.2 - Esquema de funcionamento de uma lagoa facultativa
(Modificado de Pessoa e Jordão, 1975.)

composto pelas algas e a produção insuficiente pelas bactérias. Na ausência de dióxido de carbono, inicia-se a dissociação dos íons bicarbonatos presentes, produzindo mais dióxido de carbono, com a formação de íons hidroxilas, responsáveis pelo aumento de pH:



Em lagoas facultativas, os ventos são responsáveis pela mistura da massa líquida, proporcionando sua oxigenação. Esse fenômeno em conjunto com a fotossíntese, mantém as condições de aerobiose das camadas superficiais das lagoas, melhorando a eficiência da estabilização dos resíduos orgânicos. Segundo Mara (1976), é através da ação dos ventos que se impede a formação de áreas com águas estagnadas na lagoa, a ocorrência de curtos circuitos hidráulicos e melhor distribuição vertical de DBO, algas e oxigênio. A mistura da massa líquida permite que as algas não flageladas se desloquem até a zona fótica para realizar a fotossíntese.

Por outro lado, em lagoa facultativa é verificada a ocorrência de um fenômeno que impede o transporte de oxigênio das camadas mais próximas da superfície para as camadas mais profundas da coluna de água. Este fenômeno é conhecido como estratificação térmica e se desenvolve como resultado da radiação solar intensa e da ausência de mistura, que aquecendo as camadas superficiais, produz uma camada quente superior, de baixa densidade, na qual, muitas vezes, temperaturas acima de 35°C são comuns (Ellis, 1983; Back, 1986). A camada quente

superior é separada da fria (mais densa) por uma zona, denominada de termoclina (Silva & Mara, 1979), que apresenta grande variação de temperatura.

O maior aquecimento da camada superior da lagoa é responsável pela movimentação das algas flageladas, que por não suportarem a intensa radiação solar incidente nas camadas superficiais, afastam-se para níveis inferiores - 300 a 500 mm abaixo da superfície (Silva & Mara, 1979) - formando uma espessa camada, impedindo a penetração da luz solar, abaixo dessa profundidade, conseqüentemente, provocando uma redução na produção de oxigênio dissolvido, comprometendo a degradação do material orgânico. As algas não flageladas que decantam nas regiões mais profundas e escuras das lagoas, passam a exercer uma demanda de oxigênio, por estarem impossibilitadas de executar atividades fotossintéticas, tornando essa região, abaixo da termoclina, rapidamente anaeróbia (Mara, 1976)

Outra desvantagem da estratificação é o aparecimento de curto-circuito hidráulico, que é a passagem de águas residuárias através das camadas superficiais da lagoa sem se misturar com o restante de água acumulada, reduzindo consideravelmente, o tempo de detenção efetivo. Além disso, a estratificação impede a distribuição do oxigênio por toda a massa líquida, reduzindo a região onde ocorre atividade aeróbia.

2.4.3. Lagoas de Maturação

São reatores geralmente usados num estágio posterior às lagoas facultativas e têm como principal função a destruição de microrganismos patogênicos. Apresentam profundidade de 1 a 2 m e longo tempo de detenção hidráulica. Além disso, essas lagoas podem ser projetadas para algumas das seguintes finalidades (Ellis, 1983):

- (a) diminuir a concentração de material orgânico biodegradável;
- (b) oxidar a amônia remanescente para nitrato;
- (c) diminuir a concentração de sólidos suspensos;
- (d) diminuir a concentração de nutrientes solúveis.

As lagoas de maturação são aeróbias em toda a sua profundidade, exceto por um curto período de tempo, geralmente antes do amanhecer, quando podem tornar-se anaeróbias (Pearson, 1987).

2.5. Eficiência de Tratamento em Lagoas de Estabilização

Diversos fatores influenciam na eficiência do tratamento de esgotos, feito por lagoas de estabilização, que são classificados, segundo Hess (1975), em fatores incontrolláveis (insolação, temperatura, ação dos ventos, evaporação e chuva), parcialmente controláveis (permeabilidade do fundo da lagoa, nutrientes e carga poluidora) e os fatores relacionados ao projeto (locação, número e disposição das unidades, dimensões, período de detenção e detalhes construtivos).

É importante observar que o fato das lagoas de estabilização proporcionarem uma solução simples e econômica, não implica que elas dispensam manutenção, como a remoção de espuma, o corte da grama dos taludes e os cuidados contra a erosão (Silva & Mara, 1979). O revestimento com concreto ou pedras, nos taludes inclinados até o nível máximo de água, é de grande necessidade, pois além de evitar problemas com a vegetação, inibe também a proliferação de insetos. A construção de valetas coletoras de águas pluviais nos taludes disciplina o escoamento e evita o perigo de erosão (Towne & Davis, 1957; Silva & Mara, 1979).

2.5.1. Fatores locais

Em lagoas de estabilização, a luz solar que incide na massa líquida é a fonte de energia essencial para a fotossíntese das algas. Portanto, a fotossíntese depende da radiação solar, e esta varia principalmente com a latitude do lugar e com a transparência da atmosfera (Hess, 1975).

A temperatura é um fator importante no rendimento de oxigênio fotossintético e nas demais reações biológicas. A temperatura ótima para a produção de oxigênio é de 20°C e os limites mínimo e máximo se situam em 4°C e 35°C (Hess, 1975). A eficiência da lagoa aumenta com a elevação da temperatura, dentro de certos limites (Branco, 1978). As trocas de temperatura da água com o ar podem causar tanto variações nas taxas de fermentação bacteriana, como também alterações na concentração de oxigênio dissolvido na massa líquida e mudanças na população de algas (Gloyna & Hermann, 1956).

Os ventos provocam a mistura da massa líquida com efeito benéfico sobre a homogeneização do conteúdo da lagoa, com dispersão dos sólidos e distribuição uniforme do oxigênio dissolvido e nutrientes. Muitas vezes, a ineficiência da mistura é devida às formas irregulares das lagoas, as quais devem ser evitadas, pois fatalmente ocorrerão formações de mantas flutuantes de algas, tapetes de lodo, que tenderão a acumular-se nos ângulos, acarretando o surgimento de odores (Bradley & da Silva, 1976).

A perda de água da lagoa por evaporação provoca maior concentração dos sais existentes. O substrato concentrado acima de determinado valor pode resultar numa salinidade prejudicial ao equilíbrio osmótico dos organismos presentes. A elevada evaporação, associada com a infiltração no terreno, poderá resultar em lagoas sem efluentes. Esta perda de água está ligada às condições climáticas locais, dependendo principalmente dos ventos, grau higrométrico do ar e temperatura da água e do ar. As chuvas agem em sentido contrário ao da evaporação, provocando diluição da massa líquida da lagoa.

2.5.2. Fatores parcialmente controláveis

A infiltração pelo fundo da lagoa é indesejável quando o lençol freático é empregado no abastecimento de água, ou quando se deseja o emprego do efluente para irrigação. Com o tempo, a infiltração se reduz pela colmatação do solo. Quando tal não ocorre, poderá ser feita a impermeabilização com uma camada de

argila, com cerca de 5 cm de espessura. Nos locais onde é preciso maior atenção com a impermeabilização, têm-se empregado processos mais dispendiosos, como a pintura asfáltica, a aplicação de lençóis de material plástico, etc.

O bom funcionamento de um sistema de lagoas de estabilização depende da carga orgânica superficial e volumétrica lançada à lagoa. Geralmente a carga é um fator relacionado ao projeto. A taxa de aplicação se estabelece de acordo com a composição da água residuária e as dimensões da lagoa. A carga pode variar com fatores sazonais, relacionados principalmente com o tempo de insolação diária e com a temperatura (Branco, 1986).

2.5.3. Fatores relacionados ao projeto

O sucesso das lagoas e a sua proteção contra o aparecimento de perturbações no funcionamento, dependem muito dos detalhes construtivos, tais como forma em planta, diques, condições do fundo, dispositivos de entrada, saída e descarga, dispositivo de variação de nível e os complementos (urbanização, cercas protetoras, acesso, etc).

A melhor localização de um sistema de lagoas de estabilização é em áreas planas, distante da zona urbana e numa cota inferior à da cidade, para que os esgotos cheguem à estação por gravidade. Outras considerações devem ser feitas, como direção dos ventos predominantes, distância de pelo menos 1 km

de área urbanizada e 0,5 km de residências isoladas, características do solo, possibilidade de proteção contra a entrada de águas pluviais e proteção de mananciais subterrâneos.

O número de lagoas e sua disposição na estação de tratamento dependem da qualidade sanitária exigida para o efluente final. As lagoas geralmente têm a forma retangular, obedecendo a relação 2-3 para 1 entre o comprimento e a largura. O ideal é que essa relação seja a maior possível, para que o funcionamento hidráulico se assemelhe a um reator tipo fluxo em pistão. Quanto à profundidade, certas condições devem ser observadas na sua escolha, tais como: processos biológicos atuantes na lagoa (anaeróbio ou aeróbio), desenvolvimento excessivo de algas, crescimento de plantas aquáticas e balanço do movimento de terra.

O dispositivo de entrada do esgoto na lagoa deve estar submerso, para evitar odores e material flutuante, e localizado longe das margens. Desta maneira, é possível proporcionar uma mistura eficiente do afluente com o meio líquido. Ao mesmo tempo, aumentar o trajeto dos materiais flutuantes (especialmente gorduras, óleos e sabões), dando oportunidade para sua estabilização parcial, antes de chegar as margens. O dispositivo de saída é geralmente constituído por uma caixa colocada junto ao dique, no ponto de descarga, tendo sua borda superior a altura do nível de água desejado. Deve ser previsto um pontilhão para acesso à caixa de saída, afim de permitir a manobra do vertedor e da descarga de fundo, bem como, para coletar amostras do efluente.

Os fatores relacionados ao projeto podem afetar a distribuição do fluxo, com efeitos negativos na distribuição do esgoto e no tempo médio de detenção, diminuindo a eficiência na remoção orgânica e de organismos patogênicos do sistema (Mangelson & Watters, 1972).

2.5.4. Eficiência na Remoção da Matéria Orgânica e Bactérias Indicadoras em Lagoas de Estabilização

Os padrões recomendados para as descargas em corpos receptores de efluentes de estações de tratamento de águas residuárias variam entre 20 mg/l (U.K.) e 30 mg/l (U.S.A - EPA) para matéria orgânica (DBO₅) e os sólidos suspensos não devem exceder 30 mg/l (Bartone, 1986). Quanto aos coliformes fecais, o valor padrão exigido pela OMS é de 1000 ufc/100 ml para efluentes destinados a irrigação irrestrita.

2.5.4.1. Lagoas anaeróbias

As remoções de DBO nessas lagoas são na faixa de 70% (Oswald, 1968), porém de acordo com WHO (1989) podem atingir valores entre 40 e 60%, dependendo do tempo de detenção e da temperatura. Silva (1982), trabalhando com lagoas em escala-piloto, tratando esgotos domésticos no nordeste brasileiro, encontrou remoções de DBO na faixa de 68 a 80%. Bradley e da Silva (1976) na lagoa anaeróbia de Guará - BSB, verificaram remoção de 46% de DQO e 66% de sólidos suspensos.

Sob o ponto de vista bacteriológico, a eficiência desses reatores é reduzida quando comparada com lagoas aeróbias e facultativas, em virtude da falta de oxigênio, do pH próximo ao neutro e ambiente turvo, prejudicando a ação dos raios ultravioletas. Pode-se considerar de maneira geral que não é frequente a remoção de mais do que 40 a 50% de CF (Hess, 1975).

2.5.4.2. Lagoas facultativas

Nas lagoas facultativas primárias as remoções de matéria orgânica variam geralmente na faixa de 70 a 80% (Arthur, 1983), na qual se enquadra a remoção de 75% obtida por Silva (1982). Marais (1974) afirma que a fermentação metanogênica na camada de lodo é a responsável pela remoção acima de 30% da DBD afluente. Em Cuiabá, Shimada *et al.* (1987), estudaram uma lagoa facultativa primária em escala real tratando esgoto doméstico e verificaram que as remoções de DQO e SS foram de 60 e 46%, respectivamente.

Remoções de coliformes fecais nas lagoas primárias em escala-piloto estudadas por Silva (1982), variam entre 94 e 99,5%, para lagoas operadas com tempos de detenção entre 6,3 e 18,9 dias, respectivamente.

As remoções em lagoas facultativas secundárias são pequenas se comparadas às das lagoas primárias. Remoções de DBD na faixa de 15 a 30% e de coliformes fecais variando entre 55 e 89%, respectivamente, para tempos de detenção de 3,2 e 5,5 dias, são

relatadas por Silva (1982). No sistema de Guará - BSB houve remoção global de 49% para DQO e 9% para sólidos em suspensão (Bradley & da Silva, 1976).

2.5.4.3. Lagoas de maturação

Segundo Hess (1975), eficiências de 95% são obtidas na redução da matéria orgânica, em termos de DBO, medidas em amostras filtradas, para eliminar do teste, a DBO própria das algas vivas encontradas no efluente dessas lagoas, pois, muitas algas têm baixa velocidade de sedimentação e são arrastadas com o efluente para fora da lagoa, podendo causar inconvenientes quando o corpo receptor não apresentar capacidade suficiente de diluição. Contudo, Mara *et al.* (1992) mencionam que 70 - 90% da DBO efluente de uma série de lagoas de estabilização são devidos à presença de algas. Estudos em uma série de 5 lagoas profundas (2,2 m) realizados por de Oliveira (1990), com tempos de detenção hidráulica totais de 25 e 40 dias, ocorreram remoções globais de, respectivamente, 93 e 94% para DBO, 75 e 73% para DQO e 91 e 88% para sólidos em suspensão.

As lagoas de maturação, com adequado dimensionamento, podem atingir mais de 99,99% de remoção de coliformes fecais (Silva & Mara, 1979).

3. MATERIAIS E MÉTODOS

Esta pesquisa foi desenvolvida nos sistemas de lagoas de estabilização das Estações de Tratamento de Esgotos (ETE) das cidades de Guarabira (6°51'18" S e 35°29'24" O; 98m a.n.m.) e Sapé (7°06'00" S e 35°13'48" O; 124m a.n.m.), estado da Paraíba, no período de setembro de 1991 a julho de 1992. Segundo o IBGE (1992), as populações dos municípios de Guarabira e Sapé eram de 48.646 e 58.540 habitantes, com taxas de crescimento anual de 1,38 e 1,27%, respectivamente

3.1. Sistema de Lagoas de Estabilização de Guarabira

A ETE de Guarabira é constituída por dois módulos em paralelo (1 e 2), cada um com duas lagoas em série, uma anaeróbia seguida de uma facultativa, perfazendo uma área total de 1,92 ha. O projeto dessa ETE foi dividido em duas etapas. A primeira, de 1987 a 1996 e a segunda, de 1997 a 2006, com uma população contribuinte prevista para cada módulo de 13.000 e 20.000 habitantes, respectivamente.

As ligações domiciliares de esgotamento sanitário vêm sendo implantadas pela Companhia de Água e Esgotos da Paraíba (CAGEPA), ao longo de todo o período relativo à primeira etapa. Portanto, para avaliar a eficiência das lagoas foi sugerida a paralização do módulo 2, ficando apenas em funcionamento o módulo 1. Com isso, os resultados dos parâmetros estudados foram

mais representativos. Em setembro de 1992, Guarabira tinha 10.781 habitantes com ligações de água e 4.256 habitantes com ligações de esgotos (Relatório Mensal da CAGEPA, setembro/92). A Figura 3.1 ilustra o sistema experimental e o Quadro 3.1 mostra as características físicas e operacionais do módulo 1.

3.2. Sistema de Lagoas de Estabilização de Sapé

O sistema de lagoas de estabilização de Sapé foi projetado em duas etapas. A primeira, com uma lagoa facultativa, de 2,6 ha, capaz de atender uma população contribuinte de 12.000 habitantes. A segunda etapa será implantada quando a população acima for superada, com a construção de uma lagoa primária aerada, perfazendo um total de 3,4 ha. O projeto procura atender uma população de 39.000 habitantes no final do plano (ano 2000). Segundo a CAGEPA, a cidade de Sapé tem 5.907 ligações de água e 1.270 de ligações de esgotos (Relatório Mensal - setembro/92). As características físicas e operacionais da lagoa facultativa são mostradas no Quadro 3.2 e a Figura 3.2 mostra esquematicamente a planta baixa da ETE.

3.3. Alimentação dos Sistemas de Lagoas de Estabilização

3.3.1. Lagoas de estabilização de Guarabira - PB

A lagoa anaeróbia da ETE de Guarabira recebia o esgoto sanitário por intermédio de dois emissários, um de 350 mm e

QUADRO 3.1 - Características físicas e operacionais das lagoas de estabilização da ETE de Guarabira - PB, no período de setembro/1991 a julho/1992 (Módulo 1).

LAGOA	ÁREA (m ²)	PROF. (m)	VAZÃO (m ³ /d)		λ_v (gDBO ₅ /m ³ .d)		λ_s (kgDBO ₅ /ha.d)		TDH (dias)	
			PROJETO	REAL	PROJETO	REAL	PROJETO	REAL	PROJETO	REAL
A1G	1.018	3,7	2.080,0	691,2	138	60	5.108	2.220	1,8	5,5
F1G	10.920	2,2	2.080,0	691,2	6,5	1,2	143	27	11,5	34,8

QUADRO 3.2 - Características físicas e operacionais da lagoa de estabilização da ETE de Sapé - PB, no período de setembro/1991 a junho/1992.

LAGOA	ÁREA (m ²)	PROF. (m)	VAZÃO (m ³ /d)		λ_v (gDBO ₅ /m ³ .d)		λ_s (kgDBO ₅ /ha.d)		TDH (dias)	
			PROJETO	REAL	PROJETO	REAL	PROJETO	REAL	PROJETO	REAL
F1S	26.000	2,2	5.062,0	881,3	42	11	921	234	11,3	64,9

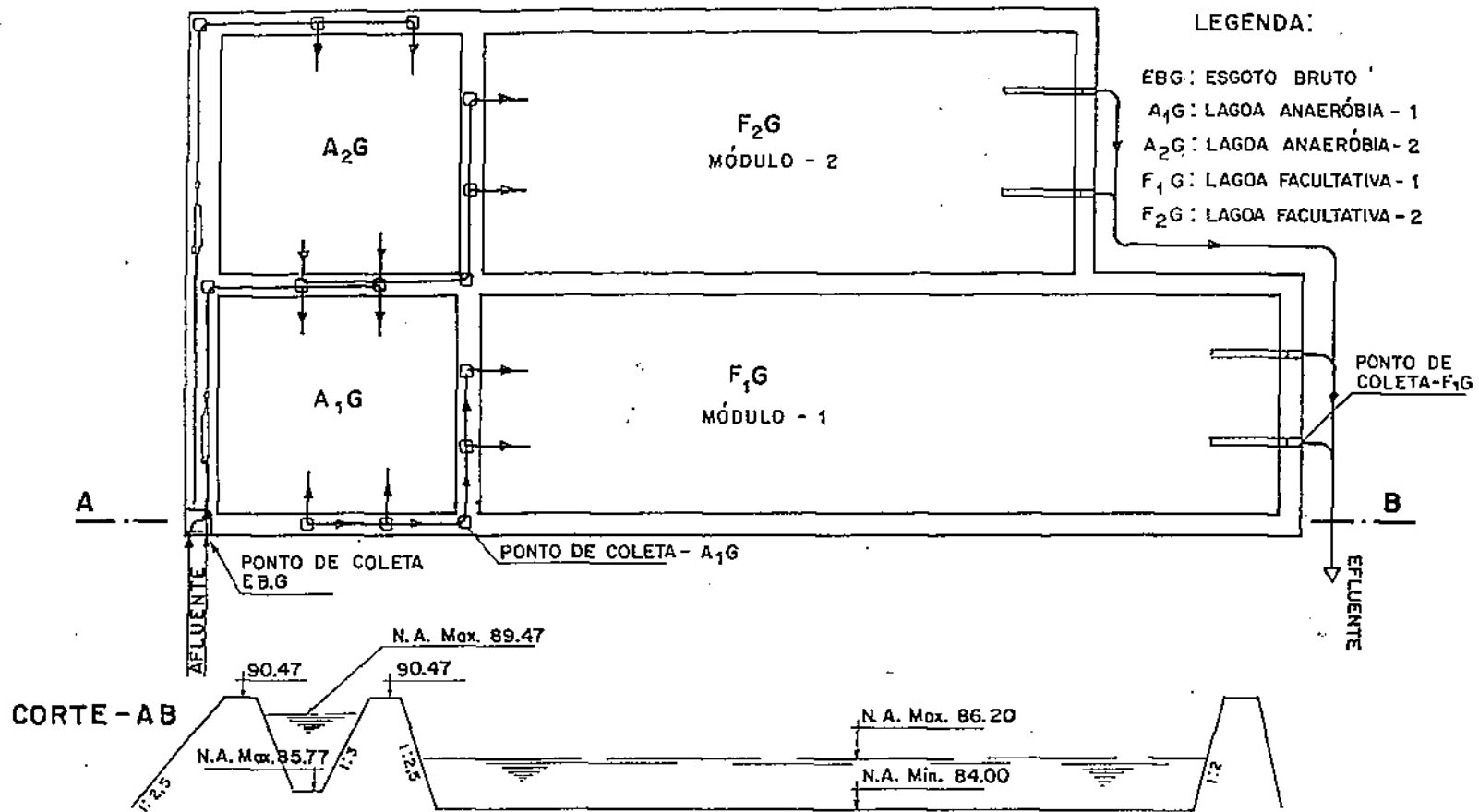


Figura 3.4 - Representação esquemática da ETE de Guarabira (Pb).

