

UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
COORDENAÇÃO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

INFLUÊNCIA DAS CARACTERÍSTICAS FÍSICAS E OPERACIONAIS NO
DESEMPENHO DE LAGOAS FACULTATIVAS SECUNDÁRIAS E DE
MATURAÇÃO

ADRIANA SORAYA ALEXANDRIA TRAJANO
CAMPINA GRANDE - PB

1999

**INFLUÊNCIA DAS CARACTERÍSTICAS FÍSICAS E OPERACIONAIS NO
DESEMPENHO DE LAGOAS FACULTATIVAS SECUNDÁRIAS E DE
MATURAÇÃO**

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

ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: RECURSOS HÍDRICOS
SUB-ÁREA : ENGENHARIA SANITÁRIA

ORIENTADORES: Prof. SALOMÃO ANSELMO SILVA - MEng., PhD.
Prof. RUI DE OLIVEIRA - MEng., PhD.

CAMPINA GRANDE - PB

1999



T766i Trajano, Adriana Soraya Alexandria.
Influência das características físicas e operacionais no desempenho de lagoas facultativas secundárias e de maturação / Adriana Soraya Alexandria Trajano. - Campina Grande, 1999.
114 f.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal da Paraíba, Centro de Ciências e Tecnologia, 1999.
"Orientação : Prof. Dr. Salomão Anselmo Silva, Prof. Dr. Rui de Oliveira".
Referências.

1. Lagoas Facultativas Secundárias. 2. Características Físicas e Operacionais. 3. Lagoas de Estabilização. 4. Águas Residuárias. 5. Dissertação - Engenharia Civil. I. Silva, Salomão Anselmo. II. Oliveira, Rui de. III. Universidade Federal da Paraíba - Campina Grande (PB). IV. Título
CDU 628.357.2(043)

**INFLUÊNCIA DAS CARACTERÍSTICAS FÍSICAS E OPERACIONAIS NO
DESEMPENHO DE LAGOAS FACULTATIVAS SECUNDÁRIAS E DE
MATURAÇÃO**

ADRIANA SORAYA ALEXANDRIA TRAJANO

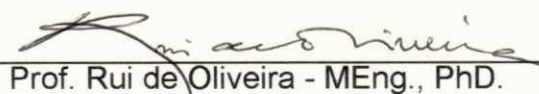
DISSERTAÇÃO APROVADA EM: 18 / 11 / 1999

COMISSÃO EXAMINADORA



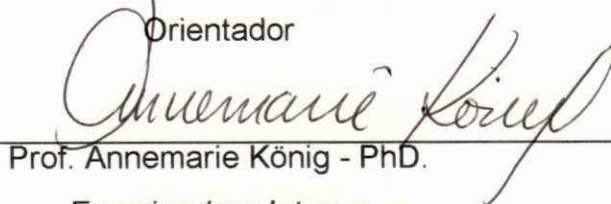
Prof. Salomão Anselmo Silva - MEng., PhD.

Orientador



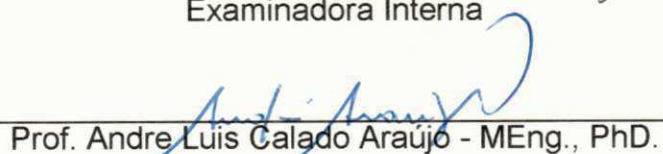
Prof. Rui de Oliveira - MEng., PhD.

Orientador



Prof. Annemarie König - PhD.

Examinadora Interna



Prof. Andre Luis Calado Araújo - MEng., PhD.

Examinador Externo

CAMPINA GRANDE - PB

1999

**INFLUÊNCIA DAS CARACTERÍSTICAS FÍSICAS E OPERACIONAIS NO
DESEMPENHO DE LAGOAS FACULTATIVAS SECUNDÁRIAS E DE
MATURAÇÃO**

ADRIANA SORAYA ALEXANDRIA TRAJANO

Dedicado aos meus pais,
Alberto Trajano (*In memoriam*) e
Maria do Socorro Alexandria Trajano.