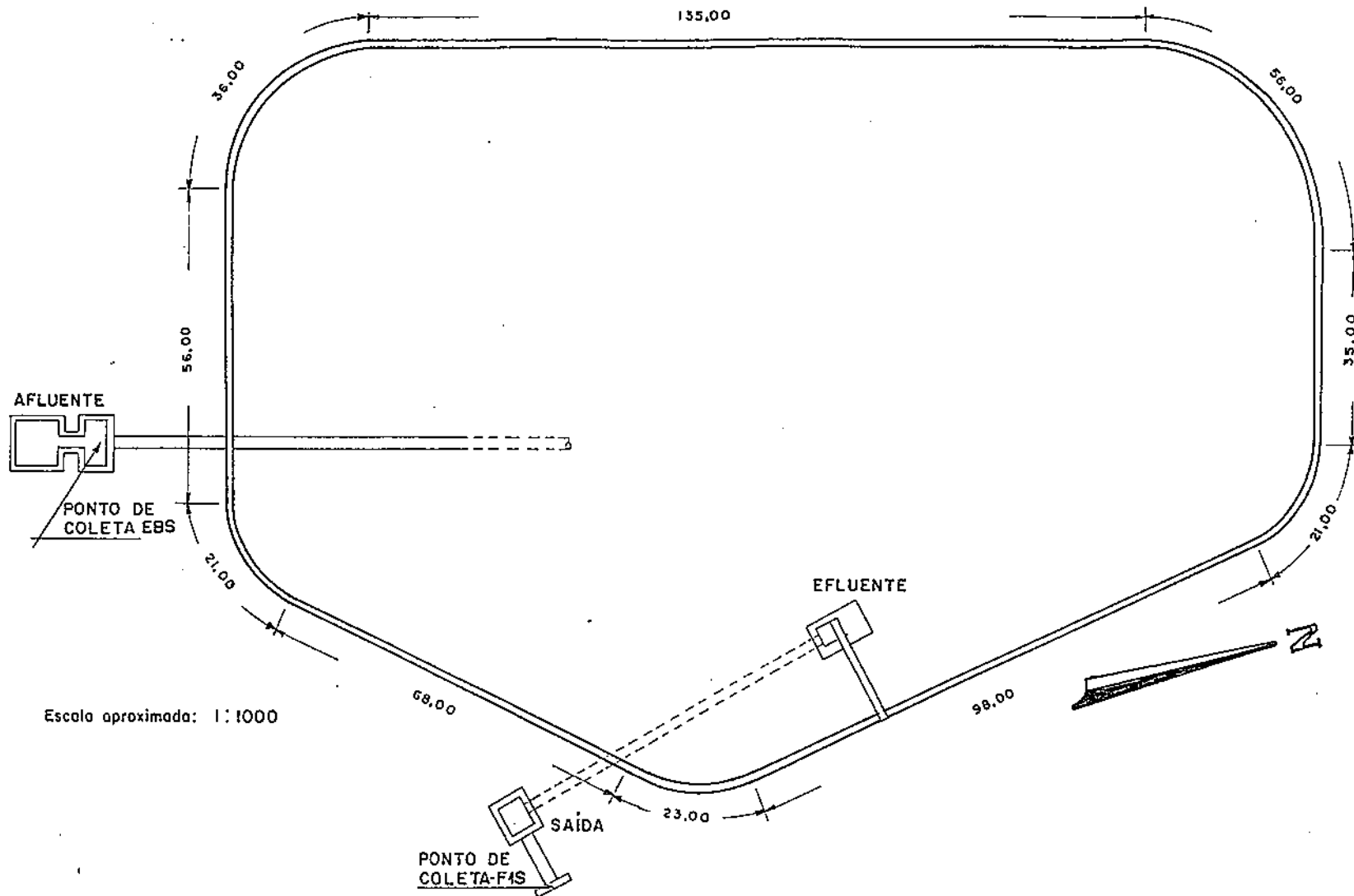


Figura 3.2 - Representação esquemática da ETE de Sapé (Pb).

outro de 400 mm através de bombeamentos alternados, provenientes da Estação Elevatória 2 (EE2). No poço de sucção da EE2 reuniam-se os esgotos dos distritos 1 e 2, bombeados da Estação Elevatória 1 (EE1) e por gravidade, os esgotos dos distritos 3, 4, 5 e 6. O volume desse poço de sucção entre o limite mínimo e o máximo era de 24,96 m³. Quando esse volume era atingido, ocorria o bombeamento automático para a ETE. O efluente final do sistema era lançado num riacho adjacente à estação.

3.3.2. Lagoa de estabilização de Sapé - PB

O projeto da rede coletora dos esgotos da cidade de Sapé (Figura 3.3) foi dividido em três sub-bacias de drenagem, denominadas de A, B e C. O esgoto das sub-bacias B e C eram recalcados para a sub-bacia A, as quais chegavam à ETE por gravidade.

O efluente da sub-bacia B era reunido nas imediações da Lagoa de Sapé de Baixo, sendo em seguida recalcado até o poço de visita número 57, do coletor A-12 da sub-bacia A, pela estação elevatória B (EEB) e emissário de 150 mm. O poço de sucção dessa elevatória tinha um volume de 18 m³ entre o limite mínimo e máximo. Após atingir esse volume, o esgoto deveria ser bombeado automaticamente, no entanto, havia apenas dois bombeamentos diários, às 7 e 17 h.

A sub-bacia A também recebia o efluente da sub-bacia C, que era recalcado pela estação elevatória C (EEC) e por um

ESGOTOS SANITÁRIOS DE SAPÉ

ESQUEMA DO PROJETO

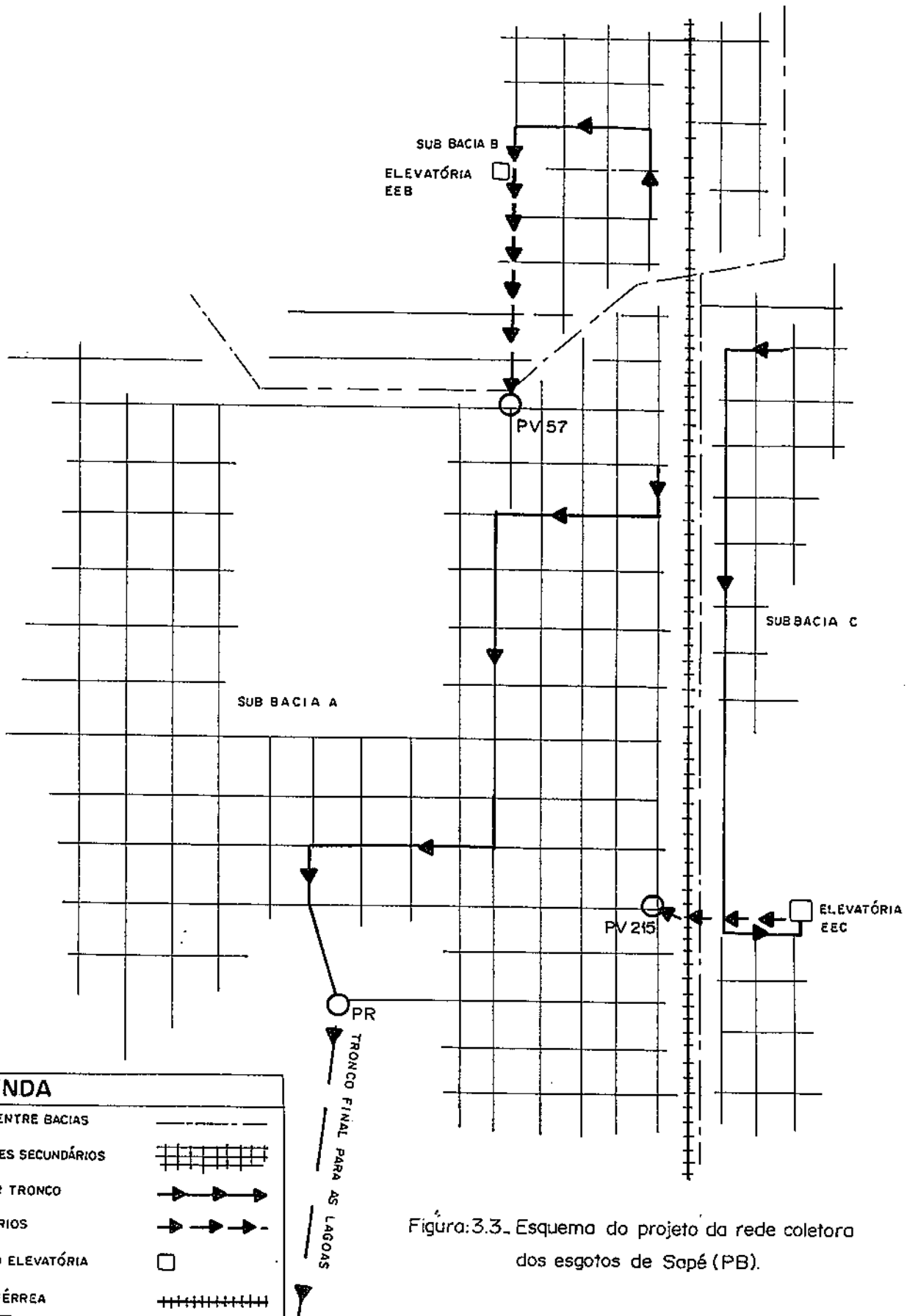


Figura:3.3. Esquema do projeto da rede coletora dos esgotos de Sapé (PB).

emissário de 150 mm, sendo lançado no poço 215 do coletor A-72. O poço de sucção da EEC tinha capacidade de 54 m³, com bombeamento diário às 7 e 17 h.

O esgoto sanitário da cidade de Sapé chegava à ETE por intermédio de um emissário de 400 mm, proveniente do poço de reunião (PR) da sub-bacia A, localizado na saída da cidade, no entrocamento rodoviário Sapé-Guarabira-Mamanguape. O efluente final da lagoa de estabilização era lançado num afluente ao Riacho São Salvador.

3.4. Medição da vazão média de esgoto

3.4.1. ETE de Guarabira - PB

Sendo a alimentação das lagoas feita de modo intermitente, a medida da vazão média diária de esgoto ao longo do ciclo diário foi realizada no poço de sucção da EE2, através de medidas do tempo de enchimento do poço, pela diferença entre a hora de parada e início do bombeamento do esgoto (Florentino, 1992).

Foram realizados 6 (seis) experimentos de medição de vazão de 24 horas, no período de 19/11/92 a 11/02/93 e a vazão média afluente foi calculada através da média aritmética das médias gráficas. Essas medições só foram realizadas a partir do mês de novembro/92, devido à quebra das boias de nível do poço de sucção da EE2.

3.4.2. ETE de Sapé - PB

Por se tratar de um sistema cujos esgotos chegavam à ETE, ou por gravidade, ou através de bombeamentos intermitentes, a medida da vazão média afluente ao sistema foi realizada pelo somatório das vazões médias das estações elevatórias EEB e EEC, e da vazão média por gravidade.

A vazão de projeto para os conjuntos elevatórios submersíveis era de 18 l/s (EEB) e 15 l/s (EEC). Com essas vazões de projeto e o tempo de bombeamento, ao longo do ciclo diário, foi determinado o volume de esgoto recalcado para as lagoas de estabilização. As vazões médias da EEB e EEC foram obtidas através do quociente entre o volume total recalcado de cada estação elevatória e 86400 s. No mês de outubro/92, foram realizados 3 (três) experimentos de vazão, para cada elevatória. A vazão média para EEB e EEC foi determinada pela média aritmética das vazões de cada perfil. A vazão de esgotos por gravidade foi determinada pelo tempo de enchimento de um tambor de 133 l. No mês de maio/92, foram realizados 6 (seis) experimentos de vazão, e a vazão média foi calculada através da média aritmética das médias gráficas desses experimentos.

3.5. Coleta de amostras

A coleta de amostras foi feita às 8 h, com frequência quinzenal, no período de setembro/1991 a julho/1992 na ETE de Guarabira e de setembro/1991 a junho/1992 na ETE de Sapé. As

concentrações de DQO e de estreptococos fecais nas lagoas de Guarabira foram determinadas no período de setembro/1991 a junho/1992 e novembro/1991 a junho/1992, respectivamente. Os estreptococos fecais na ETE de Sapé foram determinados no período de novembro/91 a junho/92.

As Figuras 3.1 e 3.2 mostram, respectivamente, os pontos de coleta na ETE de Guarabira (esgoto bruto - EBG, efluente da lagoa anaeróbia - AIG e facultativa - FIG), e de Sapé (esgoto bruto - EBS, efluente da lagoa facultativa primária - FIS).

Após a coleta de cada amostra era medida a temperatura de campo. Em seguida, as amostras eram acondicionadas num isopor com gelo e transportadas para o Laboratório de Físico-Química e Microbiologia da Área de Engenharia Sanitária e Ambiental - AUSA/UFPB, onde eram efetuadas as análises num prazo máximo de quatro horas.

3.6. Parâmetros analisados

As análises foram feitas seguindo as recomendações do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 1989).

3.6.1. Parâmetros físico-químicos

3.6.1.1. Temperatura

A temperatura é um fator importante na atividade metabólica dos microrganismos presentes na massa de água, estando relacionada com a produção de oxigênio fotossintético, sua solubilidade e seu consumo nos processos biológicos. Além disso, a degradação da matéria orgânica é influenciada, diretamente, pela temperatura. A decomposição anaeróbia é satisfatória no intervalo entre 15 e 35 °C e a aeróbia entre 10 e 35°C (Hess, 1975).

MA A temperatura foi medida com um termômetro Incoterm de filamento de mercúrio, com escala externa variando de 10 a 60°C.

3.6.1.2. pH

O potencial hidrogeniônico (pH) avalia o grau de acidez ou alcalinidade de uma água, e o seu valor é definido pela concentração de íons hidrogênio [H⁺] presentes na amostra. Os microrganismos atuantes no tratamento biológico precisam de valores ideais de pH para a sua sobrevivência. A faixa de pH entre 6,5 e 8,5 é considerada ideal para a maioria dos microrganismos presentes em águas residuárias. A avaliação desse parâmetro permite verificar se esses limites foram atingidos.

AGU O pH foi determinado pelo método potenciométrico, utilizando-se um medidor pHmetro marca Procyon, modelo PHN-4.

3.6.1.3. Oxigênio dissolvido

A determinação do oxigênio dissolvido em sistemas de tratamento de esgoto possibilita avaliar condições de aerobiose/anaerobiose do sistema, e verificar se estão compatíveis com o projeto da unidade de tratamento.

NAO As leituras de oxigênio dissolvido foram feitas com uso do eletrodo de membrana seletiva de oxigênio, acoplado a um medidor YSI, modelo 54A.

3.6.1.4. DBO₅

O teste da demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅) é usado com a finalidade de determinar a quantidade de oxigênio utilizado pelos microrganismos aeróbios na decomposição da matéria orgânica biodegradável.

A demanda bioquímica de oxigênio foi determinada pelo método dos frascos padrões de DBO₅.

3.6.1.5. DQO

A demanda química de oxigênio (DQO) é obtida pela oxidação do esgoto em uma solução ácida de permanganato ou dicromato de potássio. Este processo oxida quase todos os compostos orgânicos em dióxido de carbono e água. A reação é completa em mais de 95%

dos casos (APHA, 1989). Uma das limitações desse teste é a impossibilidade da diferenciação entre a matéria orgânica biologicamente oxidável da biologicamente inerte. No entanto, tem a vantagem de fornecer os resultados em três horas.

NAC A demanda química de oxigênio foi determinada pelo método da refluxação fechada do dicromato de potássio aplicado a pequenas amostras.

3.6.1.6. Sólidos Suspensos

Análises de sólidos são importantes no controle biológico e físico dos processos de tratamento de ~~esgoto~~^{EFLUENTES} e para definir o reuso dos efluentes. De acordo com o tamanho físico das partículas sólidas na água residuária, podem ser distinguidas três categorias: os dissolvidos, os coloidais e os suspensos. Parcela desses, aproximadamente 50%, são sedimentáveis (Metcalf & Eddy, 1979).

NAC O método gravimétrico foi usado para determinar os sólidos suspensos, utilizando papéis de filtro de fibra de vidro (GF/C - Whatman), pesados numa balança analítica, Sartorius.

3.6.2. Parâmetros microbiológicos

3.6.2.1 - Coliformes Fecais

O controle bacteriológico, através de coliformes fecais, é utilizado para verificar a eficiência do sistema na remoção de microrganismos patogênicos e para conhecer o perigo potencial do efluente, associado com a descarga desse no corpo receptor.

Essas bactérias foram quantificadas em duplicata, pela técnica da membrana de filtração, utilizando o meio Lauril Sulfato de Sódio (Oxoid) com temperatura de incubação de 44,5°C, durante 24 horas.

3.6.2.2. Estreptococos Fecais

Os estreptococos fecais são usados como indicadores complementares do teste de coliformes, por serem mais resistentes às condições ambientais.

Os estreptococos fecais foram quantificados, em duplicata, pela técnica da membrana de filtração, utilizando o meio agar KF Streptococcus (Oxoid), com temperatura de incubação de 44,5°C, durante 48 horas.

4.0 - APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS

4.1. Medição da vazão média de esgotos afluentes dos sistemas estudados.

4.1.1. ETE de Guarabira

A Figura 4.1 ilustra o cálculo da média gráfica de um perfil isolado dos dias 10-11/12/92. As linhas contínuas representam o tempo de enchimento do poço ao longo de todo o ciclo diário, e a linha LC (linha de compensações), a vazão média de esgoto neste dia. Para cada perfil foi determinada a média gráfica de forma análoga.

A Tabela 4.1 mostra com mais detalhes o cálculo do tempo de enchimento do poço da EE2 de acordo com o período de parada/início do funcionamento das bombas. A Tabela 4.2 mostra os resultados dos 6 perfis realizados cujas médias gráficas variaram entre 7,5 e 8,7 l/s.

A distribuição das médias gráficas foi normal (Figura 4.2). A média aritmética desses valores resultou em uma vazão média geral de 8,0 l/s. Essa vazão foi utilizada nos cálculos das cargas volumétrica e superficial, tanto na lagoa anaeróbia quanto na facultativa, tendo sido admitido não haver perdas com evaporação e infiltração.

TABELA 4.1 - Cálculo do tempo de enchimento do poço da EE₂ de acordo com o horário de funcionamento das bombas da ETE de Guarabira (PB), nos dias 10 - 11/12/92.

HORÁRIO DE FUNCIONAMENTO DAS BOMBAS		TEMPO DE ENCHIMENTO DO POÇO (min)	VAZÃO (l/s)
HORÁRIO DE PARADA DO BOMBEAMENTO	HORÁRIO DO INÍCIO DO BOMBEAMENTO		
06:48	07:42	54	7,7
08:01	08:25	24	17,4
09:01	09:46	45	9,2
10:06	10:44	38	11,0
11:17	12:04	47	8,9
12:24	13:10	46	9,1
13:31	14:23	52	8,0
14:56	15:48	52	8,0
16:07	17:04	57	7,3
17:27	18:31	64	6,5
18:49	19:56	67	6,2
20:13	21:54	101	4,1
22:10	23:47	97	4,3
00:06	02:03	117	3,6
02:20	04:35	135	3,1
04:50	06:05	75	5,6
06:34	07:10	36	11,6
07:30	08:00	30	13,9

TABELA 4.2 - Vazões médias dos 6 (seis) perfis de 24 horas, realizados na EE₂ da ETE de Guarabira (PB).

PERFIL	DATA	VAZÃO MÉDIA GRÁFICA (l/s)
01	19-20/11/92	7,6
02	27-28/11/92	8,2
03	10-11/12/92	7,5
04	07-08/01/93	8,7
05	04-05/02/93	7,6
06	11-12/02/93	8,4
VAZÃO MÉDIA TOTAL DO PERÍODO (MÉDIA ARITMÉTICA)		8,0 ± 0,46

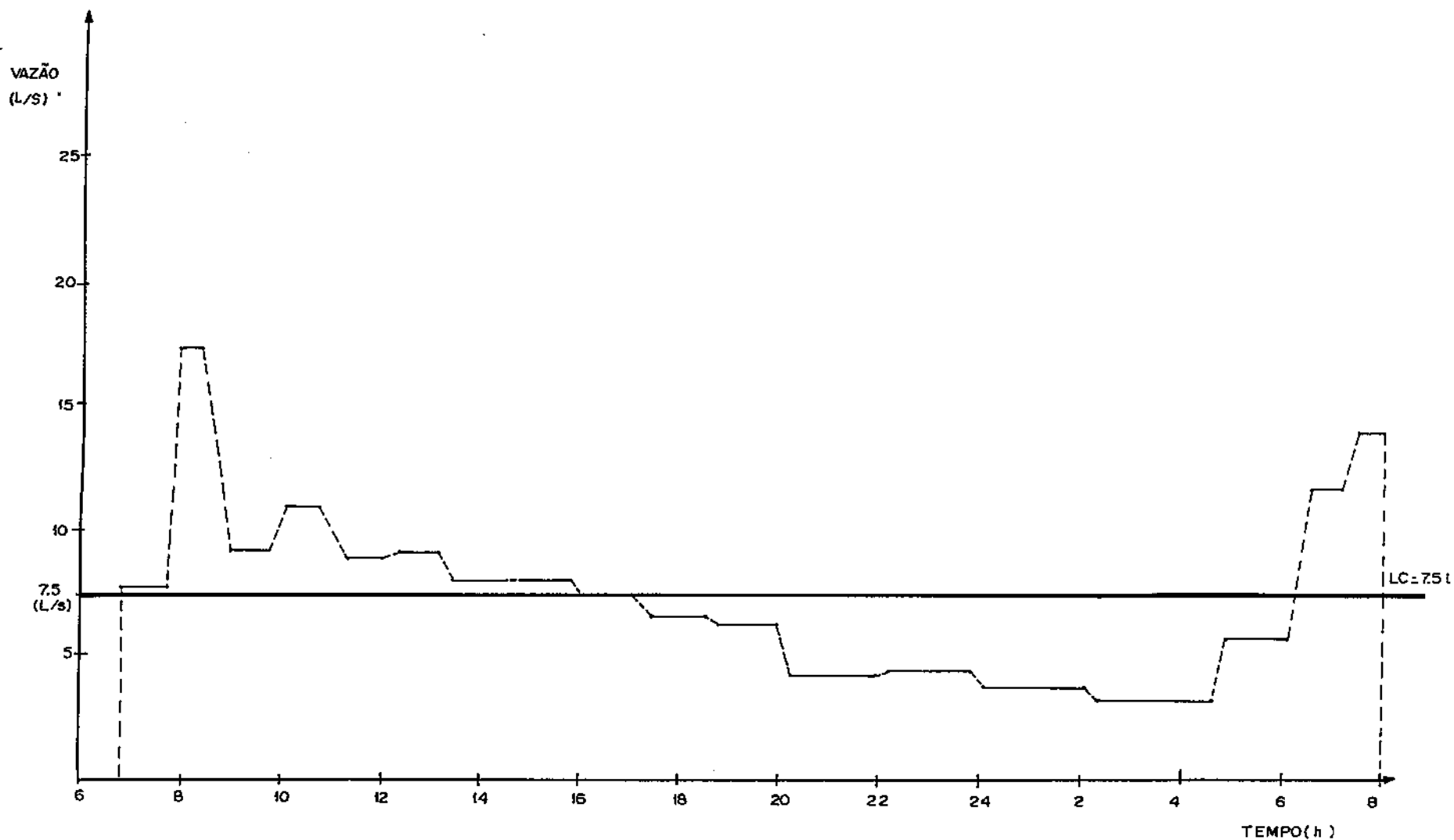


Figura: 4.1_ Medição da vazão média gráfica de esgoto , de um perfil típico , realizado no dia 10-11/12/92 , na ETE de Guarabira(PB) - Poço da EE₂.

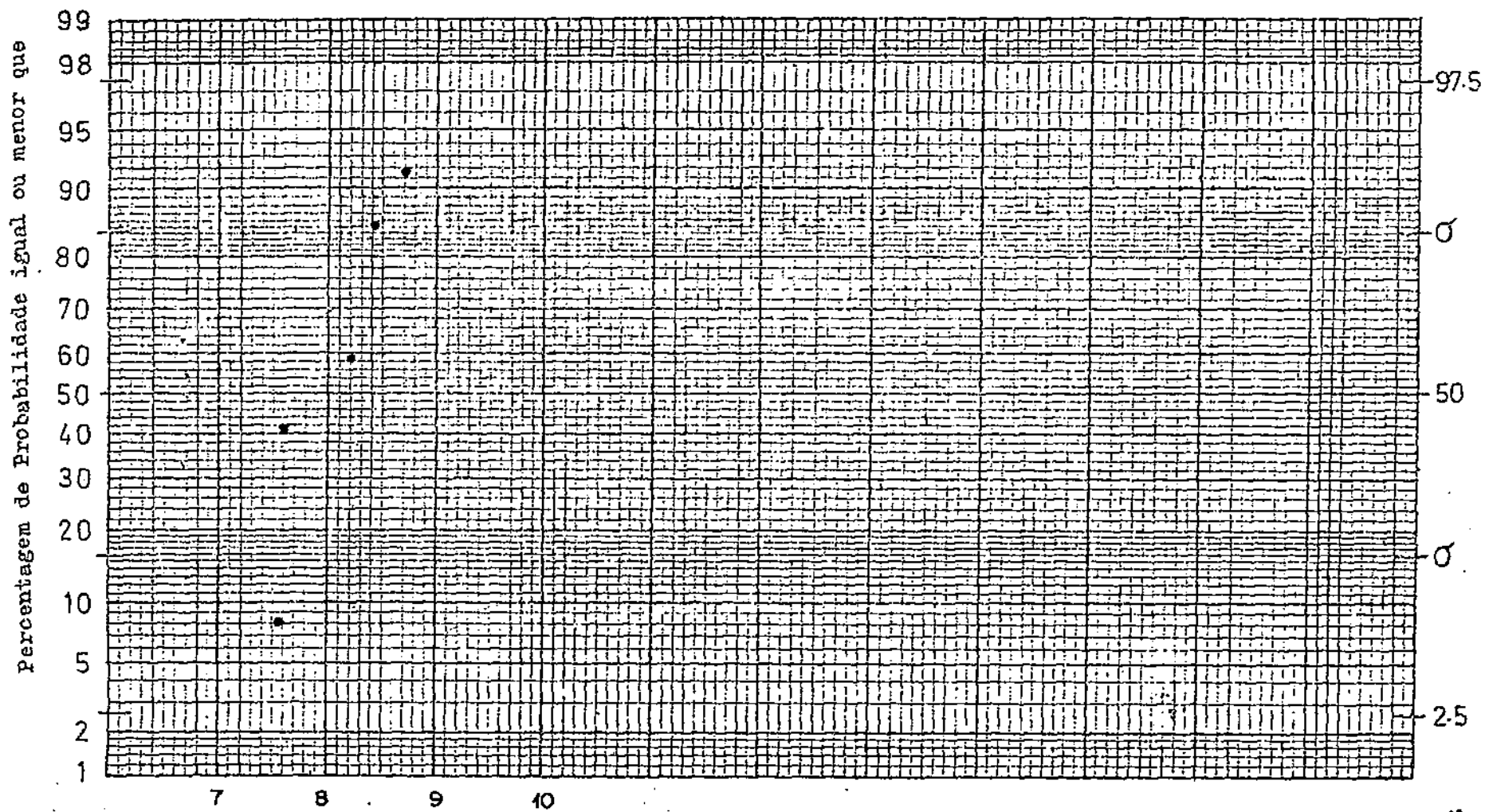


Fig. 4.2 - Distribuição das vazões médias gráficas na EE₂ da ETE de Guarabira de todo o período.

4.1.2. ETE de Sapé

A vazão média da sub-bacia A foi calculada através da média aritmética das médias gráficas de 6 experimentos realizados durante o período de pesquisa. O cálculo da média gráfica de cada perfil está ilustrado na Figura 4.3 que mostra o perfil dos dias 06-07/05/92, onde a linha LC (linha das compensações) representa a vazão média de esgoto nesse estudo.

A Tabela 4.3 mostra com mais detalhes o cálculo da vazão da sub-bacia A, do experimento isolado correspondente aos dias 06-07/05/92. Os resultados de todos os experimentos estão mostrados na Tabela 4.4, compreendendo uma faixa de variação de vazões entre 5,3 e 7,3 l/s.

Como a distribuição das médias gráficas de todo o período foi normal, de acordo com o ilustrado na Figura 4.4, foi adotada a média aritmética desses valores, resultando em uma vazão média total, por gravidade, de 6,5 l/s. Essa vazão representa um coeficiente de vazão linear de $4,059 \times 10^{-4}$ l/s.m e de vazão superficial de $7,634 \times 10^{-2}$ l/s.ha.

As vazões médias, recalculadas pelas sub-bacias B e C, foram estimadas pelo tempo de bombeamento, tendo sido considerado que os conjuntos elevatórios bombeavam 18 l/s e 15 l/s para EEB e EEC, respectivamente, conforme dados de projeto. As Tabelas 4.5 e 4.6 ilustram o cálculo da vazão média para as sub-bacias B e C, respectivamente, para um comportamento no ciclo diário dessas, num estudo isolado dos dias 10-11/10/92 para a sub-bacia B e 13-14/10/92 para a sub-bacia C.

TABELA 4.3 - Medição da vazão da sub-bacia A, do sistema de Sapé (PB), nos dias 06-07/05/92, pelo tempo de enchimento de um volume conhecido ($V = 133 \text{ l}$).

HORÁRIO DA MEDICÃO (hora)	TEMPO DE ENCHIMENTO DO VOLUME CONHECIDO (s)	MÉDIA DO TEMPO DE ENCHIMENTO (s)	VAZÃO HORÁRIA (l/s)
06:30	14,88 - 13,93 - 14,57	14,46	9,20
07:30	21,47 - 21,67 - 20,90	21,35	6,23
08:00	15,84 - 15,22 - 14,61	15,22	8,74
09:00	16,33 - 16,21 - 16,34	16,29	8,16
09:30	12,90 - 12,83 - 13,04	12,92	10,29
10:00	12,08 - 11,87 - 11,94	11,96	11,12
11:00	13,07 - 13,20 - 13,59	13,29	10,01
13:30	12,85 - 13,09 - 13,18	13,04	10,20
14:00	13,20 - 13,25 - 13,43	13,29	10,01
15:00	18,22 - 18,69 - 19,01	18,64	7,14
15:30	19,61 - 19,45 - 19,26	19,44	6,84
16:00	19,94 - 20,09 - 20,28	20,10	6,62
16:30	19,77 - 20,23 - 19,90	19,97	6,66
17:00	20,30 - 20,10 - 20,65	20,35	6,53
18:00	18,63 - 19,08 - 19,20	18,97	7,01
19:00	17,18 - 17,31 - 17,00	17,16	7,75
20:00	20,01 - 19,78 - 20,24	20,01	6,65
21:30	23,00 - 23,77 - 23,42	23,40	5,68
22:30	32,76 - 32,15 - 31,89	32,27	4,12
23:30	36,87 - 37,38 - 37,34	37,20	3,58
04:00	96,47 - 96,16 - 94,66	95,76	1,39
06:00	14,77 - 14,52 - 13,75	14,35	9,27

TABELA 4.4 - Vazões médias dos 6 (seis) perfis de 24 horas, realizados na sub-bacia A do sistema de Sapé (PB).

PERFIL	DATA	VAZÃO MÉDIA GRÁFICA (l/s)
01	06-07/05/92	7,3
02	07-08/05/92	5,3
03	12-13/05/92	6,9
04	15-16/05/92	6,1
05	18-19/05/92	6,5
06	20-21/05/92	6,9
VAZÃO MÉDIA TOTAL DO PERÍODO (MÉDIA ARITMÉTICA)		6,5 ± 0,65

TABELA 4.5 - Determinação do tempo de bombeamento da EEB nos dias 10-11/10/92, para medição da vazão média diária da sub-bacia B.

Hora	Tempo do Bomb.(min)
07	14,01
08	8,52
12	13,01
14	9,09
15	11,28
18	9,92
20	10,68
24	12,21
06	15,24
Total	103,96

Cálculo da vazão média diária = $18 \times 60 \times 103,96 / 86400 = 1,3 \text{ l/s}$

TABELA 4.6 - Determinação do tempo de bombeamento da EEC nos dias 13-14/10/92, para medição da vazão média diária da sub-bacia C.

Hora	Tempo do Bomb.(min)
07	39,22
10	48,56
14	43,60
20	45,10
03	30,51
06	27,02
Total	234,01

Cálculo da Vazão Média Diária = $15 \times 60 \times 234,01 / 86400 = 2,4 \text{ l/s}$

TABELA 4.7 - Valores médios dos 3 (três) perfis de 24 horas, realizados nas sub-bacias B e C do sistema de Sapé (PB).

DATA	SUB - BACIA B		SUB - BACIA C	
	TEMPO DE BOMBEAMENTO (min)	VAZÃO (l/s)	TEMPO DE BOMBEAMENTO (min)	VAZÃO (l/s)
02-03/10/92	-	-	212,190	2,2
06-07/10/92	111,989	1,4	-	-
07-08/10/92	-	-	211,282	2,2
10-11/10/92	101,563	1,2	-	-
13-14/10/92	-	-	234,481	2,4
15-16/10/92	122,581	1,5	-	-
VAZÃO MÉDIA TOTAL DO PERÍODO (MÉDIA ARITMÉTICA)		1,4		2,3

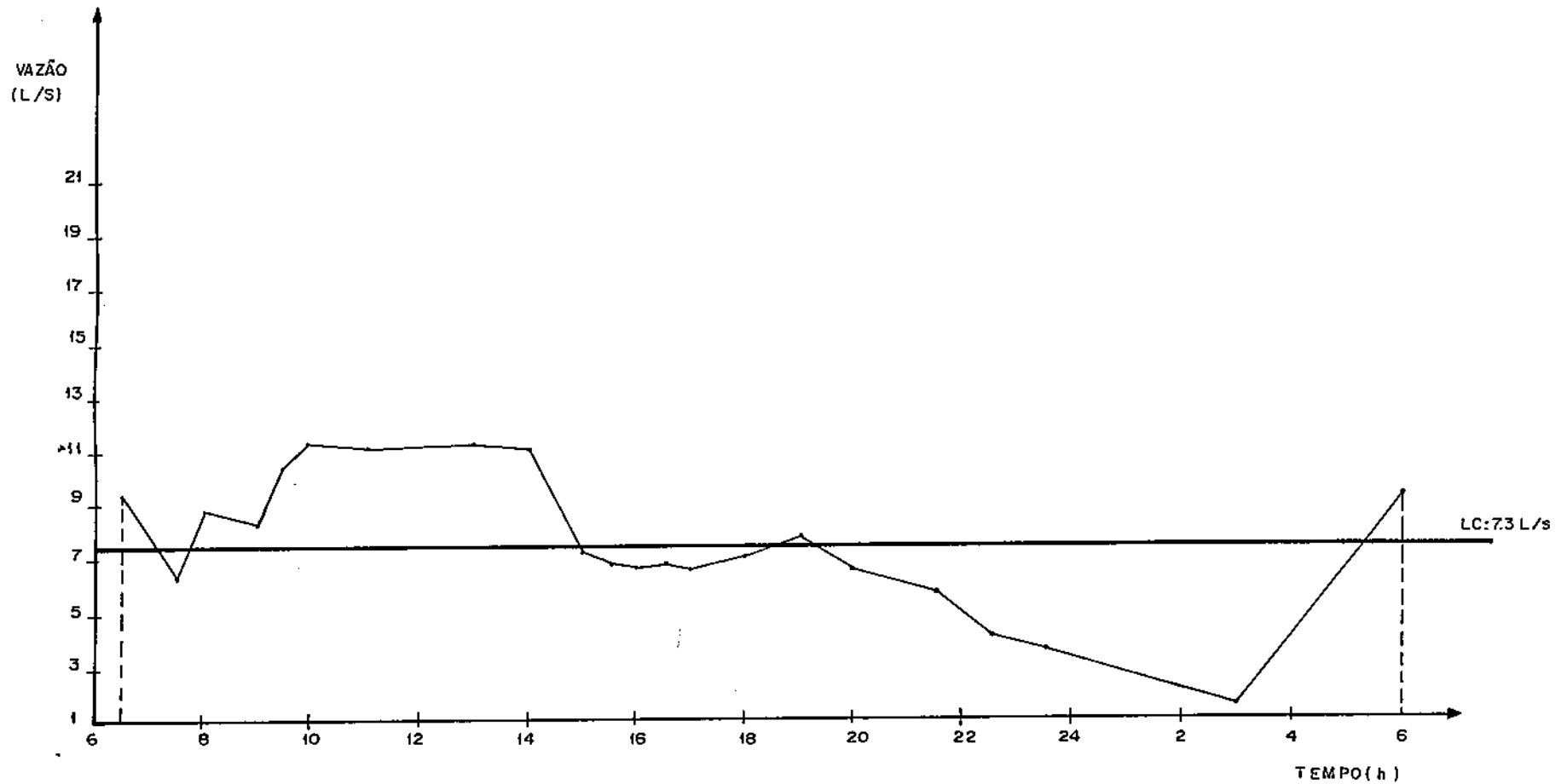


Figura:4.3_ Medição da vazão média gráfica de esgoto, de um perfil típico, realizado no dia 06-07/05/92, na ETE de Sapé (PB)- Sub-bacia-A.

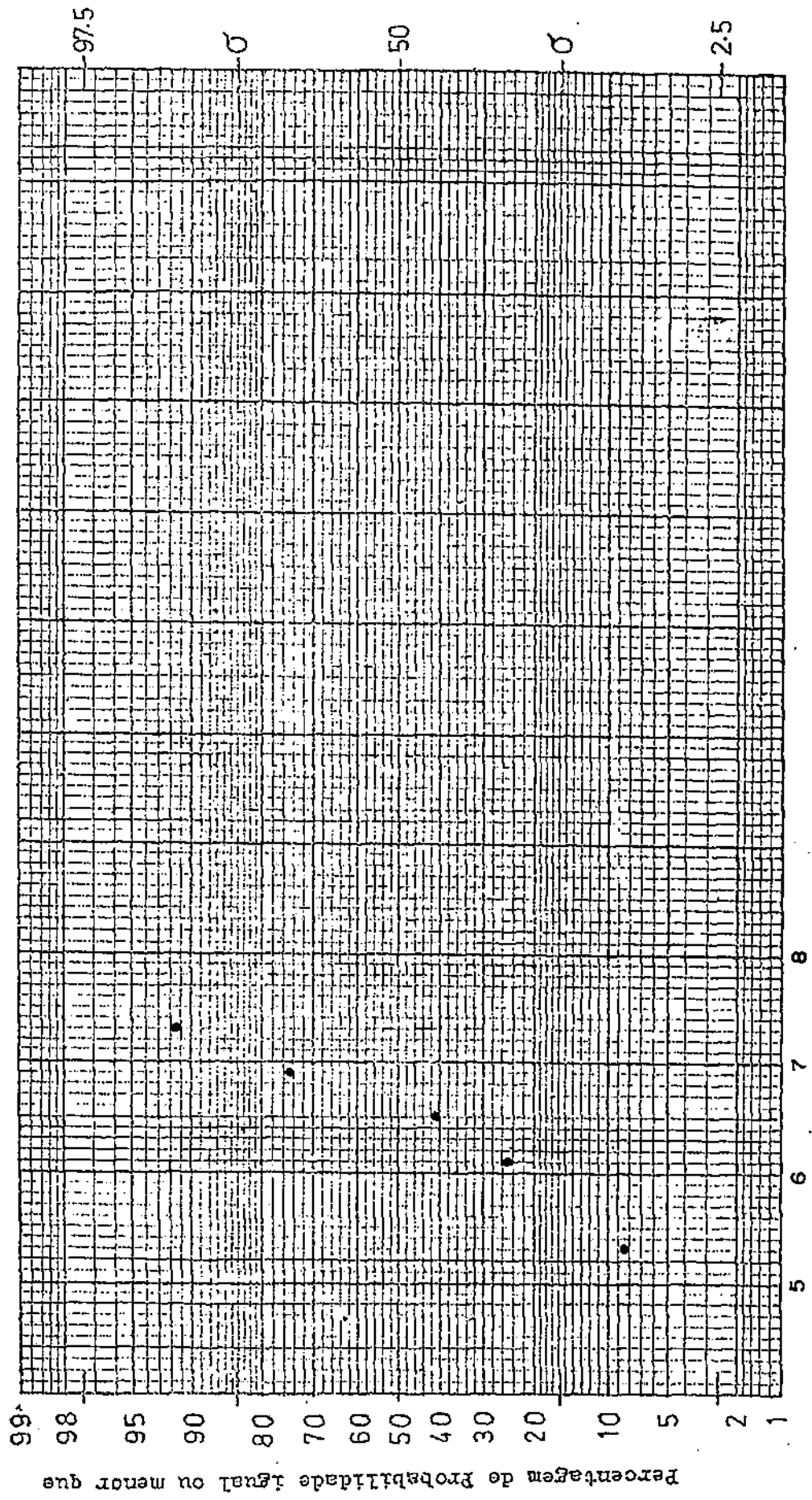


Fig. 4.4 - Distribuição das vazões médias gráficas da sub-bacia A de todo o período.

Outro procedimento que poderia ter sido usado para determinar as vazões das sub-bacias B e C, seria a medição da vazão horária para cada sub-bacia, determinando a altura de enchimento do poço de sucção, num determinado intervalo de tempo. Com isso, seria usada a mesma metodologia da medição da vazão média afluente da sub-bacia A. A metodologia e a limitação do uso dessa medição da vazão média afluente a ETE de Sapé para as sub-bacias B e C, encontram-se no Anexo 1.

A Tabela 4.7 mostra a vazão média de cada um dos 3 (três) perfis realizados durante o período estudado, para as sub-bacias B e C. Adotou-se a média aritmética desses valores, resultando em uma vazão média de 1,4 l/s e 2,3 l/s, para as sub-bacias B e C, respectivamente. Essas vazões representam coeficientes de vazão linear e de vazão superficial de $3,186 \times 10^{-4}$ l/s.m e $5,993 \times 10^{-2}$ l/s.ha, para a sub-bacia B, e de $3,081 \times 10^{-4}$ l/s.m e $5,794 \times 10^{-2}$ l/s.ha para a sub-bacia C, respectivamente. Pode ser observado que, por esses valores, a estimativa das vazões para as sub-bacias B e C, aproxima-se dos coeficientes determinados para a sub-bacia A.

A vazão média de esgoto afluente ao sistema foi estimada através do somatório das vazões médias das sub-bacias A, B e C, resultando num valor de 10,2 l/s. Este foi utilizado nos cálculos das cargas volumétricas e superficiais da lagoa facultativa primária, admitindo-se que não houve perdas por evaporação e infiltração.

4.2. Monitoramento físico-químico e microbiológico

4.2.1. ETE de Guarabira

A Tabela 4.8 e as Figuras 4.5 a 4.12 mostram os valores médios e as variações mensais dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos no esgoto bruto (EBG) e efluentes das lagoas anaeróbia (A1G) e facultativa (F1G) da ETE cidade de Guarabira.

As temperaturas, registradas no EBG e efluentes de A1G e F1G, não sofreram variações significativas, ao longo do período. A Figura 4.5 mostra que a temperatura média se manteve entre 25 e 27 °C, favorecendo o processo de degradação biológica. O valor mínimo observado no EBG e efluente A1G foi de 23°C (setembro/91) e de 20 °C no efluente F1G (fevereiro/92). A máxima temperatura registrada foi de 27°C no efluente de A1G (janeiro e julho/92) e F1G (dezembro/1991) e de 28°C no EBG (janeiro/1992).

Os valores médios de pH (Tabela 4.8) mostram uma diminuição de 7,2 no EBG, para 6,9 no efluente de A1G, seguida de um aumento para 7,8 no efluente de F1G.

Os valores mensais do pH no EBG variaram entre 6,3 e 7,9 (Figura 4.6). No efluente de A1G, este parâmetro diminuiu, tornando-se levemente ácido, devido à atividade metabólica das bactérias acidogênicas na degradação da matéria orgânica presente no esgoto, liberar entre outros, ácido acético e propiônico, responsáveis pelo abaixamento do pH, observado no efluente de A1G, cujo valores flutuaram entre 6,2 e 7,2.

TABELA 4.8 - Valores médios, mínimos e máximos dos parâmetros analisados no esgoto bruto (EBG) e efluentes das lagoas anaeróbia (A1G) e facultativa (F1G) da ETE de Guarabira (PB), durante o período entre 04/09/91 à 29/07/92.