AGRADECIMENTOS

Ao Senhor Deus todo poderoso, fonte de inspiração e certeza da conquista de um amanhã melhor, sob sua graça e proteção entrego meu trabalho e minha vida.

Aos professores RUI DE OLIVEIRA e SALOMÃO ANSELMO SILVA, pela orientação ao longo do desenvolvimento deste trabalho.

A Dona Socorro, minha mãe, pelo ombro amigo.

Aos amigos Aurélio Calheiros, Damásio Fernandes, Isabel Cristina, Silvana Lira, André Simões, André Luís, Jorge Antônio, Sérgio Ricardo, Marcelo Freire, pelo apoio durante a caminhada.

A Claudio de Castro Monteiro, pelo incentivo na reta final.

Às equipes da EXTRABES, da AESA e da COMPESA, principalmente ao Gerente Regional de Caruaru, Antônio Liberato.

Aos amigos conquistados ao longo do mestrado.

Aos seguintes órgãos convenientes da EXTRABES:

- Universidade Federal da Paraíba – UFPB.
- Companhia de Água e Esgotos da Paraíba - CAGEPA
- Superintendência de Desenvolvimento do Nordeste - SUDENE
- Financiadora de Estudos e Projetos - FINEP
- Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq
- Fundo de Incentivo à Pesquisa Técnico-Científica - Banco do Brasil S/A
- Overseas Development Administration - ODA - UK

RESUMO

Este trabalho teve como objetivo o estudo de um sistema piloto de lagoas de estabilização (sistema XVI) no qual foram comparadas se as diferenças físicas e operacionais (diferentes profundidades, tempos de detenção hidráulica e cargas orgânicas superficiais) influenciaram no desempenho de cinco lagoas facultativas secundárias, sendo a análise de variância fator único (*one-way ANOVA*) usada como ferramenta de análise. Foram analisados dois períodos experimentais (exp. I e II), caracterizados por cargas orgânicas superficiais médias de 250 e 767 kgDBO₅/ha.dia. Em seguida foram estudadas as cinco lagoas de maturação secundárias (M16 a M20) e quatro de maturação terciárias (M21 a M24) que davam seqüência ao sistema do qual faziam parte as cinco lagoas facultativas secundárias. O sistema piloto foi instalado nas dependências da Estação de Tratamento de Esgotos de Campina Grande, localizado no bairro da Catingueira, à 10 km do centro da cidade e compreendia uma série longa de 10 lagoas (sistema XVII) e um outro sistema (sistema XVI), composto por duas lagoas anaeróbias (A9 e A10), em paralelo, seguidas de cinco lagoas facultativas secundárias (F21 a F25), também em paralelo, uma lagoa de maturação primária (M15), cinco lagoas de maturação secundárias (M16 a M20) e quatro lagoas de maturação terciárias (M21 a M24).

Durante os dois experimentos, foram analisados os parâmetros OD, DBO₅, DQO, SS, pH, S²⁻, NH₃, Clorofila *a*, CF e T em amostras de coluna líquida e os resultados analisados em função das características físicas (largura, comprimento e profundidade) e operacionais (TDH, vazão e cargas orgânicas superficial e volumétrica aplicadas) nos reatores, com vistas à obtenção de informações úteis para o estabelecimento de estratégias de projeto de lagoas de estabilização em série no tratamento de esgotos domésticos.

ABSTRACT

A pilot-scale experimental pond complex (System XVI) installed at a site in the municipal wastewater treatment plant of Campina Grande city (7° 13' 11" S, 35° 52' 31" W, 550 m above mean sea level), Paraíba state, northeast Brazil, was investigated between 29/10/91 and 25/11/92 and from 02/12/93 to 14/09/94, under two distinct operational conditions (experiments I and II), characterized by both surface organic loading and hydraulic retention time. The experimental system comprised two anaerobic ponds, five secondary facultative ponds, one primary maturation pond, five secondary maturation ponds and four tertiary maturation ponds designed in order to obtain several series of ponds allowing a large number of combinations of both physical and operational features to be tested.