Parâmetros	n	EBG	A1G	F1G
temperatura (°C)	21	26,0 (23,0 - 28,0)	25,5 (23,0 - 27,0)	25,0 (20,0 - 27,0)
pH	21	7,2 (6,3 - 7,9)	6,9 (6,2 - 7,2)	7,8 (7,3 - 8,2)
OD (mg/l)	21	0,4 (0,1 - 1,3)	0,8 (0,0 - 1,5)	9,4 (6,5 - 13,8)
DBO ₅ (mg/l)	21	327 (155 - 457)	42 (18 - 69)	22 (8 - 29)
DQO (mg/l) ⁽¹⁾	19	1029 (499 - 2500)	727 (90 - 2353)	655 (97 - 1513)
SS (mg/l)	21	296 (167 - 502)	69 (37 - 130)	63 (34 - 117)
Coliformes fecais (ufc/100ml)	21	2,9E7 (3,5E6 - 1,4E8)	3,5E6 (1,5E5 - 1,8E7)	5,5E4 (2,7E3 - 2,5E5)
Estreptococos fecais ⁽²⁾ (ufc/100ml)	15	4,3E6 (1,0E5 - 9,4E7)	3,4E5 (6,0E4 - 9,0E5)	3,7E3 (4,0E2 - 5,7E4)

OBS.:(1) - esse parâmetro foi analisado no período de 04/09/91 à 17/06/92;

(2) - esse parâmetro foi analisado no período de 04/11/91 à 17/06/92.

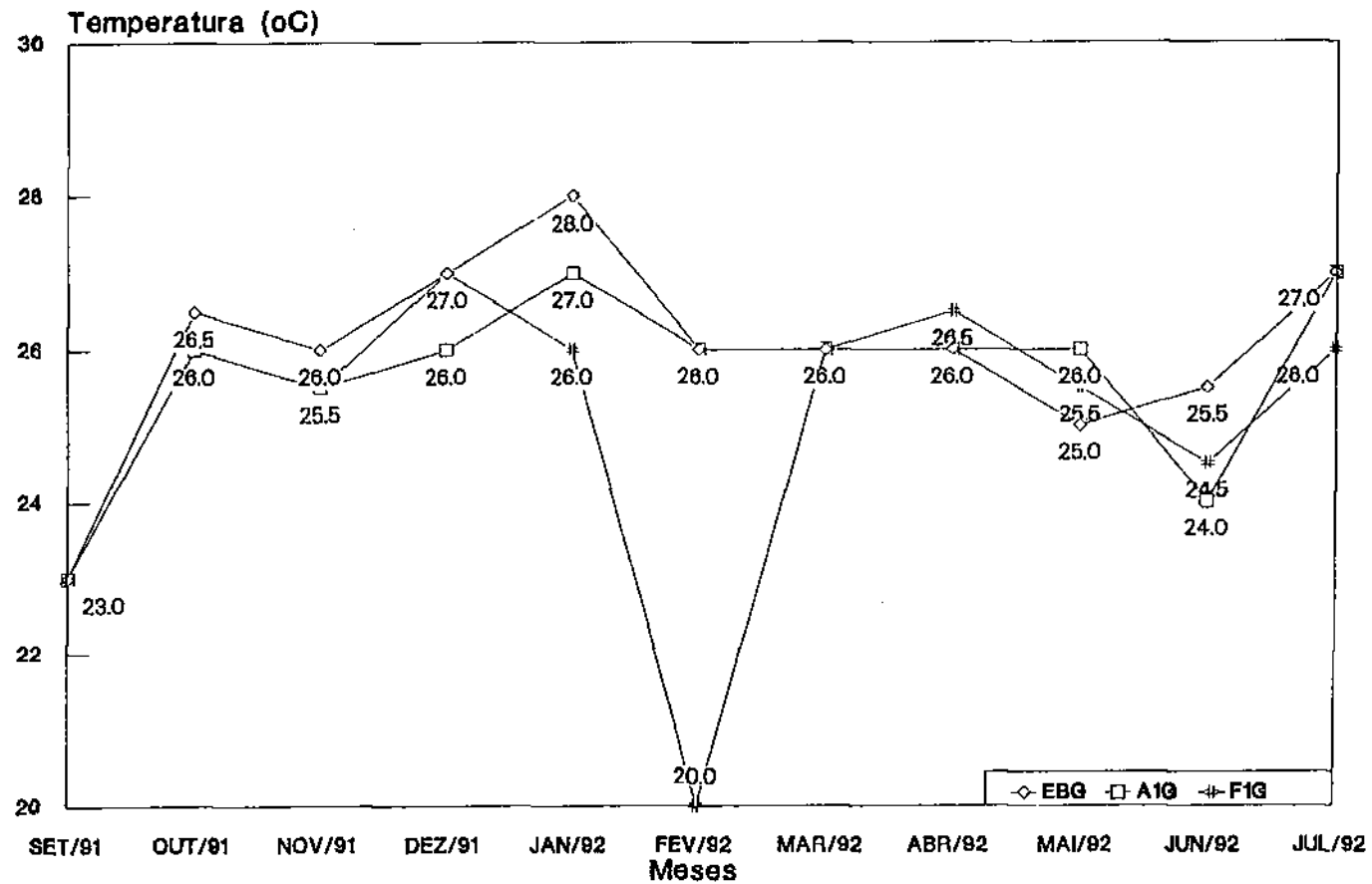


Figura 4.5 - Média mensal da temperatura no esgoto bruto (EBG) e efluentes das lagoas anaeróbia (A1G) e facultativa (F1G) da ETE de Guarabira, no período de setembro/91 a julho/92

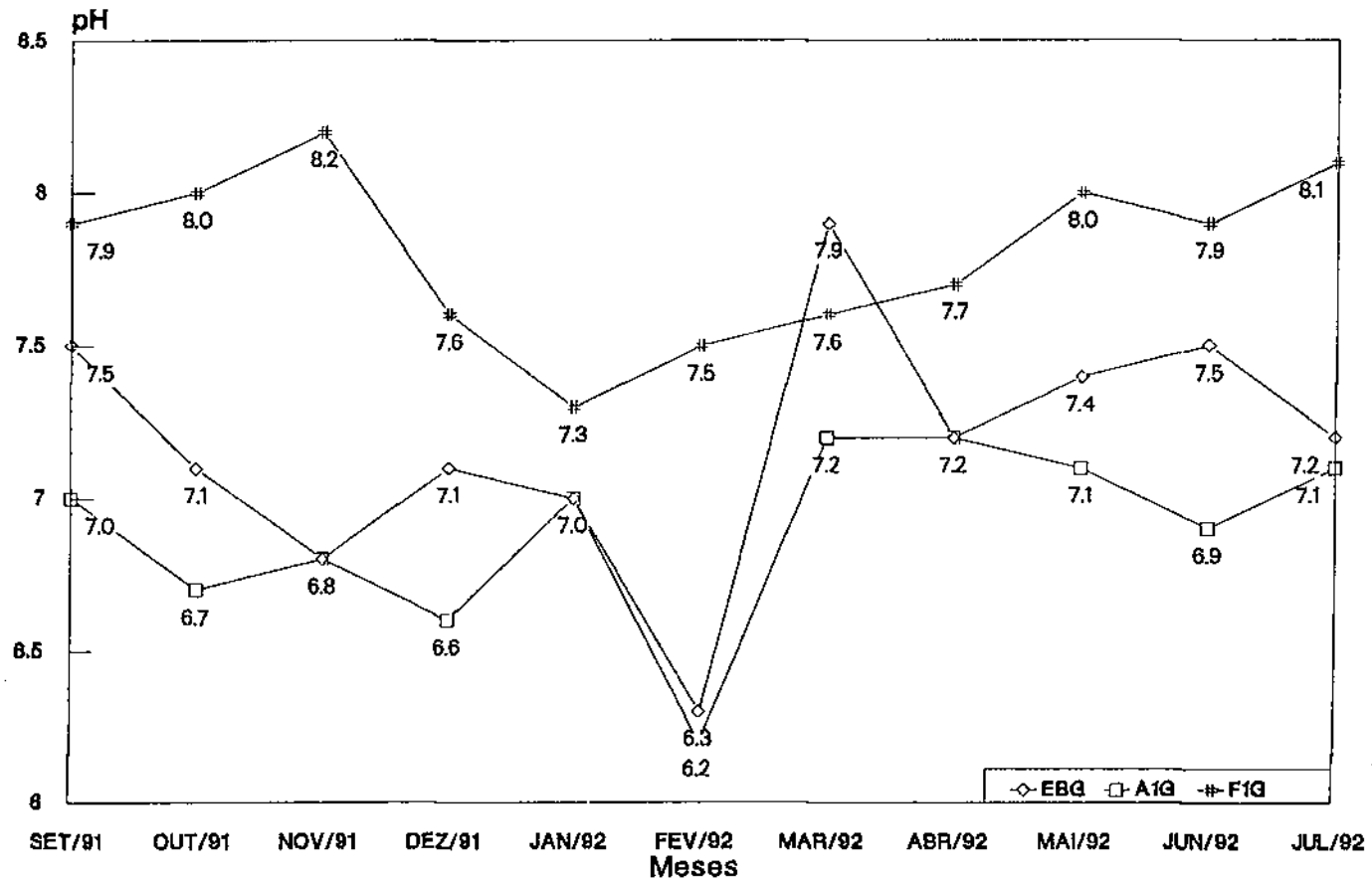
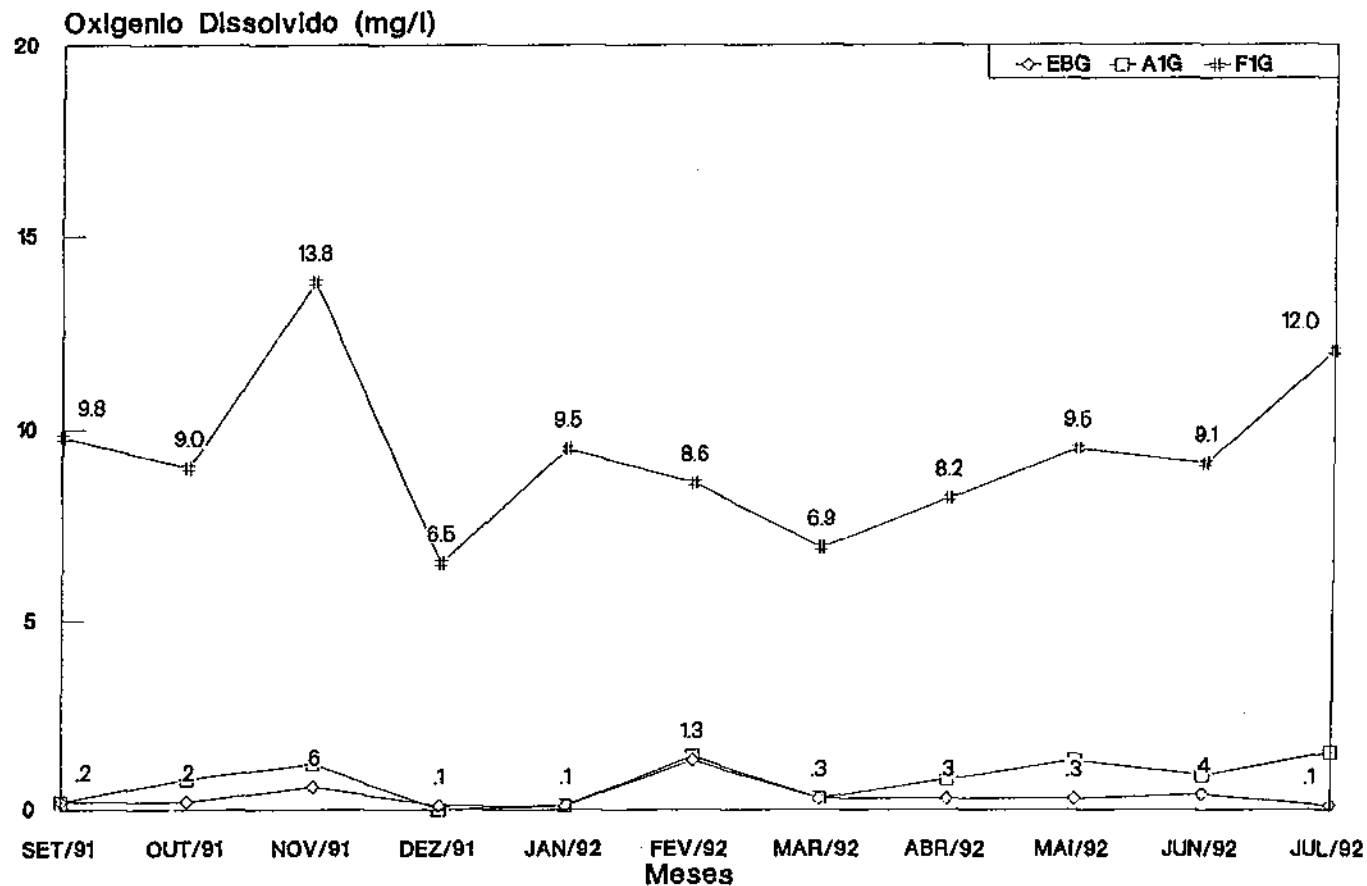


Figura 4.6 - Média mensal de pH no esgoto bruto (EBG) e efluentes das lagoas anaeróbia(A1G) e facultativa (F1G) da ETE de Guarabira, no período de setembro/91 a julho/92 .

O aumento dos valores médios mensais de pH (entre 7,3 e 8,2) no efluente de F1G está associado ao processo de fotossíntese, pois as algas, ao consumirem o dióxido de carbono dissolvido na massa líquida da lagoa, proveniente da oxidação da matéria orgânica pelas bactérias, passam a utilizar o dióxido de carbono do sistema carbônico. Através da dissociação do íon bicarbonato há formação de íons hidroxilas, responsáveis pelo aumento do pH.

A Figura 4.7 mostra que as concentrações de oxigênio dissolvido no EBG e efluente de A1G oscilaram entre 0,4 e 0,8 mg/l, respectivamente. No efluente F1G houve um aumento nas concentrações com um valor médio de 9,4 mg/l (Tabela 4.8). Em lagoas de estabilização fotossintéticas, as algas são as principais responsáveis pela oxigenação da massa líquida fornecendo o oxigênio necessário para as oxidações biológicas e químicas. As bactérias, quando degradam a matéria orgânica presente no esgoto, liberam o CO_2 que constitui o principal substrato da fotossíntese das algas, que irão produzir mais oxigênio. Esta interdependência entre os dois grupos de microrganismos caracteriza uma relação mutualística. Os valores mínimos e máximos registrados no EBG, A1G e F1G foram de 0,1 - 1,3; 0,0 - 1,5 e 6,5 - 13,8 mg/l, respectivamente.

A quantidade de material orgânico biodegradável presente no esgoto bruto (Figura 4.8) foi bastante variável ao longo dos meses amostrados. No efluente de A1G foi observada uma diminuição de DBO_5 , devido, principalmente, ao processo físico de sedimentação e à digestão anaeróbia. Na Tabela 4.8, pode ser



OBS.: Os valores de AIG não são mostrados por se aproximarem dos de EBG

Figura 4.7 - Média mensal de oxigenio dissolvido no esgoto bruto (EBG) e efluentes das lagoas anaeróbia (AIG) e facultativa (FIG) da ETE de Guarabira, no período de setembro/91 a julho/92

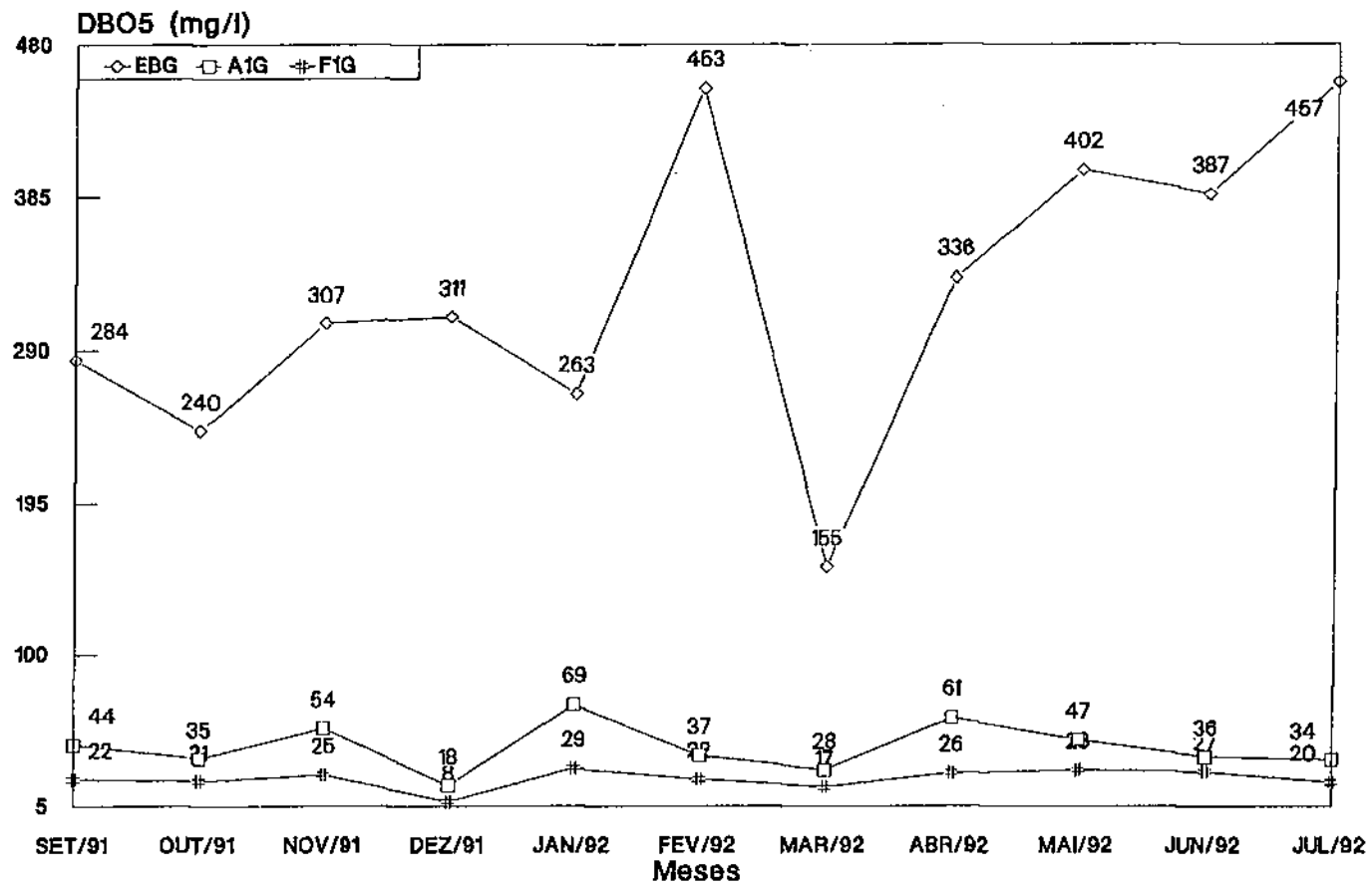


Figura 4.8 - Média mensal da DBO₅ no esgoto bruto (EBG) e efluentes das lagoas anaeróbia (AIG) e facultativa (F1G) da ETE de Guarabira, no período de setembro/91 a julho/92

observada uma redução média da matéria orgânica bio-oxidável de 327 mg/l, em EBG, para 42 e 22 mg/l nos efluentes de A1G e F1G, respectivamente. A atividade das bactérias heterotróficas (*Pseudomonas*, *Flavobacterium*, *Archromobacter* e *Alcaligenes* spp) é a responsável pela oxidação da DBO efluente de A1G na lagoa facultativa secundária. As faixas de variações, observadas no EBG, A1G e F1G foram de 155 - 457; 18 - 69 e 8 - 29 mg/l, respectivamente.

As concentrações de DQO no período estudado (Figura 4.9), acompanharam as variações de DBO₅ (Figura 4.8), exceto nos meses de outubro/91 e junho/92, onde houve uma diminuição na DBO₅, com um aumento da DQO. A redução média nas concentrações de DQO ao longo do período estudado foi de 1029 mg/l, em EBG, para 727 mg/l e 655 mg/l nos efluentes de A1G e F1G, respectivamente. A Tabela 4.8 mostra que as concentrações de DQO mínimas e máximas, ocorridas no sistema, foram de 499 - 2500 mg/l no EBG, 90 - 2353 mg/l e 97 - 1513 mg/l nos efluentes A1G e F1G, respectivamente. Em geral os valores de DQO foram de 2 a 5 vezes superiores a DBO₅.

Os valores de sólidos suspensos no EBG (Figura 4.10) ao longo dos meses amostrados apresentaram a mesma tendência observada para a DBO₅ (Figura 4.4). A faixa de variação nos efluentes de A1G e F1G foi de 3 e 60 mg/l por todo o período pesquisado. A redução ocorrida nos sólidos suspensos, do EBG para o efluente de A1G, foi devida, principalmente, ao processo físico de sedimentação na lagoa. Todavia, nos meses de abril e maio/92, o aumento na concentração de sólidos suspensos, do

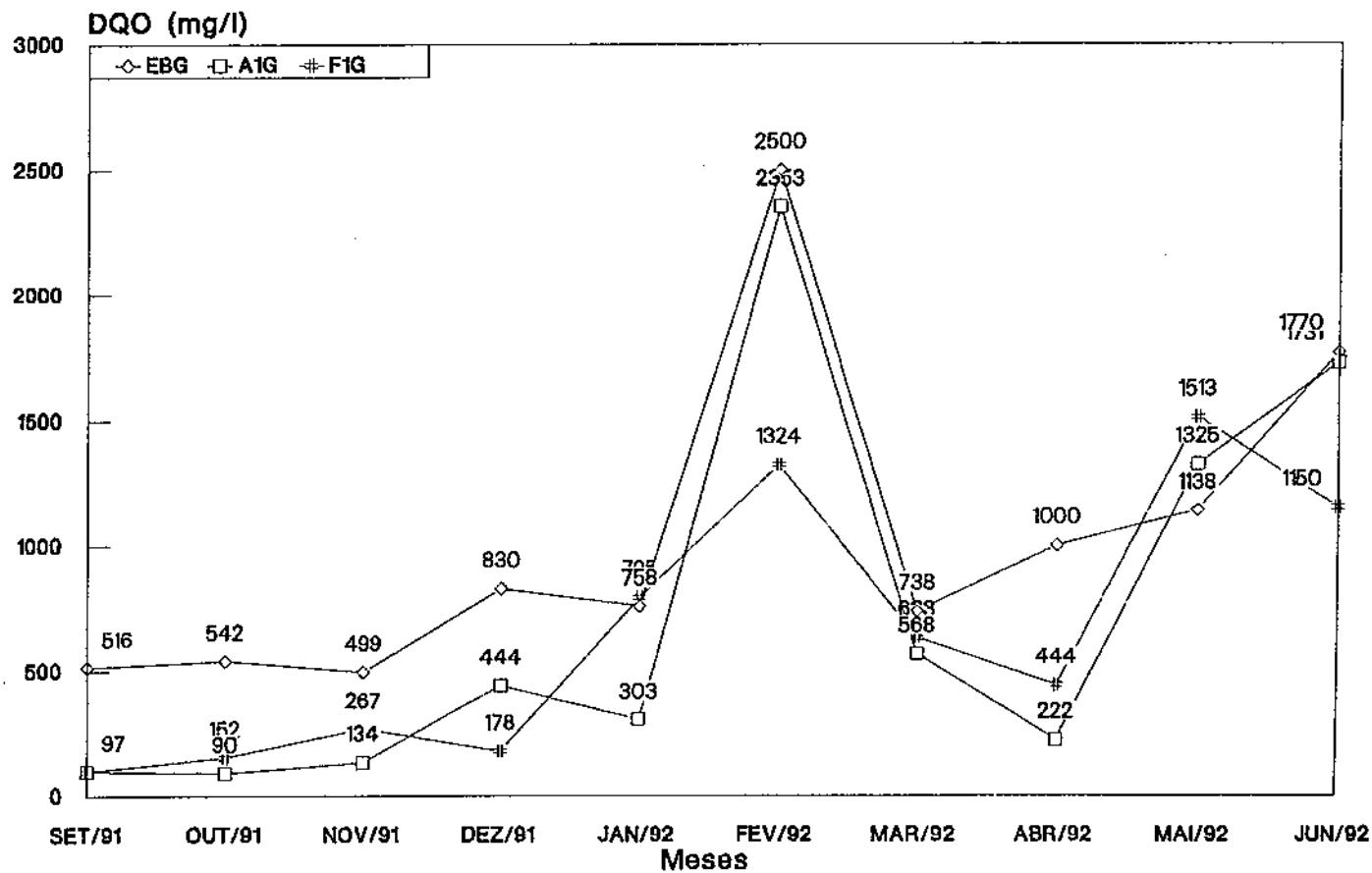


Figura 4.9 - Média mensal da DQO no esgoto bruto (EBG) e efluentes das lagoas anaeróbia (A1G) e facultativa (FIG) da ETE de Guarabira, no período de setembro/91 a junho/92

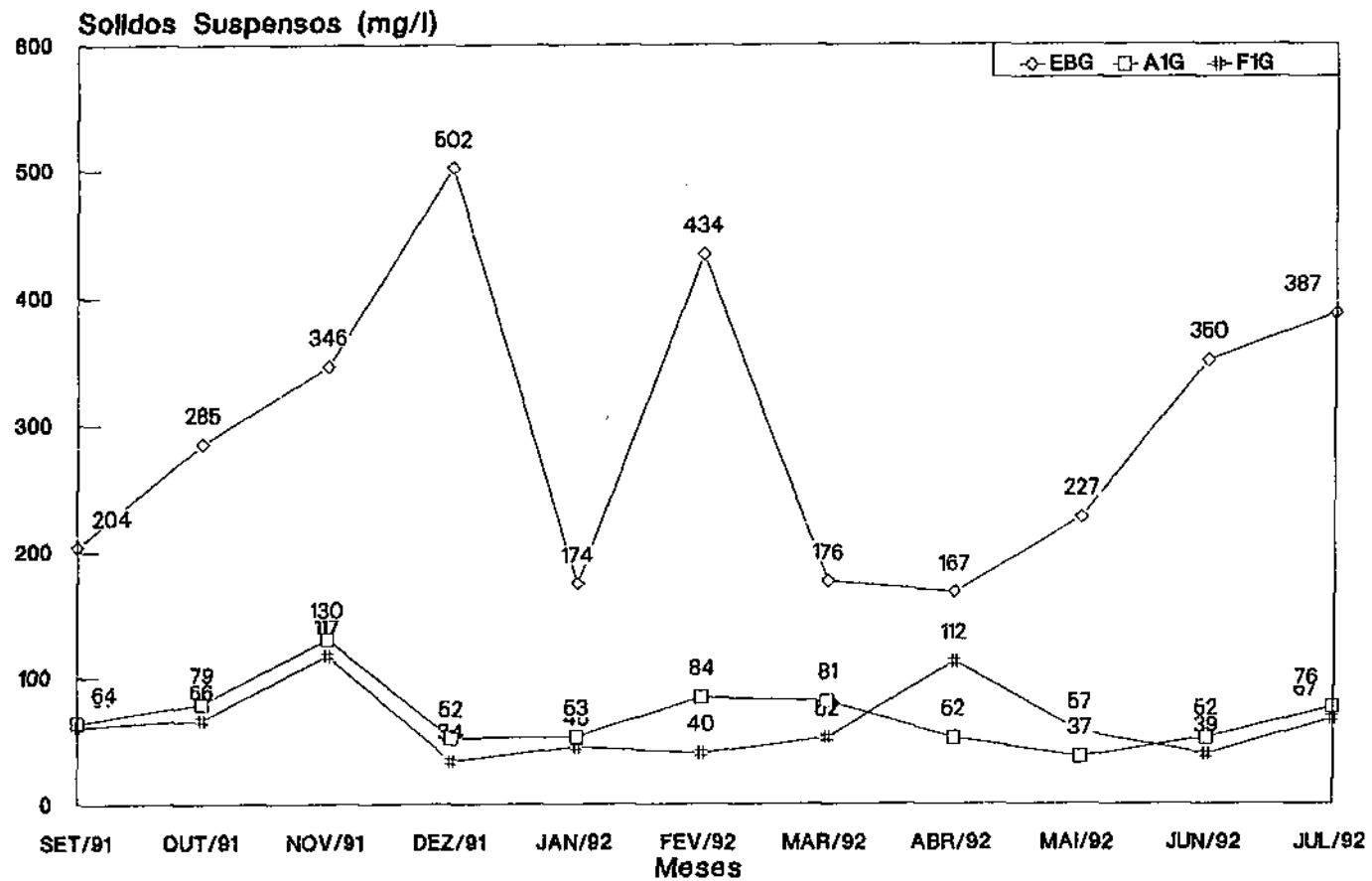


Figura 4.10- Média mensal de sólidos suspensos no esgoto bruto (EBG) e efluentes das lagoas anaeróbia (A1G) e facultativa (F1G) da ETE de Guarabira, no período de setembro/91 a julho/92

efluente da lagoa A1G para a F1G, foi o resultado da contribuição da biomassa de algas presentes no efluente de F1G. Os valores médios da concentração de sólidos suspensos decresceram de 296 mg/l no EBG para 69 e 63 mg/l em A1G e F1G, respectivamente.

As concentrações de CF no EBG (Figura 4.11) são típicas de esgotos domésticos, com um valor médio de $2,9 \times 10^7$ ufc/100 ml. No efluente A1G, foi observada a diminuição de CF de uma ordem de grandeza, com um valor médio de $3,5 \times 10^6$ ufc/100ml, que pode estar relacionada com o processo de sedimentação que a matéria particulada sedimentável sofre ao entrar nesse reator biológico. A concentração no efluente F1G foi de $5,5 \times 10^4$ ufc/100ml, diminuindo duas ordens de grandeza em relação a A1G. Esse resultado mostra que o sistema de lagoas da ETE de Guarabira promoveu uma redução de três ordens de grandeza, até o efluente final.

A população de EF no EBG e efluentes de A1G e F1G (Figura 4.12) acompanhou a mesma tendência da de CF, embora sua concentração, em geral, seja dez vezes menor. Esse parâmetro foi analisado apenas no período de novembro/91 a junho/92. Os valores médios dos EF (Tabela 4.8) decresceram uma ordem de grandeza do EBG para o efluente de A1G e duas ordens de grandeza do efluente de A1G para o de F1G, reduzindo no total três ordens de grandeza até o efluente final com valores médios de $4,3 \times 10^6$ ufc/100ml, no EBG, e $3,7 \times 10^3$ ufc/100ml no efluente de F1G.

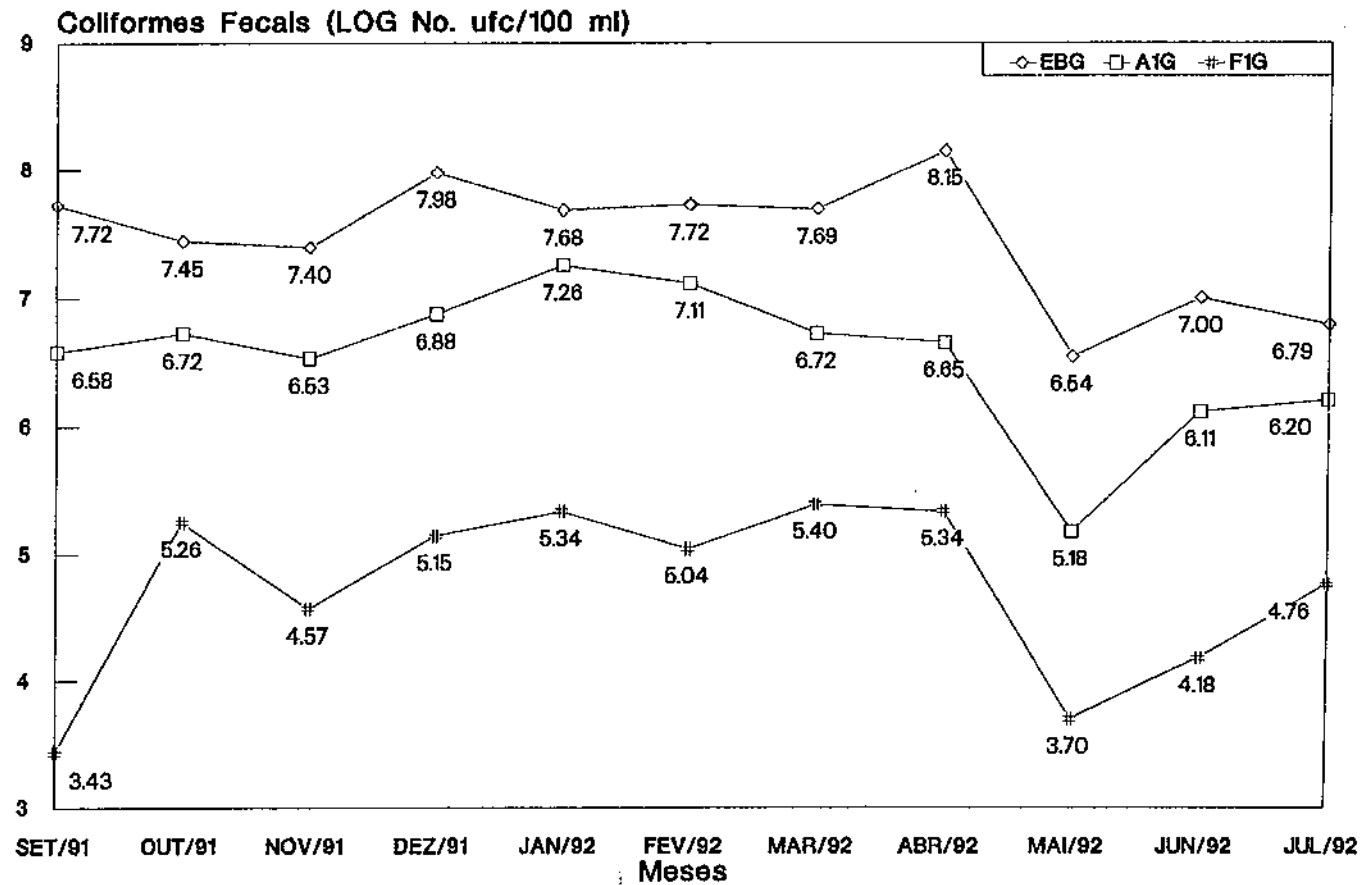


Figura 4.11- Média mensal do log do N^o de coliformes fecais por 100ml no esgoto bruto (EBG) e efluentes das lagoas anaeróbia (A1G) e facultativa (F1G) da ETE de Guarabira, no período de setembro/91 a julho/92

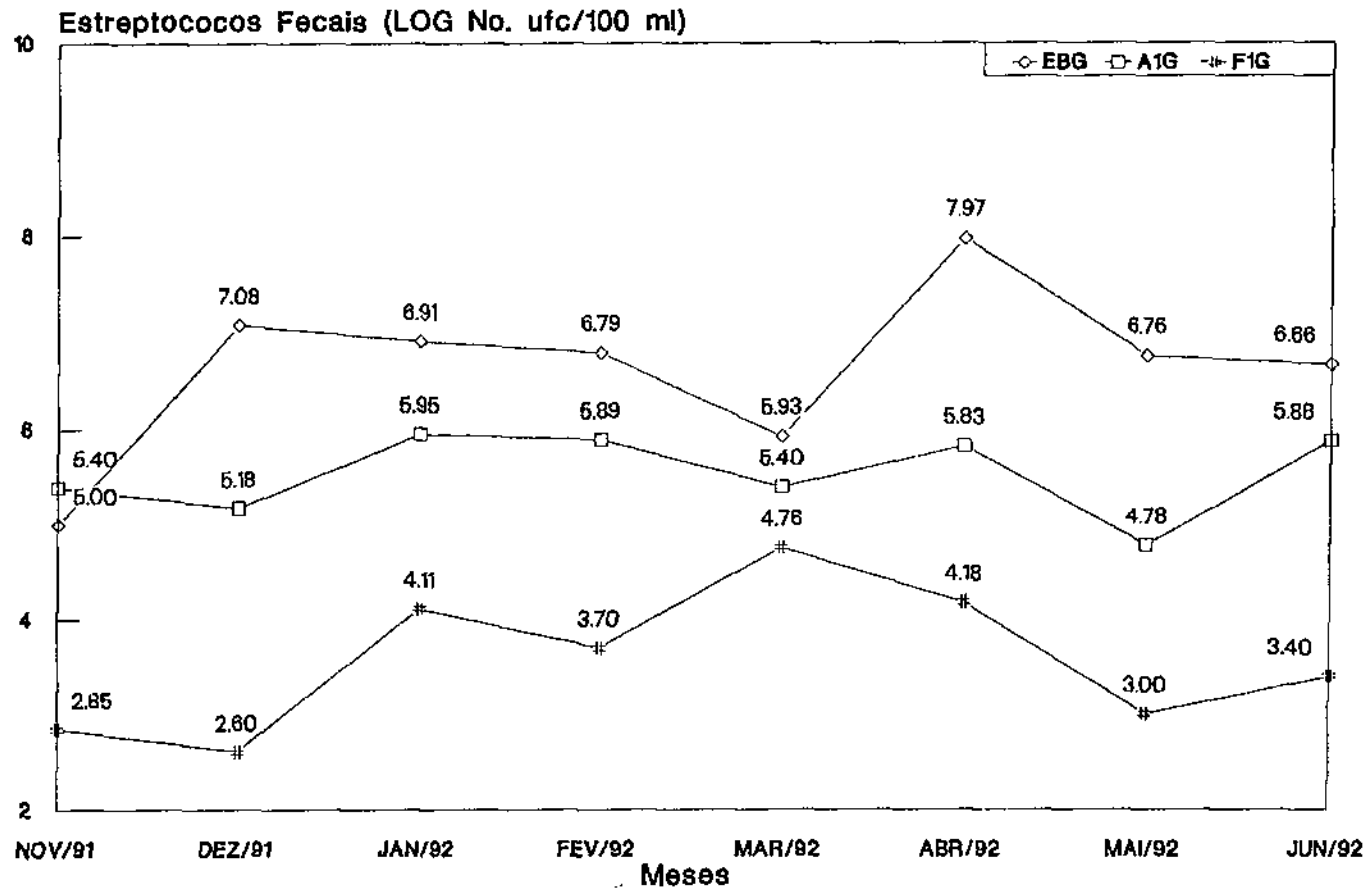


Figura 4.12- Média mensal do log do N^o de estreptococos fecais por 100ml no esgoto bruto (EBG) e efluentes das lagoas anaeróbia (AIG) e facultativa (FIG) da ETE de Guarabira, no período de novembro/91 a junho/92

4.2.2. ETE de Sapé

Os valores médios e as variações dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos, no esgoto bruto (EBS) e efluente da lagoa facultativa primária (F1S) da ETE da cidade de Sapé, são mostrados na Tabela 4.9 e Figuras 4.13 a 4.20.

As temperaturas (Figura 4.13), registradas no EBS e efluente F1S, mantiveram a mesma tendência, ao longo do período. Os menores valores foram 24,5°C no EBS e 23,5°C no efluente de F1S no mês de setembro/91. A partir do mês de outubro/91, as temperaturas foram se elevando, gradativamente, até o mês de abril/92, caracterizando os meses quentes da região. No mês de novembro/91, foi registrada temperatura de 25°C no EBS e efluente de F1S, devido a ocorrência de chuvas nos dias de coleta.

A Tabela 4.9 mostra que a temperatura média no EBS e efluente de F1S manteve-se constante por todo o período amostrado, em torno de 26°C, favorecendo o processo de degradação biológica. As temperaturas máximas de 27°C, ao longo do sistema, foram obtidas nos meses de dezembro/91, janeiro e fevereiro/92 para o EBS e fevereiro-março/92 para o efluente F1S.

Durante o período de amostragem, os valores do pH (Figura 4.14) no EBS, mantiveram-se próximos ao neutro. Todavia, no efluente F1S houve um aumento, associado ao processo fotossintético. A Tabela 4.9 mostra um aumento dos valores

TABELA 4.9 - Valores médios, mínimos e máximos dos parâmetros analisados no esgoto bruto (EBS) e efluente da lagoa facultativa primária (F1S) da ETE de Sapé (PB), durante o período entre 04/09/91 à 17/06/92.

Parâmetros	n	EBS	F1S
temperatura (°C)	19	26,0 (24,5 - 27,0)	26,0 (23,5 - 27,0)
pH	19	7,0 (6,1 - 7,2)	7,8 (7,1 - 8,4)
OD (mg/l)	19	0,4 (0,1 - 1,6)	6,8 (4,5 - 8,9)
DBO ₅ (mg/l)	19	689 (190 - 1015)	44 (23 - 57)
DQO (mg/l)	19	3745 (538 - 8696)	885 (219 - 3421)
SS (mg/l)	19	752 (250 - 2547)	187 (108 - 350)
Coliformes fecais (ufc/100ml)	19	8,5E7 (4,0E7 - 2,9E8)	5,2E5 (1,5E5 - 1,9E6)
Estreptococos fecais ⁽¹⁾ (ufc/100ml)	15	1,6E7 (8,6E6 - 3,9E7)	2,7E4 (4,4E3 - 7,0E4)

OBS.:(1) - esse parâmetro foi analisado no período de 04/11/91 à 17/06/92.

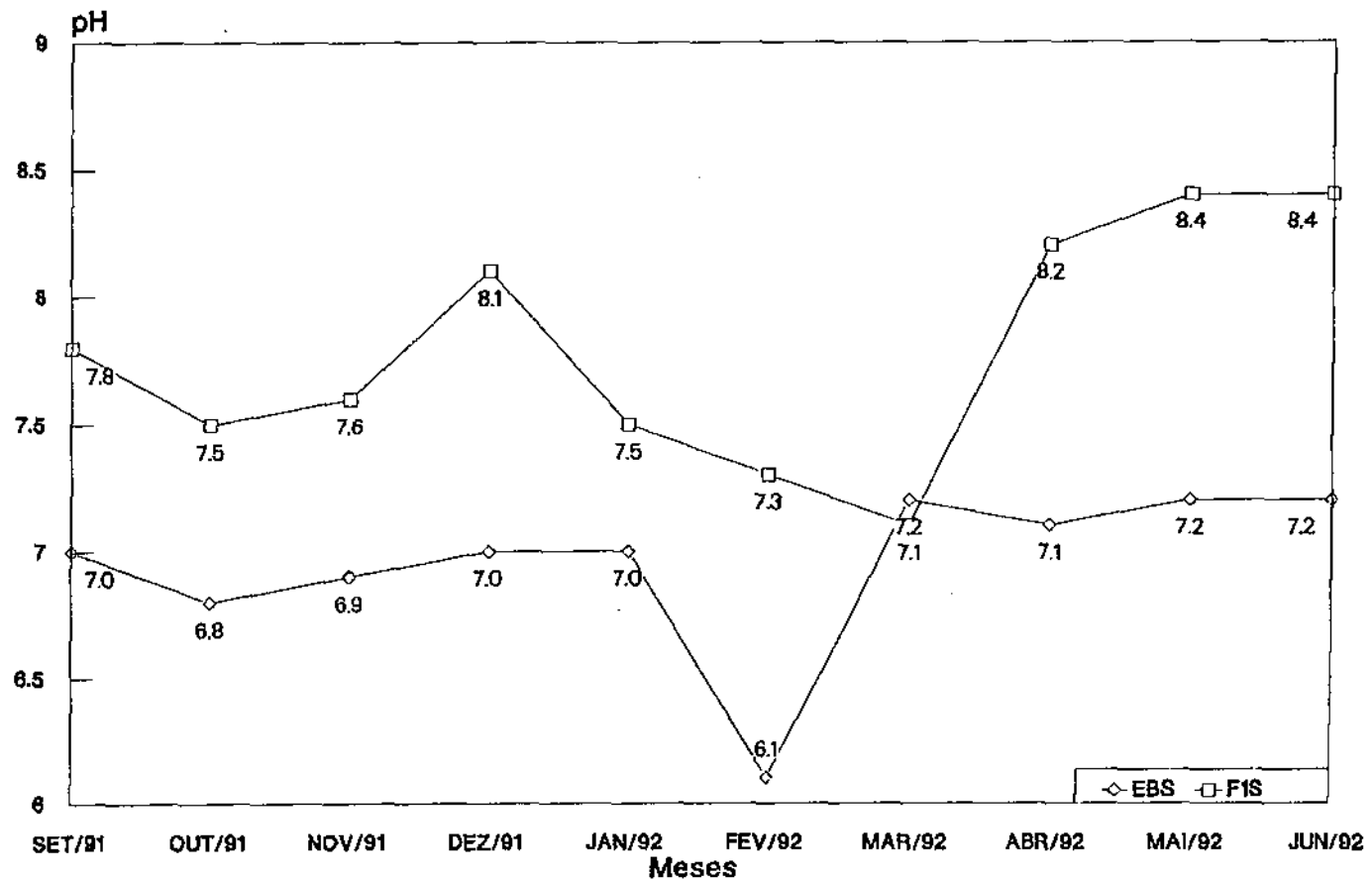


Figura 4.14- Média mensal de pH no esgoto bruto (EBS) e efluente da lagoa facultativa (FIS) da ETE de Sapé, no período de setembro/91 a junho/92

médios do pH, ao longo do sistema, de 7,0 no EBS para 7,8 no efluente de F1S. A variação mínima e máxima desse parâmetro foi de 6,1 a 7,2, no EBS, e 7,1 a 8,4, no efluente de F1S.