The operational performance of the experimental complex, particularly the secondary facultative and secondary and tertiary maturation ponds, in terms of BOD, COD, SS, and faecal coliform removals and the variations of dissolved oxygen, pH, ammonia, total sulphide and chlorophyll *a*, were evaluated in both experiments and related to depth, length/breadth ratio, hydraulic retention time and surface organic loading which was found to be the most important parameter in designing series of ponds treating sewage.

Physical characteristics did not influence significantly the operational performance of secondary facultative and maturation ponds becoming their role more important at the level of tertiary maturation ponds.

SUMÁRIO

Capítulo 1 – INTRODUÇÃO	001
Capítulo 2 - REVISÃO DE LITERATURA	004
2.1 Lagoas de estabilização	004
2.2 Mecanismos de tratamento atuantes em lagoas de estabilização	007
2.3 Classificação das lagoas de estabilização	010
2.3.1 Lagoas anaeróbias	011
2.3.2 Lagoas facultativas	013
2.3.2.1 Dimensionamento de lagoas facultativas primárias	016
2.3.3 Lagoas de maturação	019
2.3.3.1 Dimensionamento de lagoas de maturação	020
2.4 Lagoas de estabilização em série	021
2.5 Influência de características físicas e operacionais no desempenho de lagoas facultativas secundárias e de maturação	023
 Capítulo 3 - MATERIAIS E MÉTODOS	 029
3.1 Descrição do sistema experimental	029
3.2 Alimentação do sistema experimental	033
3.3 Monitoração do sistema	034
3.3.1 Coleta de amostras das lagoas	039
3.4 Parâmetros analisados	039
3.4.1 Procedimentos analíticos	042
 Capítulo 4 - APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS	 044
4.1 Caracterização do esgoto bruto afluente	044
4.2 Cargas orgânicas reais aplicadas às lagoas do sistema experimental	045
4.3 A cargas orgânicas nas diversas partes do sistema XVI de interesse para este trabalho	047
4.3.1 Lagoas facultativas secundárias	047
4.3.2 Lagoas de maturação secundárias	050
4.3.3 Lagoas de maturação terciárias	050
4.4 Análise comparativa dos reatores do sistema XVI nos dois experimentos	053

4.5 Comportamento dos parâmetros analisados nos experimentos I e II	054
4.5.1 Lagoas facultativas secundária	054
4.5.2 Lagoas de maturação secundárias	065
4.5.3 Lagoas de maturação terciárias	083
 Capítulo 5 – DISCUSSÃO	 103
 Capítulo 6 – CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	 107
 Capítulo 7 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	 109