As concentrações de OD no EBS (Figura 4.15) oscilaram em torno de 0,4 mg/l, exceto no mês de abril/92, quando a concentração sofreu uma elevação para 1,6 mg/l. No efluente de F1S, foram observadas as concentrações mais elevadas, em torno de 6,8 mg/l. Houve grande discrepância entre os limites mínimos e máximos do EBS e F1S, sendo as faixas de 0,1 - 1,6 mg/l e 4,5 - 8,9 mg/l, respectivamente.

A Figura 4.16 mostra as concentrações médias mensais de DBO_5 no EBS e efluente de F1S. A quantidade de material biodegradável presente no esgoto bruto apresentou-se bastante variável. O valor médio desse parâmetro caracterizou o esgoto da cidade de Sapé, como de concentração forte, dentro da classificação de Feachem *et al.* (1983). Na Tabela 4.9, pode ser observada a redução média da matéria orgânica bio-oxidável de 689 mg/l, em EBS, para 44 mg/l, no efluente F1S. As faixas de variação da DBO_5 em EBS e F1S foram de 190 - 1015 mg/l e 23 - 57 mg/l, respectivamente.

A Figura 4.17 mostra as concentrações médias mensais da DQO no EBS e efluente de F1S. No sistema houve uma redução de 3754 mg/l a 885 mg/l. A variação observada para as concentrações mínimas e máximas foi significativa (Tabela 4.9), com valores mínimos de 538 mg/l e 219 mg/l e máximo de 8696 mg/l e 3421 mg/l, respectivamente.

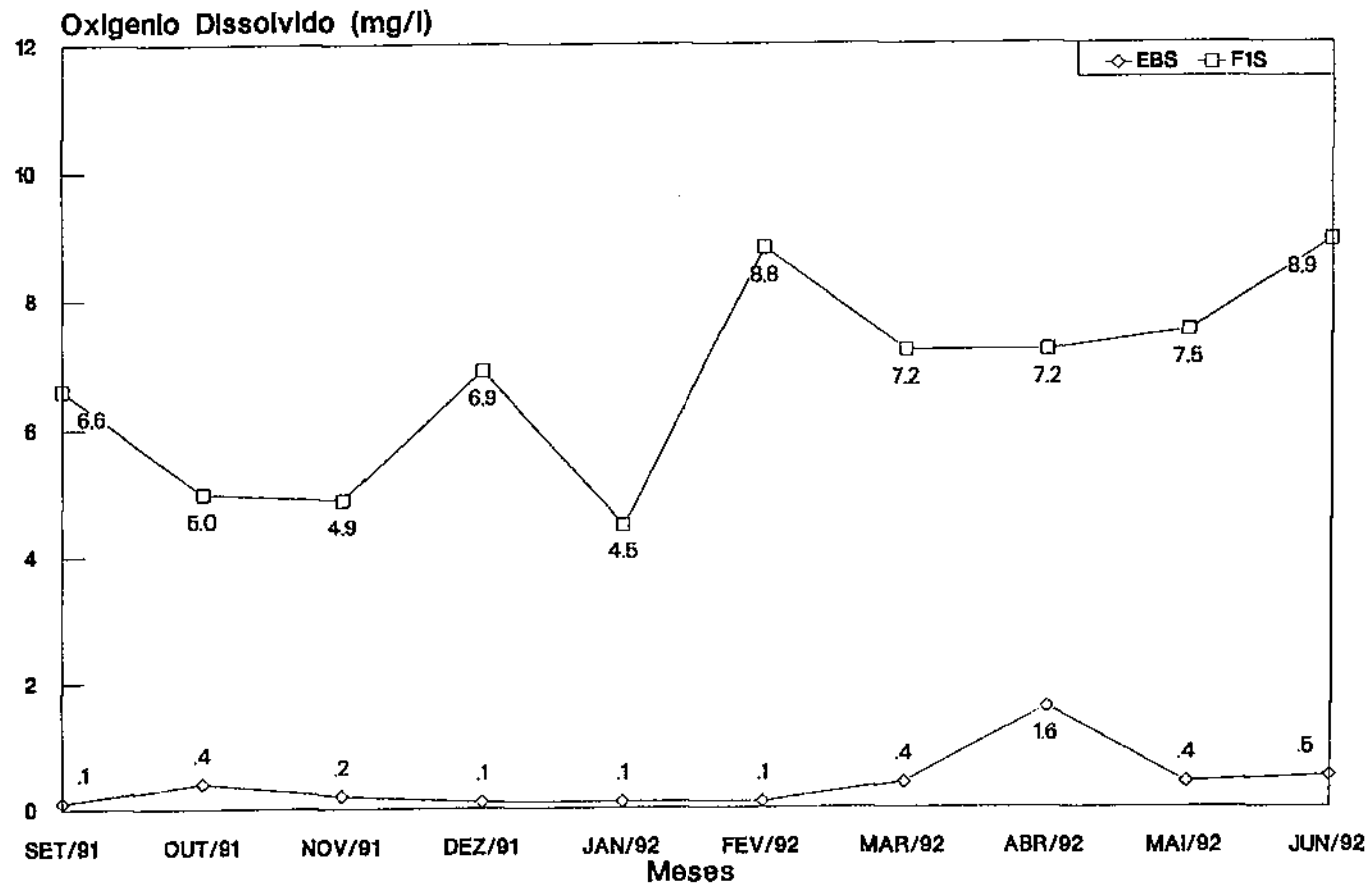


Figura 4.15 - Média mensal de oxigenio dissolvido no esgoto bruto (EBS) e efluente da lagoa facultativa (FIS) da ETE de Sapé, no período de setembro/91 a junho/92

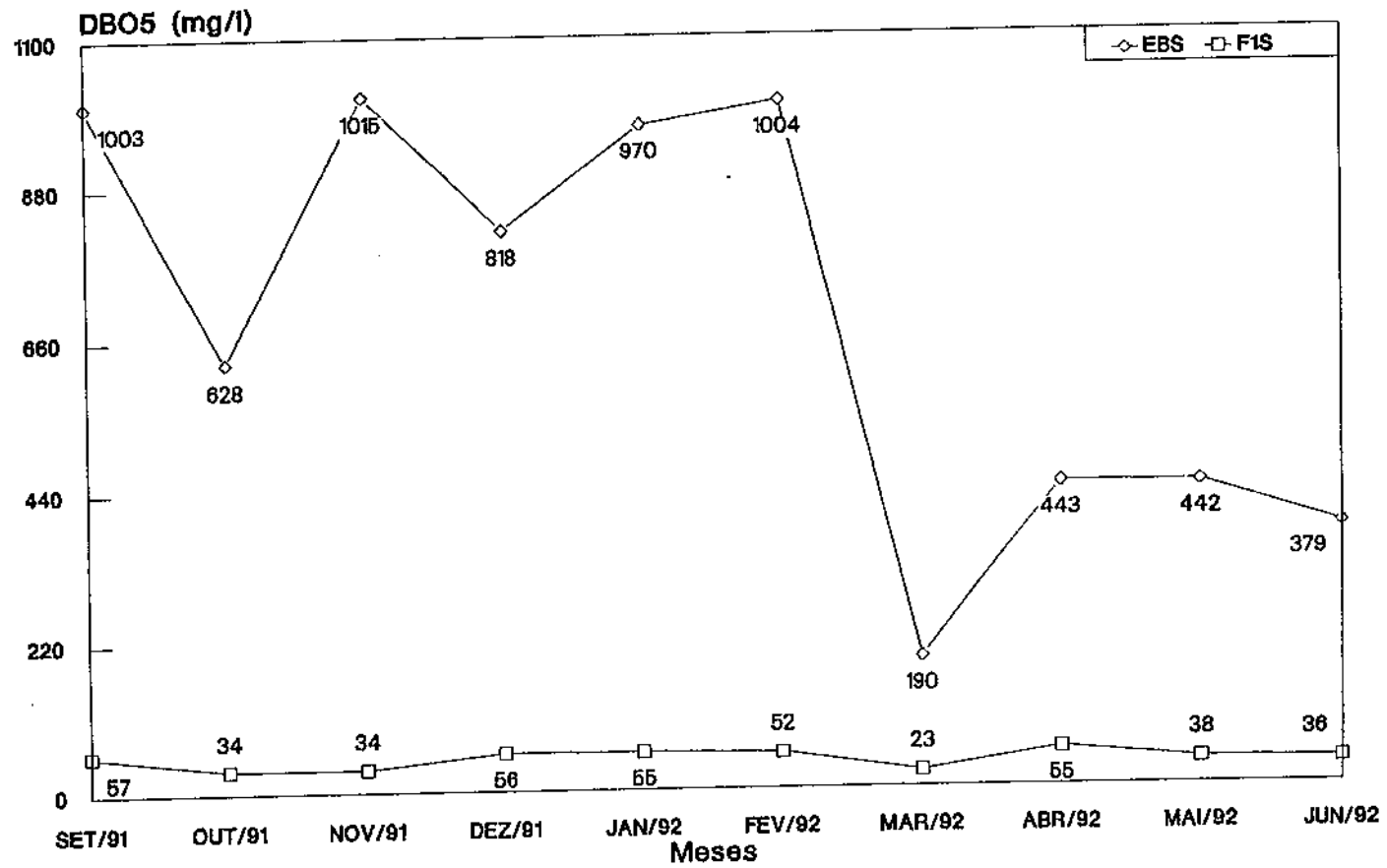


Figura 4.16- Média mensal da DBO₅ no esgoto bruto (EBS) e efluente da lagoa facultativa (FIS) da ETE de Sapé, no período de setembro/91 a junho/92

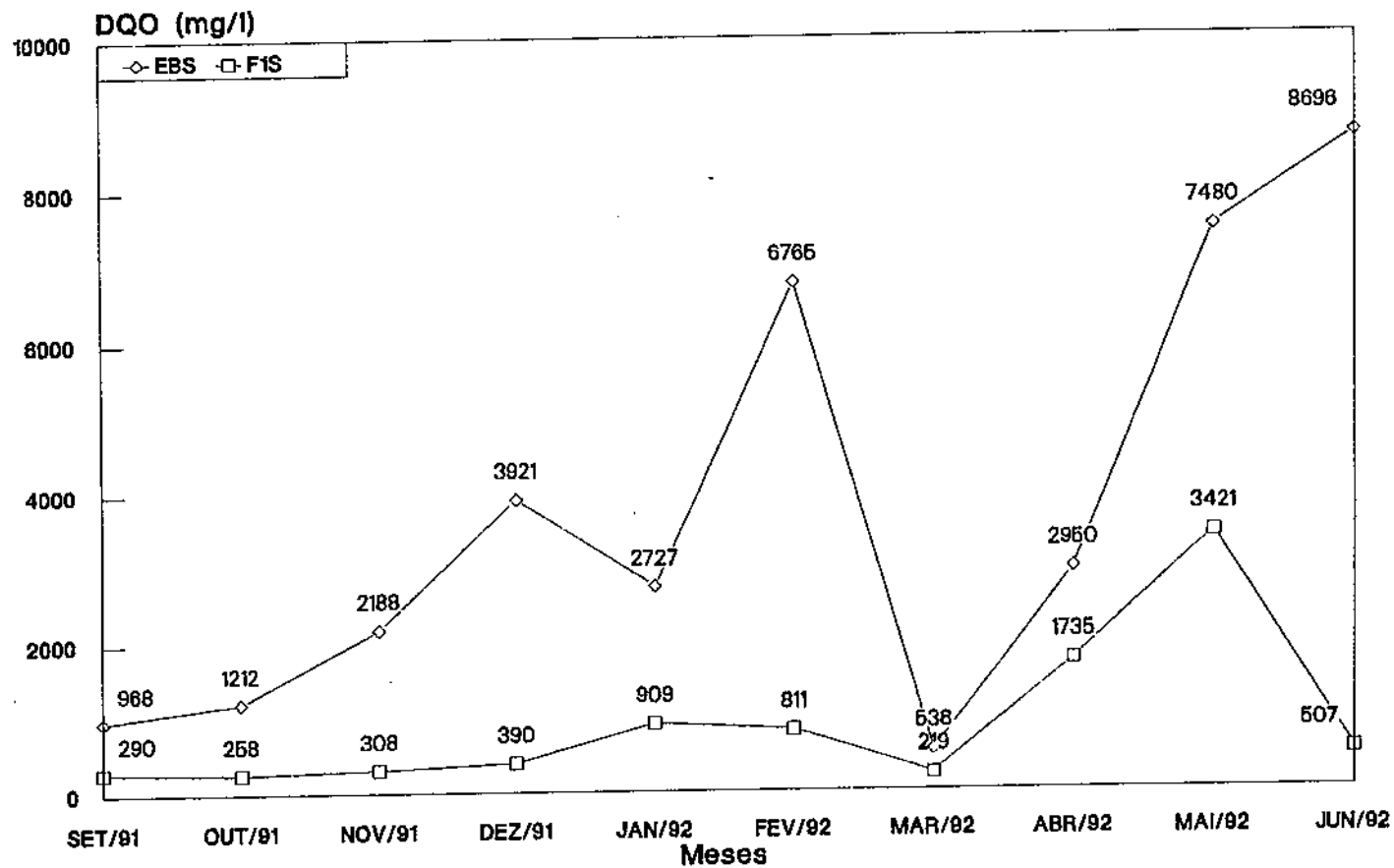


Figura 4.17- Média mensal da DQO no esgoto bruto (EBS) e efluente da lagoa facultativa (FIS) da ETE de Sapé, no período de setembro/91 a junho/92

Na Tabela 4.9 pode ser observado que a redução ocorrida nos sólidos suspensos do EBS para o efluente F1S foi de 752 mg/l para 187 mg/l, sendo atribuída ao processo de sedimentação na lagoa. A Figura 4.18 mostra as concentrações médias mensais de SS no EBS e efluente de F1S.

As concentrações de CF no EBS (Figura 4.19) foram típicas de esgotos domésticos, em torno de $8,5 \times 10^7$ ufc/100ml. A diminuição de CF entre EBS e o efluente de F1S pode estar relacionada com o processo de sedimentação da matéria orgânica ao entrar no reator, ao longo tempo de detenção hidráulica e à ação dos predadores, principalmente os protozoários. Na Tabela 4.9, pode ser observado que a redução dos CF no sistema foi de duas ordens de grandeza: a concentração média do EBS foi de $8,5 \times 10^7$ ufc/100ml, sendo reduzida para $5,2 \times 10^5$ ufc/100ml no efluente de F1S.

As concentrações médias de EF decresceram em três ordens de grandeza, entre o EBS ($1,6 \times 10^7$ ufc/100ml) e o efluente F1S ($2,7 \times 10^4$ ufc/100ml). Contudo, as curvas (Figura 4.20) de variação de EF, no sistema estudado, apresentaram a mesma tendência das curvas de CF (Figura 4.19).

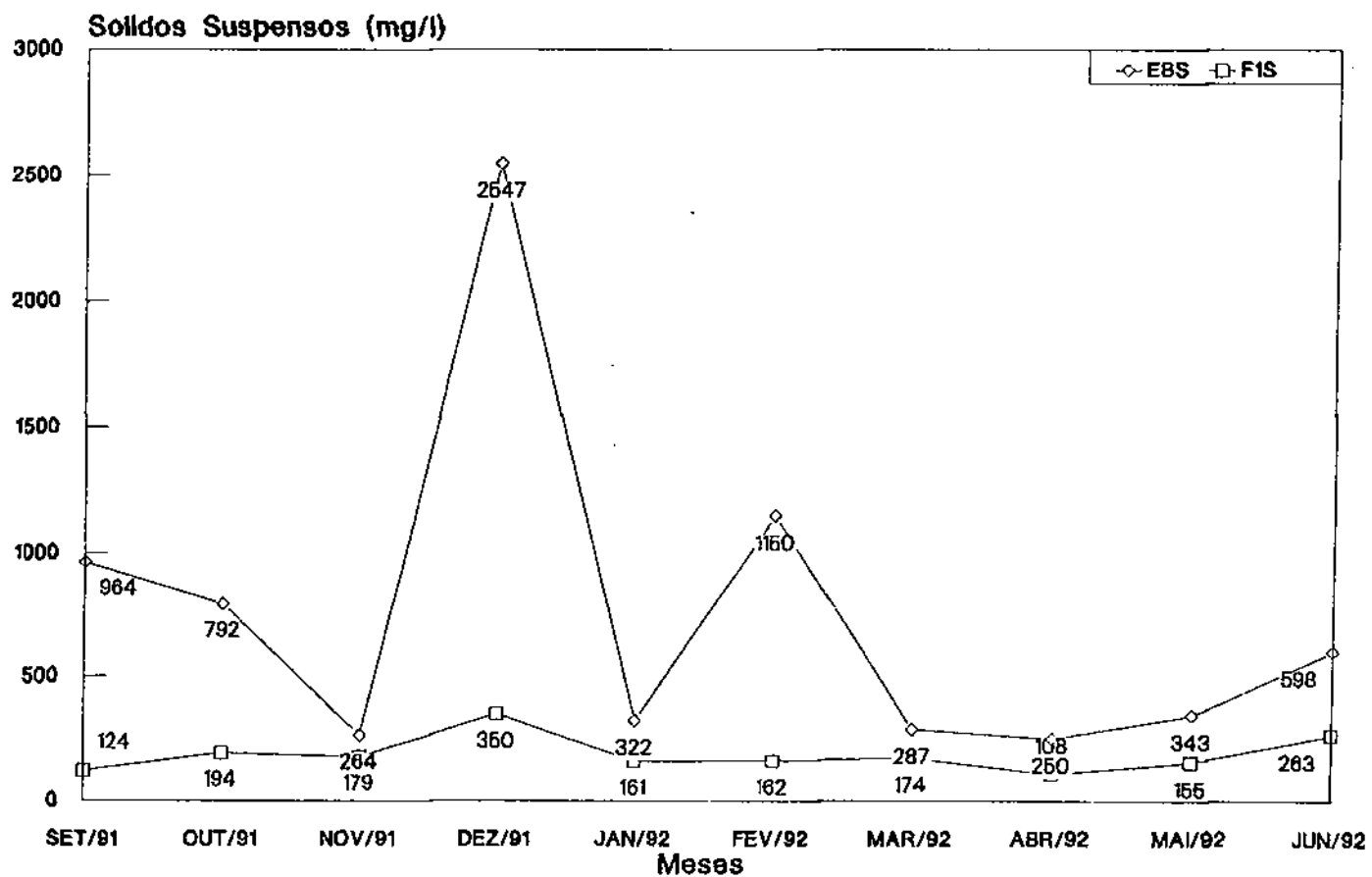


Figura 4.18- Média mensal de sólidos suspensos no esgoto bruto (EBS) e efluente da lagoa facultativa (F1S) da ETE de Sapé, no período de setembro/91 a julho/92

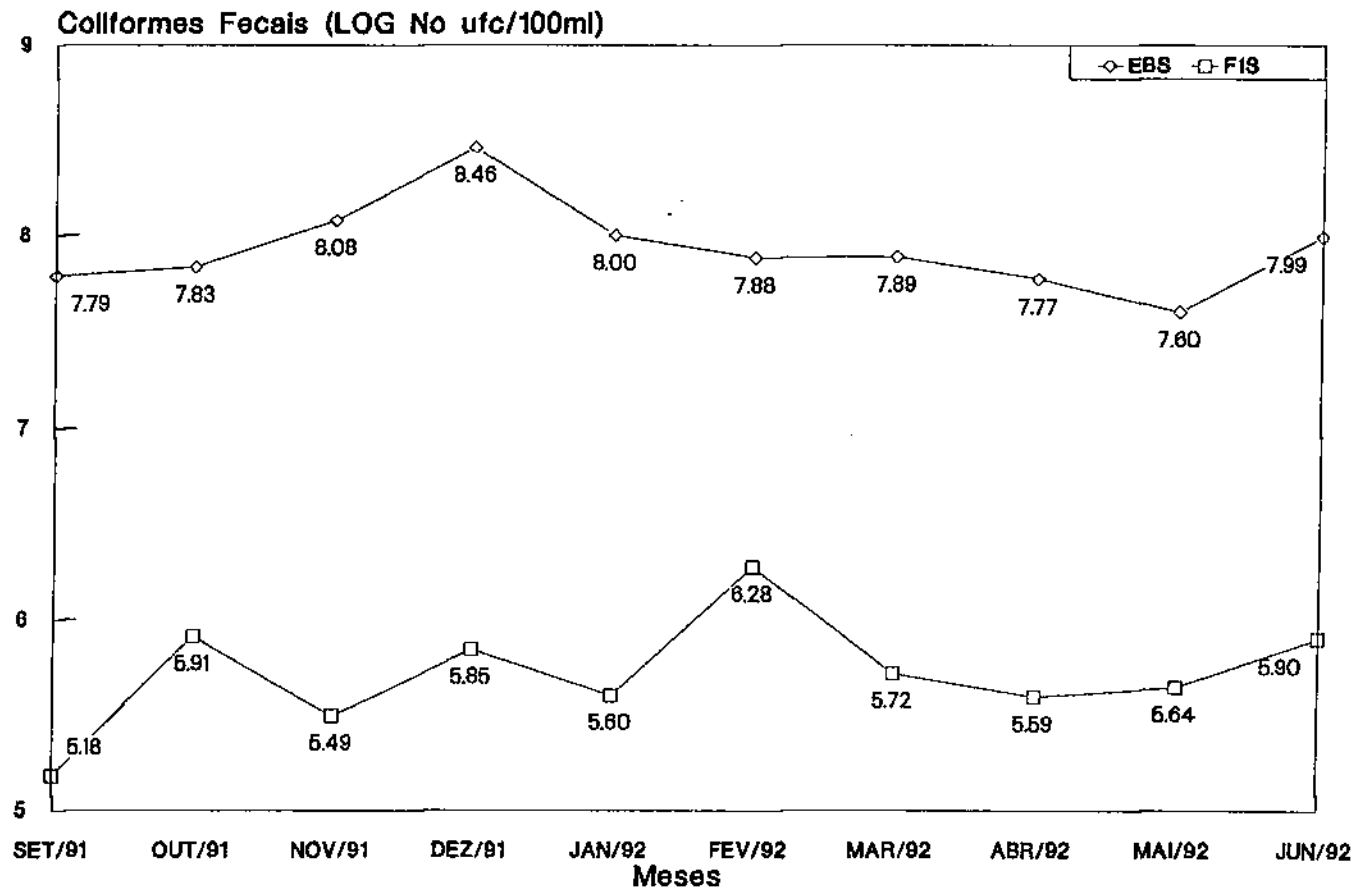


Figura 4.19- Média mensal do log do N^o de coliformes fecais por 100ml no esgoto bruto (EBS) e efluente da lagoa facultativa (FIS) da ETE de Sapé, no período de setembro/91 a julho/92

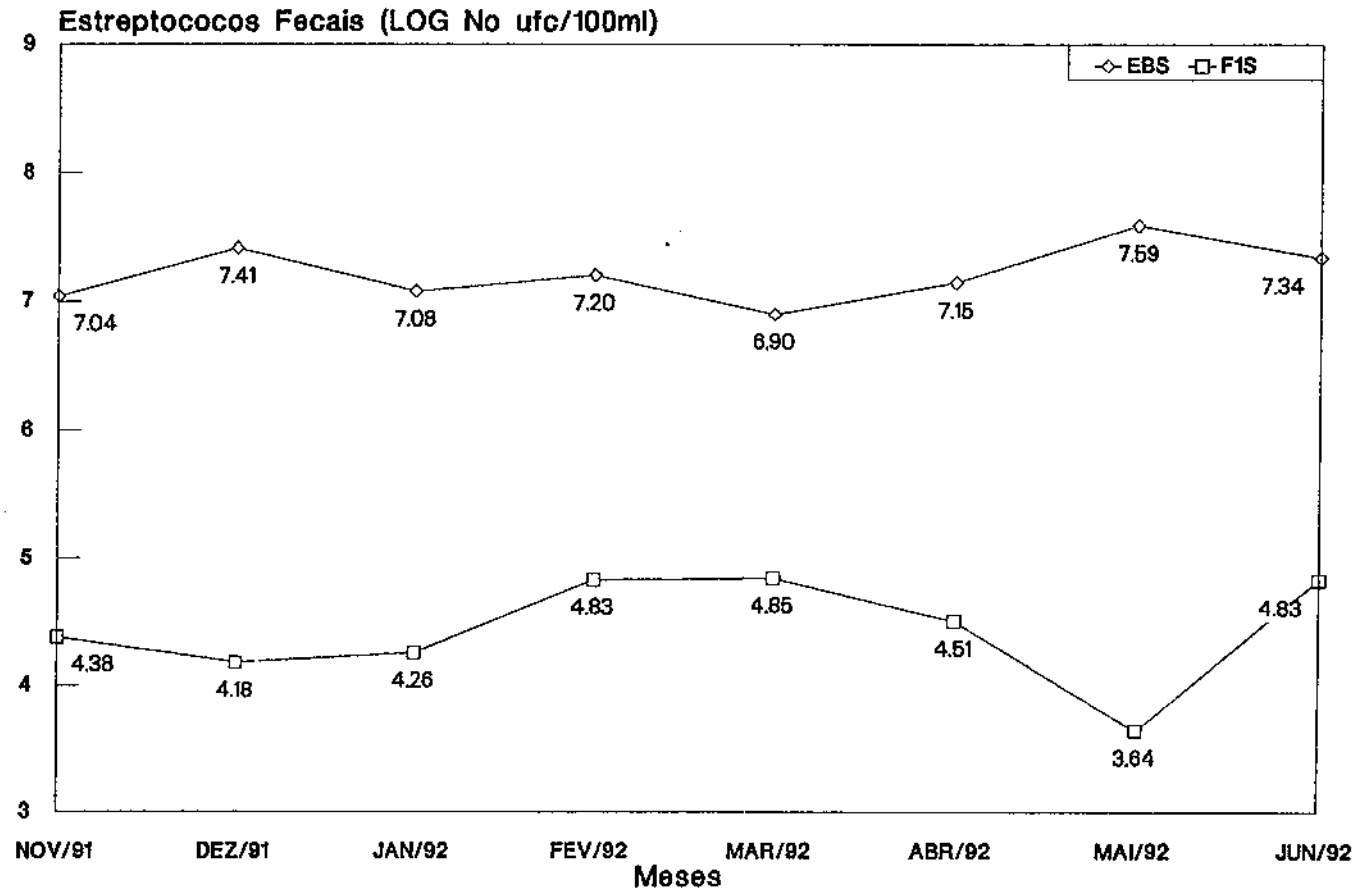


Figura 4.20- Média mensal do log do N^o de estreptococos fecais por 100ml no esgoto bruto (EBS) e efluente da lagoa facultativa (FIS) da ETE de Sapé, no período de Novembro/91 a junho/92

4.3. Eficiência de remoção de parâmetros físico-químicos e microbiológicos nos sistemas estudados

4.3.1. ETE de Guarabira

O material orgânico biologicamente oxidável, DBO_5 , foi reduzido em 93% ao longo da série de lagoas, sendo a lagoa anaeróbia responsável pela remoção de 87% do mesmo (Tabela 4.10). Nesse tipo de reator, a sedimentação da matéria orgânica e a atividade dos microrganismos anaeróbios são os principais mecanismos na remoção do material orgânico. Por outro lado, a concentração de DQO foi reduzida ao longo da série de lagoas, em 36%.

Os sólidos suspensos, na lagoa anaeróbia, foram removidos em 77% (Tabela 4.10), devido, principalmente, ao processo de sedimentação. Ao longo da série de lagoas houve redução de 79%, com a remoção mais significativa, ocorrendo na lagoa anaeróbia.

As bactérias indicadoras, coliformes e estreptococos fecais tiveram uma redução de 99,810% e 99,913%, respectivamente. Para efluentes de lagoas facultativas, essas reduções são esperadas, contudo, esses efluentes contém ainda 10^4 CF/100ml e 10^3 EF/100ml (Tabela 4.8), estando além do padrão exigido pela OMS de 1000 CF/100ml para o reuso irrestrito em culturas agrícolas.

TABELA 4.10 - Percentagem de remoção de DBO₅, DQO, Sólidos Suspensos, Coliformes Fecais e Estreptococos Fecais durante o monitoramento dos sistemas experimentais.

SISTEMA	DBO ₅ (%)	DQO (%)	SS (%)	CF (%)	EF (%)
Guarabira- EBG/A1G	87	29	77	87,931	92,093
Guarabira- A1G/F1G	48	10	09	98,428	98,911
Guarabira- EBG/F1G	93	36	79	99,810	99,913
Sapé - EBS/F1S	94	76	75	99,388	99,831

4.3.2. ETE de Sapé

Na lagoa facultativa primária de Sapé houve uma remoção de 94% (Tabela 4.10) da matéria orgânica biologicamente oxidável (DBD₅). Nesse tipo de reator, os principais mecanismos de remoção do material orgânico são a sedimentação da matéria orgânica e a atividade dos microrganismos presentes. A DQO foi reduzida em 76% no sistema e os sólidos suspensos em 75%, sendo isso atribuído, principalmente ao processo físico de sedimentação.

Apesar da ETE de Sapé ser constituída somente por uma lagoa facultativa primária, as remoções de CF e EF foram significativas, na ordem de 99,388% e 99,831%, respectivamente. Os coliformes fecais e estreptococos fecais diminuíram para concentração média de 10^5 CF/100ml e 10^4 EF/100ml, respectivamente, o que indica um efluente de qualidade bacteriológica deficiente e com muita probabilidade de conter concentrações elevadas de patogênicos.

5.0. DISCUSSÃO

O crescimento urbano acelerado e desordenado das cidades brasileiras não foi acompanhado por um programa planejado de expansão do abastecimento de água potável e das redes coletoras de esgoto. No Nordeste, dos 26% dos municípios contemplados com sistemas coletores de esgotos, apenas 4% deles possuem sistemas de tratamento (BIO, 1993), sendo importante ressaltar, que os níveis de operação e manutenção das instalações existentes são precários. É de conhecimento da maioria da população que o saneamento básico é um processo iniciado com a captação e o tratamento da água, passa pela distribuição e pelo consumo, e dá origem aos esgotos que serão coletados e transportados para uma estação de tratamento, cujo efluente poderá ser reutilizado na agricultura ou lançado num corpo receptor. Portanto, os efluentes das ETE's devem atender a padrões que não afetem o meio ambiente quanto ao poder eutrofizante e sua qualidade sanitária.

Um programa de monitoramento de ETE's permite conhecer a operação e o funcionamento dessas instalações, avaliar a eficiência do sistema e identificar os aspectos críticos de projeto, além de sugerir modificações para melhorar o seu desempenho. Os programas de monitoramentos de ETE's devem fazer a caracterização do esgoto bruto afluente, do efluente de cada unidade de tratamento e final (através de análise físico-química e microbiológica) e estimativa de vazões (Pearson et al., 1987; de Oliveira, 1989).

As flutuações dos parâmetros analisados durante o monitoramento, do efluente final das ETE's de Guarabira e Sapé, mostraram um comportamento semelhante ao observado por Florentino (1993). Segundo Anderson (1981), a qualidade do efluente final é influenciada pelo funcionamento dos sistemas de esgotamento sanitário, pelo estado de conservação da rede coletora, a forma de alimentação (contínua ou intermitente, tempo de residência dentro do poço de reunião e método de bombeamento - dispositivo automático ou manual) e a operação e manutenção adequada das lagoas.

Nos sistemas de tratamento de esgoto das cidades de Guarabira e Sapé, a estimativa da vazão média afluente permitiu o cálculo das cargas orgânicas volumétricas e superficiais reais, possibilitando também comparações com os dados de projeto. Contudo, a topografia desses sistemas impediram a alimentação apenas por gravidade, dificultando o uso de dispositivos como vertedouros e medidores Parshall para medição das vazões afluente.

Na ETE de Guarabira, foi utilizada a mesma metodologia empregada por Florentino (1992). O valor da vazão média afluente do sistema aumentou de 7,6 l/s, do estudo realizado por essa, para 8,0 l/s. Logo, pode-se afirmar que o número de ligações de esgoto não aumentou de forma significativa e conseqüentemente as cargas orgânicas volumétrica ($V = 60$ e $1,2 \text{ g/m}^3 \cdot \text{d}$) e superficial ($S = 2222$ e $27 \text{ kg DBO}_5/\text{ha} \cdot \text{d}$) na lagoa anaeróbia e facultativa, respectivamente, não representaram grandes alterações operacionais. As cargas orgânicas da lagoa anaeróbia

e facultativa correspondiam a 43,5% e 19%, respectivamente, daquelas estabelecidas em projeto.

Na estimativa da vazão média afluyente da ETE de Sapé foi necessário o uso dos valores de projeto das vazões de bombeamento da EEB e EEC, por isso, não foi possível obter maior precisão nesse dado. Contudo, por se tratar de um sistema com condições precárias de funcionamento, a medição da vazão foi trabalhosa e a solução adotada foi a mais adequada. Este método, relativamente simples, poderia ser melhorado através da determinação da vazão real dos conjuntos elevatórios das EE's da cidade de Sapé (ver Anexo 1). Com os resultados obtidos, as cargas orgânicas volumétrica, estimada para a lagoa facultativa primária foi de $\lambda_v = 11 \text{ g/m}^3\text{.d}$ e superficial $\lambda_s = 234 \text{ kg DBO}_5/\text{ha.d}$ e correspondiam, respectivamente, a cerca de 26% e 93%, daquelas estabelecidas em projeto.

As medições de vazão deveriam ter continuidade ao longo de todo o período de alcance do projeto dos sistemas estudados, com a finalidade de acompanhar as modificações nas cargas orgânicas, à medida que novas ligações domiciliares fossem implantadas, conforme já foi sugerido por Florentino (1992) para a ETE de Guarabira.

O tratamento de águas residuárias procura melhorar as características do esgoto, de tal maneira que o seu reuso ou a sua disposição final em águas de superfície atendam à qualidade mínima definida pelas legislações vigentes. Dentre as alternativas adotadas para o tratamento do esgoto, as lagoas de

estabilização apresentam elevada eficiência na remoção de matéria orgânica e organismos patogênicos em países de climas tropicais, como o Brasil, além de proporcionarem baixos custos de construção, operação e manutenção.

Os sistemas de lagoas de estabilização estudados apresentaram redução significativa de DBO_5 , DQO e sólidos suspensos (SS), atribuída ao longo tempo de detenção, cerca de 40 e 59 dias para ETE de Guarabira e Sapé, respectivamente, favorecendo a atividade microbiana na redução de compostos orgânicos afluentes e o processo físico de sedimentação.

A concentração de DBO_5 do efluente final do sistema de lagoas da cidade de Guarabira foi de 22 mg/l, inferior ao preconizado pelo EPA nos Estados Unidos (30 mg/l) para descarga de efluente de ETE's em rios, porém superior ao exigido (20 mg/l) pelo Reino Unido. No entanto, na lagoa facultativa primária de Sapé a DBO_5 média efluente foi de 44 mg/l, não atingindo os limites recomendados. Na série de lagoas de Guarabira a remoção de DBO_5 foi de 93%, sendo o reator anaeróbio o responsável pela maior percentagem de redução (87%) devido ao processo físico de sedimentação e o efeito da digestão anaeróbia. A remoção da concentração de DBO_5 afluente nesse reator (A1G), aproximou-se dos resultados obtidos por Oragui et al. (1987), num estudo em escala piloto, no Nordeste do Brasil, que foi de 83%. A percentagem encontrada na literatura aponta para lagoas anaeróbias, remoções entre 40 e 70% (Pearson, 1987).

Florentino (1993), num estudo anterior (janeiro a outubro de 1991), encontrou praticamente as mesmas percentagens de remoção de DBO_5 na ETE de Guarabira, enquanto Florentino (1992), num período de março a dezembro de 1990, observou uma redução de 68% na lagoa anaeróbia e de 90% nessa série de lagoas. Isso pode estar associado a maior estabilização desse sistema ao longo do tempo de funcionamento.

Na lagoa facultativa primária da ETE de Sapé a percentagem de remoção de DBO_5 foi de 94%, idêntico ao obtido nos estudos realizados por Florentino (1993) e Kawai *et al.* (1981), este na lagoa de Valparaíso-SP. Remoções de DBO nesse percentual são observadas em lagoas em série e, no caso de Sapé, é possível que, quando o sistema receber uma maior vazão devido a um aumento no número de ligações domiciliares, o valor da DBO_5 efluente seja alterado, e, conseqüentemente haja diminuição na percentagem de remoção.

A remoção de DQO no sistema de lagoas de estabilização de Guarabira (36%), apesar da concentração da DQO média afluente ser alta (1029 mg/l), apresentou razoável eficiência, comparada com outros trabalhos (Bradley & da Silva, 1976; de Oliveira *et al.*, 1992), embora, em estudos já realizados nesse sistema (Florentino, 1992; Florentino, 1993) a remoção foi maior, provavelmente devido à concentração afluente ser menor. A percentagem de remoção na lagoa facultativa da ETE de Sapé (76%) foi superior à observada por Shimada *et al.* (1987), mesmo com uma concentração de DQO afluente (3745 mg/l) quase 7 vezes maior. Uma redução semelhante (84%) foi observado nesse sistema por Florentino (1993).

A concentração média efluente dos sólidos suspensos (SS) das ETE's de Guarabira e Sapé, 63 mg/l e 187 mg/l, respectivamente, foi superior ao limite recomendado para o lançamento de efluentes de ETE's nos E.U.A e U.K., que é de 30 mg/l (Bartone, 1986). A lagoa anaeróbia da ETE de Guarabira removeu 77% dos sólidos suspensos do esgoto bruto, principalmente pelo processo físico de sedimentação. Esse sistema apresentou uma eficiência significativa, com remoção de 79%. Florentino (1992) e Florentino (1993) verificaram um aumento do material suspenso, entre os efluentes das lagoas anaeróbia e facultativa no sistema de Guarabira, o que também foi observado por Silva (1986) numa série de lagoas, sendo isso atribuído à população de algas que se desenvolveu na massa líquida da lagoa facultativa. Contudo, Bradley e da Silva (1976) observaram no sistema de lagoas em Guará-BSB, com as mesmas unidades da ETE de Guarabira, comportamento semelhante aos obtidos nesse estudo.

A lagoa facultativa primária de Sapé removeu 75% dos sólidos suspensos. Mara *et al.*, (1983), num estudo com lagoa facultativa primária em escala piloto no Nordeste do Brasil, verificaram uma remoção de 82%. A maior parte dos sólidos suspensos no efluente final nos sistemas em estudo foi devida à presença de algas, portanto, sendo de natureza diferente dos sólidos de esgoto bruto ou de outros processos de tratamento. Florentino (1993), na ETE de Sapé observou uma remoção de 87% de SS, com um valor médio efluente de 127 mg/l, inferior ao desse estudo, que foi de 187 mg/l.

A eficiência na eliminação de microrganismos patogênicos em sistemas de lagoas de estabilização é avaliada através da redução de bactérias indicadoras. Neste trabalho foram utilizados os coliformes e os estreptococos fecais.

Na ETE de Guarabira a lagoa anaeróbia removeu 87,931% de CF e 92,093% de EF. Essa redução no número de bactérias indicadoras, se deu principalmente por sedimentação e atividades dos microrganismos presentes. A percentagem obtida em torno de 90% foi compatível com os valores obtidos por Silva (1982), Soares (1985) e de Oliveira (1990,1991).

A lagoa facultativa na ETE de Guarabira removeu, em relação a lagoa anaeróbia, 98,428% de CF e 99,911% de EF. Em lagoas facultativas, numerosos fatores influenciam na remoção dos indicadores bacteriológicos e os autores divergem quanto ao fator predominante na redução bacteriana. Todavia, concordam que um tempo de detenção adequado e fatores como, pH elevado, concentrações altas de oxigênio dissolvido, ação da luz solar, presença de predadores e presença de substâncias tóxicas eliminadas por algas, que podem atuar de forma simultânea, causam efeito letal sobre a população bacteriana.

No sistema de lagoas de estabilização de Guarabira os coliformes fecais e estreptococos fecais foram reduzidos em 99,810% e 99,913%, respectivamente. A remoção de 3 ordens de grandeza dos coliformes fecais na ETE de Guarabira também foi observada por Florentino (1992) e Florentino (1993). Os estreptococos fecais também tiveram remoção em 3 ordens de grandeza no estudo de Florentino (1992).

Na lagoa facultativa primária da ETE de Sapé houve uma redução de 99,388% e 99,831% para coliformes e estreptococos fecais, respectivamente. Essas percentagens foram observadas por Shimada et al. (1987), em escala real, e Mara et al., (1983), em escala piloto. Os coliformes fecais também apresentaram percentagem de remoção de 3 ordens de grandeza no estudo de Florentino (1993) na ETE de Sapé.

O significado epidemiológico, da redução dos indicadores bacteriológicos nos dois sistemas em estudo, era que seus efluentes poderiam contribuir para a manutenção do ciclo endêmico de numerosas doenças de veiculação hídrica, típicas da região do brejo paraibano, pois os efluentes são lançados em riachos que, devido aos longos períodos de estiagem na região, são utilizados, a jusante, para os mais variados fins. Efluentes com altos teores de coliformes fecais e estreptococos fecais, como aqueles lançados pelas ETE's de Guarabira ($5,5 \times 10^4$ ufc/100ml e $3,7 \times 10^3$ ufc/100ml, respectivamente) e Sapé ($5,2 \times 10^5$ ufc/100ml e $2,7 \times 10^4$ ufc/100ml, respectivamente), estariam acompanhados de bactérias patogênicas, vírus, protozoários e helmintos, os quais, por sua vez, podem atingir números elevados e iguais a doses infectivas (Ceballos, 1990).

É importante ressaltar que as ETE's de Guarabira e Sapé apresentaram eficiência compatível com as configurações existentes, correspondendo a um grau de tratamento secundário, com relação à redução de matéria orgânica, sólidos suspensos e bactérias indicadoras. No entanto, esses efluentes ainda tinham concentrações de matéria orgânica prejudiciais ao meio ambiente quanto ao seu poder eutrofizante e riscos à saúde da população.

Conforme sugestão de Florentino (1992), a incorporação aos sistemas de tratamento de Guarabira e Sapé, de lagoas de maturação, melhorariam a qualidade bacteriológica do efluente final, diminuindo os riscos à saúde da população a jusante. Portanto, seria recomendável que a CAGEPA tivesse uma rotina de monitoramento, pelo menos com frequência mensal, para acompanhar a evolução dos sistemas com o aumento do número de ligações domiciliares. O monitoramento seria importante, se possível, para todas as ETE's existentes no Estado, pois, a CAGEPA estaria fazendo uma prestação de serviço fundamental para a melhoria da qualidade de vida da população.