LISTA DE TABELAS

2.1	Cargas orgânicas recomendáveis e percentagens de remoção de DBO_5 possíveis em lagoas anaeróbias de acordo com a temperatura	012
3.1	Características físicas dos reatores do sistema XVI, instalado nas dependências da ETE de Campina Grande (PB)	030
3.2	Características operacionais dos reatores do sistema XVI, instalado nas dependências da ETE de Campina Grande (PB)	032
4.1	Valores das médias aritmética e geométrica, das amostras compostas do esgoto bruto afluente no sistema XVI da EXTRABES, Campina Grande (PB), durante os exp.I e II	045
4.2	Cargas orgânicas reais aplicadas nas lagoas do sistema XVI durante os exp.I e II, na EXTRABES em Campina Grande (PB)	046
4.3	Cargas orgânicas remanescentes nas lagoas do sistema XVI durante os exp.I e II, na EXTRABES em Campina Grande (PB)	047
4.4	Estatística descritiva dos parâmetros da amostra da coluna líquida dos reatores do sistema XVI da EXTRABES, exp.I, localizado na ETE de Campina Grande (PB)	095
4.5	Estatística descritiva dos parâmetros da amostra da coluna líquida dos reatores do sistema XVI da EXTRABES, exp.II, localizado na ETE de Campina Grande (PB)	096
4.6	Valor crítico (F_c) e estatística F ($\alpha = 0,05$) para os dados amostrais dos parâmetros analíticos determinados nos exp. I e II, para a verificação da existência de diferenças significativas entre os valores médios (média aritmética) de amostras coletadas na coluna líquida, de lagoas facultativas secundárias, do sistema XVI da EXTRABES nas dependências da ETE de Campina Grande (PB).....	097
4.7	Valor crítico (F_c) e estatística F ($\alpha = 0,05$) para os dados amostrais dos parâmetros analíticos determinados nos exp. I e II, para a verificação da existência de diferenças significativas entre os valores médios (média geométrica) de amostras coletadas na coluna líquida, de lagoas facultativas secundárias, do sistema XVI da	

	EXTRABES nas dependências da ETE de Campina Grande (PB).....	098
4.8	Valor crítico (Fc) e estatística F ($\alpha = 0,05$) para os dados amostrais dos parâmetros analíticos determinados nos exp. I e II, para a verificação da existência de diferenças significativas entre os valores médios (média aritmética) de amostras coletadas na coluna líquida, de lagoas de maturação secundárias, do sistema XVI da EXTRABES nas dependências da ETE de Campina Grande (PB).....	099
4.9	Valor crítico (Fc) e estatística F ($\alpha = 0,05$) para os dados amostrais dos parâmetros analíticos determinados nos exp. I e II, para a verificação da existência de diferenças significativas entre os valores médios (média geométrica) de amostras coletadas na coluna líquida, de lagoas de maturação secundárias, do sistema XVI da EXTRABES nas dependências da ETE de Campina Grande (PB).....	100
4.10	Valor crítico (Fc) e estatística F ($\alpha = 0,05$) para os dados amostrais dos parâmetros analíticos determinados nos exp. I e II, para a verificação da existência de diferenças significativas entre os valores médios (média aritmética) de amostras coletadas na coluna líquida, de lagoas de maturação terciárias, do sistema XVI da	
4.11	EXTRABES nas dependências da ETE de Campina Grande (PB).....	101
	Valor crítico (Fc) e estatística F ($\alpha = 0,05$) para os dados amostrais dos parâmetros analíticos determinados nos exp. I e II, para a verificação da existência de diferenças significativas entre os valores médios (média geométrica) de amostras coletadas na coluna líquida, de lagoas de maturação terciárias, do sistema XVI da EXTRABES nas dependências da ETE de Campina Grande (PB).....	102

LISTA DE FIGURAS

2.1	Efeito de pH sobre o equilíbrio de H_2S , HS^- , e S^{2-}	028
3.1	Fluxograma de alimentação do sistema XVI da EXTRABES, instalado nas dependências da ETE de Campina Grande (PB)	031
3.2	Cortes das lagoas do sistema XVI da EXTRABES, instalado nas dependências da ETE de Campina Grande (PB)	032
3.3	Planta baixa da casa de bombas do complexo experimental da EXTRABES	035
3.4	Detalhe do tanque de nível constante do complexo experimental da EXTRABES	036
3.5	Caixa de distribuição tipo do complexo experimental da EXTRABES	037
3.6	Detalhe dos dispositivos de entrada e saída das lagoas do complexo experimental da EXTRABES.....	038
3.7	Esquema do amostrador automático, usado na coleta das amostras do esgoto bruto composto.....	040
3.8	Detalhe do amostrador de coluna usado na coleta das amostras das lagoas do sistema XVI	042
4.1	Variação da eficiência de remoção de carga orgânica x profundidade em lagoas facultativas secundárias do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB)	049
4.2	Eficiência de remoção de carga orgânica x profundidade em lagoas de maturação secundárias no sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB), durante o exp.I	051
4.3	Eficiência de remoção de carga orgânica x profundidade em lagoas de maturação secundárias no sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB), durante o exp.II	051
4.4	Eficiência de remoção de carga orgânica x profundidade Em lagoas de maturação terciárias no sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB), durante o exp.I	052
4.5	Eficiência de remoção de carga orgânica x profundidade	