Um estudo técnico e sócio-econômico para viabilizar o reuso dos efluentes das lagoas de Guarabira e Sapé, conforme sugestão de Florentino (1993), torna-se cada vez mais necessário, por se tratar de uma região com escassez de água, solos pobres e de pouca oportunidade de emprego, além de evitar a poluição dos corpos receptores. Além disso, Tejo (1993) observou elevadas concentrações de nutrientes (fósforo e nitrogênio), que são importantes para irrigação. Para isso, os efluentes teriam que atender os padrões preconizados para reuso, consequentemente, evitando o uso indiscriminado dos mesmos.

6. CONCLUSÕES

Diante dos resultados foi possível obter as seguintes conclusões:

- As percentagens de remoções de DBO, DQO, SS, coliformes fecais e estreptococos fecais foram mantidas em relação aos estudos de Florentino (1992) e Florentino (1993) na ETE de Guarabira e dessa na ETE de Sapé. Isso está relacionado com a lenta implantação de novas ligações domiciliares, e consequente permanência das cargas orgânicas afluentes aos sistemas;

- O efluente final da ETE de Guarabira apresentou uma DBO₅ de 22 mg/l, compatível com o padrão recomendado para descarga em rios (20 - 30 mg/l), enquanto a ETE de Sapé produziu um efluente com 44 mg/l;

- Remoções de 79 % na ETE de Guarabira (63 mg/l) e de 75 % na ETE de Sapé (187 mg/l) não reduziram os sólidos suspensos ao valor preconizado de 30 mg/l (Bartone, 1986);

- As remoções de coliformes fecais e estreptococos fecais na ETE de Guarabira (99,81% e 99,913%, respectivamente) e na ETE de Sapé (99,388% e 99,83%, respectivamente) são compatíveis com os tipos de reatores existentes nos sistemas. No entanto, as concentrações de CF (10^4 ufc/100ml e 10^5 ufc/100ml) e de EF (10^3 ufc/100ml e 10^4 ufc/100ml) para a ETE de Guarabira e Sapé, respectivamente, estão acima do padrão exigido para seu uso

irrestrito (1000 ufc/100ml). A melhoria da qualidade bacteriológica poderia ser alcançada através da incorporação de lagoas de maturação;

- As ETE's de Guarabira e Sapé apresentaram eficiência compatível com as configurações existentes, correspondendo a um grau de tratamento secundário. Todavia, lançaram efluentes cuja qualidade comprometeram as águas receptoras, propiciando a eutrofização e contribuindo para a manutenção do ciclo endêmico de doenças infecciosas de veiculação hídrica.

7 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANDERSON, J. A. (1981). Primary sedimentation of sewage. J. Water Pollution Control Fed., 80 (3). pp413-420.
- APHA - American Public Health Association. (1989). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 17th ed. Washington, D.C., American Public Health Association. 1267p.
- X ARTHUR, J. P. (1983). Notes on the design and operation of waste stabilization ponds in warm climates of developing countries. Technical Paper no. 7. Washington. The World Bank. 36p.
- BACK, J. F. (1986). Caracterização de Sistemas Profundos de Lagoas de Estabilização - Lagoas em Série. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal da Paraíba. Campina Grande. 119p.
- BARTONE, C. R. (1986). Waste stabilization ponds and reuse of effluents. Seminário Regional de Investigación sobre Lagunas de Estabilización, CEPIS. Lima - Peru.
- BRADLEY, R. M. & da SILVA, M. D. S. A. (1976). Stabilisation lagoons including experience in Brazil. Effluent and Water Treatment Journal. Janeiro/77. pp. 21 - 29.

- BRANCO, S. M. (1986). Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária. 2a ed. São Paulo: CETESB. 680p.
- BIO. (1993). Números do IBGE. Ano 5, nº 1. Jan/Fev. ABES. pp. 4-7.
- CAGEPA. (1992). Relatório Mensal da Agência Regional do Brejo, Setembro/1992. Companhia de Água e Esgotos da Paraíba - CAGEPA.
- × CEBALLOS, B. S. O. de. (1990). Microbiologia Sanitária. In: Lagoas de Estabilização e Aeradas Mecanicamente: Novos Conceitos. (Ed. Sérgio Rolim Mendonça). João Pessoa. Editora Universitária. UFPB. pp. 89 - 150.
- CEBALLOS, B. S. O. de; SOUSA, A. A. P. de; KONIG, A. (1993). Avaliação de três métodos simples de eliminação de bactérias fecais. Anais do 17º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES. V.2. Tomo II. Natal - RN. pp 395-411.
- CETESB. (1978). Técnica de Abastecimento e Tratamento de Água. Vol. I. São Paulo - SP.
- COSTA, A. J. M. P. (1992). Caracterização de uma série longa de lagoas de estabilização tratando esgoto doméstico no Nordeste do Brasil. Dissertação de Mestrado. UFPB. Campina Grande - PB. 90p.

de OLIVEIRA, R. (1983). Contribuição ao Estudo de Tanques Sépticos. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal da Paraíba. Campina Grande - PB. 237p.

de OLIVEIRA, R. (1989). Principais parâmetros utilizados no monitoramento da lagoas. Notas de aula do curso ABES. João Pessoa - Pb. 17p.

Xde OLIVEIRA, R. (1990). The performance of deep waste stabilization ponds in northeast Brazil. PhD Thesis. Department of Civil Engineering. University of Leeds. Inglaterra. 231p.

de OLIVEIRA, R.; SILVA, S. A.; MARA D. D. (1991). Lagoas de estabilização profundas I: Remoção de Coliformes Fecais. XVI Congresso da ABES, Goiânia - GO. V 2, Tomo 1. pp. 342 - 355.

de OLIVEIRA, R.; SILVA, S. A.; MARA, D. D. (1992). Avaliação preliminar da remoção de coliformes fecais numa série longa de lagoas de estabilização tratando esgotos domésticos no nordeste do Brasil. XXIII Congresso Interamericano de Ingenieria Sanitaria Y Ambiental. La Habana, Cuba. pp 501-509.

DINGES, R. (1982). Natural systems for water pollution control. Van Nostrand Reinhold Company. 252p.

ELLIS, K. V. (1983). Stabilization ponds: design and operation. CRC Critical Reviews in Environmental Control. 13, pp. 60-102.

- X FEACHEM, R. G.; BRADLEY D. J.; GARELICK, H. & MARA D. D. (1983). Sanitation and Disease - Health Aspects of Excreta and Wastewater Management. John Wiley & Sons, Chichester. 510p.
- FLORENTINO, I. Q. B. (1992). Caracterização do Sistema de Lagoas de Estabilização do Município de Guarabira - PB. Dissertação de Mestrado. UFPB. Campina Grande - PB. 131p.
- FLORENTINO, E. R. (1993). Caracterização dos Esgotos Domésticos e Efluentes das ETE's de Campina Grande, Guarabira e Sapé - PB. Dissertação de Mestrado. UFPB. Campina Grande - PB. 132p.
- GLOYNA, E. F. & HERMAN, E. R. (1956). Some design consideration for oxidation ponds. J. Sanit. Eng. Div. Proc. Am. Soc. Civ. Eng. 82, p1047-1 to 1047-20.
- GLOYNA, E. F. (1971). Waste stabilization ponds. W.H.O. Monogrh. Ser nº60, Geneva.
- X GLOYNA, E. F. & TISCHLER, L. F. (1981). Recommendation for regulatory modifications: the use of waste stabilization pond systems. J. Water Pollut. Control Fed. 53 (11), pp. 1559-1563.
- GRAY, E. A. (1975). Survival of Escherichia coli in stream water in relation to carbon dioxide and plant photosynthesis. J. Appl. Bact. 39, p47-54.

- HAMMER, M. J. (1979). Sistemas de abastecimento de água e esgotos. Livros Técnicos e Científicos Editora S.A. São Paulo. 561p.
- HESS, M. L. (1975). Lagoas aeróbias, Lagoas anaeróbias, Lagoas facultativas. In: Lagoas de estabilização. BNH/ABES/CETESB. 2ª ed. São Paulo. pp. 55-96.
- IBGE. (1992). Resultados preliminares do censo demográfico de 1991. Ministério da Economia, Fazenda e Planejamento. Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Rio de Janeiro, 1992. p95.
- JAMES, A. (1987). Alternative Approach to the Design of Waste Stabilization Ponds. Water Science Technology. Vol 19 (12). pp 213 - 218.
- KAWAI, H.; YANO, T.; ROCHA, M. J. M.; LIMAS, A.; SCHNEIDERMAN, B. (1981). Estabelecimento de critérios para dimensionamento de lagoas de estabilização. Revista DAE. pp. 37-40.
- KONIG, A. (1984). Ecophysiological studies on some algae and bacteria of waste stabilization ponds. Tese de Doutorado. Liverpool - Inglaterra. 175p
- KONIG, A. (1990). Biologia das Lagoas: Algas. In: Lagoas de Estabilização e Aeradas Mecanicamente: Novos Conceitos. (Ed. Sérgio Rolim Mendonça). João Pessoa. Editora Universitária. UFPB. pp. 57 - 88.

LEGENBRE,P.; BALEUX, B. and TROUSSELLIER, M. (1984). Dynamics of pollution-indicator and heterotrophic bacteria in sewage treatment lagoons. Appl. Environ. Microbiol., 48, pp 586-593.

MANGELSON, K. A. & WATTERS, G. Z. (1972). Treatment efficiency of waste stabilization ponds. J. Sanit. Eng. Div. Proc. Am. Soc. Civ. Eng. 98. pp. 407-425

MARA, D. D. (1974). Microbiology for Sanitary Engineering. Churchill, Livingstone, 209p.

XMARA, D. D. (1976). Sewage treatment in hot climates. Chichester, John Wiley & Sons ltd. 168p.

MARA, D. D. PEARSON, H. W. and SILVA, S. A. (1983). Brazilian stabilisation-pond research suggests low-cost urban applications. World Water, July. pp 20-24.

XMARA, D. D. & PEARSON, H. W. (1986). Artificial freshwater environments - waste stabilization ponds. In : VCH Verlagsgesellschaft Biotechnology. chapter 4 Weinheim: W. Shoeborn. pp. 177-206.

XMARA, D. D.; ALABASTER, G. P.; PEARSON, H. W. and MILLS, S. W. (1992). Waste stabilization ponds a design manual for eastern Africa. Lagoon Technology International Ltd., Newton House, Newton Road, Leeds, England. 121p.

- MARAIS, G. V. R. (1974). Faecal bacterial kinetics in stabilization ponds. J. Environ. Eng. Div. Am. Soc. Civ. Eng. 100, (EE₁), pp. 119-139.
- MAYO, A. W. (1989). Effect of Pond Depth on Bacterial Mortality Rate. Journal of Environmental Engineering, 115(5). pp.964-977.
- MENDONÇA, S. R. (1990). Lagoas de estabilização. In: Lagoas de estabilização e aeradas mecanicamente: novos conceitos. Editora Universitária. UFPB, João Pessoa. pp 235-273.
- METCALF & EDDY (1979). Wastewater engineering: Collection, treatment, disposal. New York. McGraw-Hill Book Company.837p.
- × MIDDLEBROOKS, E. J.; MIDDLEBROOKS, C. H.; REYNOLDS, J. H.; WATTEES, G. Z.; REED, S. C. & GEORGE, D. B. (1982). Wastewater stabilization lagoon design, performance and upgrading. New York: MacMillan Publishing co., inc.
- MOELLER, J. R. & CALKINS, J. (1980). Bactericidal agents in wastewater lagoons and lagoon design. J. Water Pollut. Control Fed. 52. pp. 2442-2449.
- ORAGUI, J. I.; CURTIS, T. P.; SILVA, S. A. and MARA, D. D. (1987). The Removal of Excreta Bacteria and Viruses in Deep Stabilization Ponds in Northeast Brazil. Wat. Sci. Tech., 19: pp. 569-573.

- OSWALD, W. J. (1968). Advances in anaerobic pond systems design. In: advances in waste quality improvement. Water Resources Symposium n^o 1. Edited by Earnest F. Gloyna & M. Wesley Eckenfelder Jr. Univ. of Texas. Press, Austin. pp409-426.
- OUANO, E. A. R. (1983). Principles of wastewater treatment, Vol 1. Biological Processes. National Science Development Board. Manila, Philippines. 314p.
- PARHAD, N. M. & RAD, N. V. (1974). Effect on pH on survival of E. coli. J. Water Pollut. Control Fed. 46, pp. 980-986.
- PARKER, C. D. (1962). Microbiological Aspects of Lagoon Treatment. J.W.P.C.F. Vol. 34. pp149 - 161.
- PEARSON, H. W. & SILVA, S. A. (1979). Variações de certos parâmetros Físico-químicos e Biológicos em Efluentes de Lagoas Facultativas e de Maturação. X Congresso Bras. Eng. Sanit. e Amb. Manaus - AM.
- PEARSON, H. W.; MARA, D. D.; MILLS, S. W.; SMALLMAN, D. J. (1987). Physico-chemical parameters influencing faecal bacterial survival in waste stabilization ponds. Water Science and Technology. Vol. 19(12). pp. 145-152.
- * PEARSON, H. W. (1987). Aplication of algae in sewage treatment processes. In: microbial technology in the developing world (Ed. E. J. da Silva and others). Oxford University Press. Oxford. pp. 260-288.

- POLPRASERT, C., DISSANAYAKE, M. G. and THANH, N. C. (1983). Bacterial Die-off Kinetics in Waste Stabilization Ponds. Journal of the Water Pollution Control Federation. 55 (3), pp. 285 - 296.
- RODRIGUES, J. M. C. (1975). Aspectos econômicos do problema da disposição dos esgotos. In: Lagoas de estabilização. BNH/ABES/CETESB. 2ª ed. São Paulo. 241p.
- SANEAMENTO AMBIENTAL (1990). Abastecimento de Água. 15º Congresso da ABES. Ano 1, nº 1 JAN. Saneamento Ambiental. pp 55-57.
- SAWYER, C. N. & McCARTY, P. L. (1985). Chemistry for Environmental Engineering. 3th Ed. Mc Graw-Hill. 531p.
- SEWELL, G. H. (1978). Administração e controle da qualidade ambiental. EDUSP/CETESB. 1ª ed. São Paulo. 295p.
- SHIMADA, P.; BIDONE, F. R. A.; FILHO, M. A. (1987). Estudo de lagoas de estabilização para tratamento de esgoto doméstico na região Centro-Oeste. Revista DAE, 47(150). p274-286.
- ✕ SILVA, S. A. & MARA, D. D. (1979). Tratamento biológicos de águas residuárias. Lagoas de Estabilização - Rio de Janeiro. Abes. 140p.

- X SILVA, S. A. (1982). on the treatment of domestic sewage in waste stabilization ponds in northeast Brazil. PhD Thesis. Department of Engineering and Applied Science. University of Dundee. Escócia. 203p.
- SILVA, S. A. (1986). Avaliação preliminar de um sistema profundo de lagoas de estabilização em série tratando esgotos domésticos. Anais do II Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental - II SILUBESA. Salvador - BA.
- SMALLMAN, D. J. (1986). An Ecological Appraisal of Waste Stabilization Pond Performance. Tese de Doutorado, Universidade de Leeds, Inglaterra, 1986, 246p.
- SOARES, J. (1985). Avaliação do comportamento de um sistema de lagoas de estabilização profundas em série. Dissertação de Mestrado - UFPB, Campina Grande. 65p.
- TEJO, C. D. P. (1993). Variação de parâmetros físicos-químicos e microbiológicos de duas lagoas de estabilização em escala real no Município de Guarabira-PB. Dissertação de Mestrado. UFPB. Campina Grande. 130p.
- TOWNE, W. W. & DAVIS, W. H. (1957). Sewage treatment by raw sewage stabilization ponds. J. Sanit. Eng. Div. Proc. Am. Soc. Civ. Eng. 83, p1377-1 to 1-1377-11.

TROUSSELLIER, M.; LEGENDRE, P.; BALEUX, B. (1986). Modelling of the Evolution of Bacterial Densities in an Eutrofic Ecosystem (Sewage Lagoons). Microb. Ecology. Vol.12. pp355 - 379.

van HAANDEL, A. C. (1981). Nitrification and desnitrification kinetics in the activated sludge process. PhD Thesis. University of Cape Town, South Africa.

van HAANDEL & A. C. LETINGA, G. (1991). Anaerobic sewage treatment in hot climate. (no prelo).

WHITELAM, G. C. & CODD, G. A. (1986). Damaging Effects of light on Microorganisms, In: Microbes in Extreme Environments, Ed. R. A. Herbert and G. A. Codd, Academic Press.

✓ WHO (1989). Health guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture. Technical Report Series 778. Geneva: World Health ^{Organization} Association.

ANEXO 1

A vazão média afluyente a ETE de Sapé das sub-bacias B e C, poderia ser determinada através das vazões horárias de cada sub-bacia, pela medição da altura de enchimento do poço de sucção da EEB e EEC. A Multiplicação dessa altura pela área do poço de sucção de cada sub-bacia determinava o volume horário. O quociente desse volume, por um determinado intervalo de tempo, seria a vazão horária das sub-bacias. Com essas vazões horárias, seria adotada a mesma metodologia usada para medição da vazão média afluyente a ETE de Sapé da sub-bacia A, ou seja, através das médias gráficas dos estudos diários para as sub-bacias B e C.

No poço de sucção da EEB (profundidade de 2,5 m), a determinação da altura de enchimento era feita com auxílio de uma vara graduada a cada 50 cm, para facilitar a leitura da variação do nível d'água, num intervalo de 3 minutos. Com a altura de enchimento vezes a área do poço da EEB ($7,2 \text{ m}^2$), determinava-se o volume horário. As vazões horárias da sub-bacia B foram obtidas pelo quociente entre esse volume e 180 s. Esse tempo foi adotado como padrão, por fornecer uma variação do nível dos esgotos, em cm, segura para leitura da altura de enchimento.

Na sub-bacia C a metodologia foi semelhante ao da sub-bacia B, havendo apenas a substituição da vara por uma bola de isopor (diâmetro de 200 mm) com um cordão graduado a cada 50 cm, guiada por uma corda de náilon, bem esticada do fundo até a tampa do poço. Essa substituição foi feita devido à profundidade do poço da EEC (área de 9,0 m²) ser de 6,0 m, sendo elevada para utilizar qualquer tipo de vara.

Nas Tabelas 1 e 2, verifica-se que não seria possível determinar a vazão média pela curva das vazões horárias, pois, devido aos bombeamentos não serem automáticos, ocorriam dois comportamentos distintos nos poços de sucção, que dependiam diretamente da altura da lâmina do esgoto em relação aos pontos de entrada nos poços, da seguinte maneira:

A) quando a profundidade do esgoto estava acima dos pontos de entrada, ocorria o represamento do esgoto, dentro da rede coletora. Nas Tabelas 1 e 2, observa-se este comportamento nos horários onde a profundidade do esgoto estava acima de 1,5 m e 1,0 m do fundo do poço de sucção da EEB e EEC, respectivamente. Esse represamento resultava em vazões horárias baixas, que não eram representativas das redes coletoras.

B) por outro lado, após o bombeamento, o esgoto, represado na rede coletora, escoava rapidamente para o poço, resultando numa vazão horária elevada, o que também não representava o comportamento real das vazões nas sub-bacias B e C.

TABELA 1 - Tentativa de medição das vazões horárias da sub-bacia B nos dias 10-11/10/92, com auxílio de uma vara graduada a cada 50 cm.

Hora	H_i^* (cm)	H_f^* (cm)	H_e (cm)	H_b (cm)	Vazão (l/s)
07:00	220	228	8	228	3,2
07:30	97	114	17	-	6,8
08:30	180	181	1	181	0,4
09:00	96	117	21	-	8,4
12:00	211	212	1	212	0,4
12:30	101	117	16	-	6,4
14:00	182	183	1	183	0,4
14:30	96	117	21	-	8,4
15:30	181	184	3	184	1,2
16:00	83	113	30	-	12,0
18:00	175	177	2	177	0,8
18:30	118	121	3	-	1,2
20:00	195	198	3	198	1,2
20:30	90	108	18	-	7,2
24:00	158	159	1	159	0,4
24:30	80	82	2	-	0,8
06:00	237	238	1	238	0,4
07:00	89	107	18	-	7,2

(*) foi adotado um tempo padrão de 3 minutos (180 s) para a leitura da diferença do nível da lâmina do esgoto.

Notação: H_i - Altura inicial da lâmina do esgoto antes da medição
 H_f - Altura da lâmina do esgoto após os 3 minutos
 H_e - Altura de enchimento ($H_f - H_i$)
 H_b - Altura da lâmina do esgoto antes do bombeamento, em relação ao fundo do poço da EEB

Obs.: Área do poço de sucção da EEB = 7,2 m²
 Profundidade do poço da EEB = 2,5 m

TABELA 2 - Tentativa de medição das vazões horárias da sub-bacia C nos dias 13-14/10/92, com auxílio de uma bola de isopor (diâm. de 200 mm) com um cordão graduado a cada 50 cm.

Hora	H_i^* (cm)	H_f^* (cm)	H_e (cm)	H_t (cm)	Vazão (l/s)
07:00	550	535	15	535	7,5
08:00	389	385	4	-	2,0
08:30	580	559	21	559	10,5
10:00	444	441	3	-	1,5
12:00	388	387	1	-	0,5
14:00	310	309	1	309	0,5
14:30	582	560	22	-	11,0
16:00	481	480	1	-	0,5
18:00	425	424	1	-	0,5
20:00	374	373	1	373	0,5
20:30	580	566	14	-	7,0
22:00	519	517	2	-	1,0
24:00	484	483	1	-	0,5
06:00	154	153	1	153	0,5
07:00	598	563	35	-	17,5

(*) foi adotado um tempo padrão de 3 minutos (180 s) para a leitura da diferença do nível da lâmina do esgoto.

Notação: H_i - Altura inicial da lâmina do esgoto antes da medição
 H_f - Altura da lâmina do esgoto após os 3 minutos
 H_e - Altura de enchimento ($H_f - H_i$)
 H_t - Altura da lâmina do esgoto antes do bombeamento, em relação a tampa do poço da EEC

Obs.: Área do poço de sucção da EEC = 9,0 m²
 Profundidade do poço da EEC = 6,0 m