	Em lagoas de maturação terciárias no sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB), durante o exp.II	052
4.6	Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de Clorofila a nas lagoas facultativas secundárias no exp.I, do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB)	055
4.7	Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de DQO a nas lagoas facultativas secundárias no exp.I, do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB)	056
4.8	Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de pH a nas lagoas facultativas secundárias no exp.II, do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB)	057
4.9	Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de OD nas lagoas facultativas secundárias nos exp.I e II, do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB)	059
4.10	Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de DBO ₅ nas lagoas facultativas secundárias nos exp.I e II, do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB)	060
4.11	Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de DQO nas lagoas facultativas secundárias nos exp.I e II, do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB)	060
4.12	Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de SS nas lagoas facultativas secundárias nos exp.I e II, do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB)	061
4.13	Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de CF nas lagoas facultativas secundárias nos exp.I e II, do sistema XVI da EXTRABES em	

Campina Grande (PB)	063
4.14 Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de $S^{=}$ nas lagoas facultativas secundárias nos exp.I e II, do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB)	064
4.15 Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de clorofila <i>a</i> nas lagoas facultativas secundárias nos exp.I e II, do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB)	065
4.16 Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de CF nas lagoas facultativas secundárias nos exp.I e II, do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB)	067
4.17 Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de SS nas lagoas facultativas secundárias nos exp.I e II, do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB)	067
4.18 Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de clorofila <i>a</i> nas lagoas de maturação secundárias no exp.I, do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB)	068
4.19 Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de OD nas lagoas de maturação secundárias no exp.I, do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB)	069
4.20 Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de $N-NH_4^{+}$ nas lagoas de maturação secundárias no exp.I, do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB)	069
4.21 Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de pH nas lagoas de maturação secundárias no exp.I, do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB)	070

4.22	Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de Temperatura nas lagoas de maturação secundárias no exp.I, do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB)	071
4.23	Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de DQO nas lagoas de maturação secundárias no exp.I, do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB)	071
4.24	Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de DBO ₅ nas lagoas de maturação secundárias no exp.II, do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB)	072
4.25	Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de CF nas lagoas de maturação secundárias no exp.II, do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB)	073
4.26	Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de SS nas lagoas de maturação secundárias no exp.II, do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).....	074
4.27	Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de DQO nas lagoas de maturação secundárias no exp.II, do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).....	074
4.28	Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de clorofila a nas lagoas de maturação secundárias no exp.II, do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).....	075
4.29	Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de S ⁻ nas lagoas de maturação secundárias no exp.II, do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).....	076
4.30	Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2)	

dos valores de OD nas lagoas de maturação secundárias no exp.II, do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).....	076
4.31 Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de pH nas lagoas de maturação secundárias no exp.II, do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).....	077
4.32 Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de N-NH_4^+ nas lagoas de maturação secundárias no exp.II, do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).....	077
4.33 Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de CF nas lagoas de maturação secundárias nos exp.I e II, do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).....	077
4.34 Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de clorofila <i>a</i> nas lagoas de maturação secundárias nos exp.I e II, do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).....	078
4.35 Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de pH nas lagoas de maturação secundárias nos exp.I e II, do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).....	078
4.36 Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de N-NH_4^+ nas lagoas de maturação secundárias nos exp.I e II, do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).....	079
4.37 Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de SS nas lagoas de maturação secundárias nos exp.I e II, do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).....	080
4.38 Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de DQO nas lagoas de maturação secundárias	

	nos exp.I e II, do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).....	080
4.39	Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de DBO_5 nas lagoas de maturação secundárias nos exp.I e II, do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).....	081
4.40	Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de Temperatura nas lagoas de maturação secundárias nos exp.I e II, do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).....	081
4.41	Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de $\text{S}^{=}$ nas lagoas de maturação secundárias nos exp.I e II, do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).....	082
4.42	Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de OD nas lagoas de maturação secundárias nos exp.I e II, do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).....	083
4.43	Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de DBO_5 nas lagoas de maturação terciárias no exp.I, do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).....	084
4.44	Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de CF nas lagoas de maturação terciárias no exp.I, do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).....	085
4.45	Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de pH nas lagoas de maturação terciárias no exp.I, do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).....	085
4.46	Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de Temperatura nas lagoas de maturação terciárias no exp.I, do sistema XVI da EXTRABES em	

Campina Grande (PB).....	086
4.47 Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de CF nas lagoas de maturação terciárias no exp.II, do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).....	087
4.48 Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de SS nas lagoas de maturação terciárias no exp.II, do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).....	087
4.49 Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de pH nas lagoas de maturação terciárias no exp.II, do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).....	088
4.50 Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de DQO nas lagoas de maturação terciárias no exp.II, do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).....	089
4.51 Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de OD nas lagoas de maturação terciárias no exp.II, do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).....	089
4.52 Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de CF nas lagoas de maturação terciárias nos exp.I e II, do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).....	090
4.53 Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de N-NH_4^+ nas lagoas de maturação terciárias nos exp.I e II, do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).....	091
4.54 Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de SS nas lagoas de maturação terciárias nos exp.I e II, do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).....	091

4.55	Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de DQO nas lagoas de maturação terciárias nos exp.I e II, do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).....	092
4.56	Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de DBO ₅ nas lagoas de maturação terciárias nos exp.I e II, do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).....	092
4.57	Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de clorofila a nas lagoas de maturação terciárias nos exp.I e II, do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).....	093
4.58	Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de pH nas lagoas de maturação terciárias nos exp.I e II, do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).....	094
4.59	Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de OD nas lagoas de maturação terciárias nos exp.I e II, do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).....	094

LISTA DE SÍMBOLOS

exp.I - experimento I;
exp.II - experimento II;
exp.I e II - experimento I e experimento II;
ha - hectare (10.000 metros quadrados);
°C - Grau centígrado;
 $\lambda s_{máx}$ - Carga orgânica superficial máxima;
EBC - Esgoto bruto composto;
one-way ANOVA - Análise de variância fator único;
TDH - Tempo de Detenção Hidráulica;
Reator de passagem muito rápida - reator em que o TDH foi de 1 dia no exp.I e de 0,5 dia no exp.II;
ETE - Estação de Tratamento de Esgotos;
OD - oxigênio dissolvido;
DBO₅ - demanda bioquímica de oxigênio em 5 (cinco) dias;
DQO - demanda química de oxigênio;
SS - sólidos suspensos;
PH - potencial hidrogênio iônico;
S⁼ - sulfeto total;
N-NH⁺₄ - nitrogênio amoniacal;
Clorofila *a* - clorofila *a*
CF - coliformes fecais;
 λs - carga orgânica superficial.

Capítulo 1

INTRODUÇÃO

Por seu elevado desempenho no tratamento de águas residuárias domésticas e agro-industriais, ao lado de inúmeras outras vantagens sobre outros métodos de tratamentos biológicos, lagoas de estabilização têm se tornado, nas últimas décadas, uma importante alternativa para o tratamento dessas águas especialmente quando há disponibilidade de terreno e quando um elevado grau de purificação é no efluente desejado.

Do ponto de vista da Engenharia as lagoas de estabilização devem ser projetadas em série porque, dessa forma, o fluxo hidráulico se aproxima mais das condições de fluxo pistão ou o não disperso, que contribui para uma maior eficiência do tratamento. As séries de lagoas podem ser constituídas por uma lagoa anaeróbia seguida de uma facultativa secundária e de lagoas de maturação; nesse caso, a lagoa facultativa secundária representa, na série, o elemento de transição entre o ambiente séptico da lagoa anaeróbia e o predominantemente aeróbio da lagoa de maturação. Pode, ainda, haver séries de lagoas, compostas por uma lagoa facultativa primária seguida de várias lagoas de maturação.

A principal desvantagem atribuída ao uso de lagoas é a utilização de grandes áreas de terreno (Arthur, 1983; Oragui *et al.*, 1987). Em países tropicais como o Brasil as condições climáticas favoráveis são um fator que contribui para a diminuição da exigência de grandes áreas em face da maior atividade enzimática dos microrganismos, notadamente bactérias, envolvidos nos mecanismos de tratamento. No Brasil, até o início da década de 70, a maioria dos projetos de sistemas de lagoas era feita a partir de critérios desenvolvidos para países de clima temperado. Os projetos dos sistemas tratamento das cidades de Sousa e Cajazeiras, na Paraíba, são exemplos típicos dessa abordagem (de Oliveira *et al.*, 1995).

Reconhecendo as excelentes condições meteorológicas, do nordeste do Brasil, para o desenvolvimento dos processos biológicos envolvidos no tratamento de águas residuárias, a Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários da Universidade Federal da Paraíba (EXTRABES-UFPB), na cidade de Campina Grande (7°13'11" S, 35°52'31" O, 550 m acima do nível do mar), iniciou em 1977 a investigação de sistemas de lagoas, em escala-piloto, com vistas a estabelecer parâmetros regionais de projeto. Os primeiros resultados dessas investigações (Silva, 1982), logo cedo, confirmaram o efeito positivo das condições climáticas sobre a eficiência das lagoas de estabilização e os resultados que se seguiram têm constituído importante contribuição para o projeto desses sistemas em regiões tropicais.

A partir de 1984 os trabalhos da EXTRABES foram concentrados na investigação de séries de lagoas de diferentes configurações e parâmetros operacionais objetivando a otimização do tratamento de esgoto doméstico com a minimização da ocupação de terreno. Séries de lagoas profundas (Soares, 1985; de Oliveira, 1990) e, mais recentemente, séries com vários arranjos de reatores com diferentes profundidades, cargas orgânicas e tempos de detenção hidráulica (Araujo, 1993), têm sido monitoradas na EXTRABES.

Em 1991, um complexo experimental constituído por dois sistemas (XVI e XVII) foi instalado nas dependências da ETE de Campina Grande (PB), pertencente à Companhia de Água e Esgotos da Paraíba (CAGEPA). Os sistemas XVI e XVII, que envolvem lagoas com configurações geométricas e operacionais distintas dispostas em série, visavam estudar as melhores combinações de parâmetros físicos e de operação para, resguardando o critério de economia de terreno, produzir efluentes obedecendo aos padrões sanitários recomendados internacionalmente, particularmente os da Organização Mundial de Saúde (WHO, 1989).

Este trabalho tem como objetivo analisar, através de análise de variância (one-way ANOVA), o desempenho do sistema XVI, onde serão

estudadas 5 lagoas facultativas secundárias, 5 lagoas de maturação secundárias e 4 lagoas de maturação terciárias, tratando esgotos domésticos da cidade de Campina Grande, Paraíba, nordeste do Brasil. Para tanto, foram feitas análises físico-químicas e microbiológicas entre os diversos reatores desse sistema, relacionando tempo de detenção hidráulica e cargas orgânicas superficial e volumétrica aplicadas em dois períodos experimentais distintos, com vistas a esclarecer quais as características, se físicas ou operacionais, que mais podem influenciar no projeto. Foram analisados os conjuntos de dados dos parâmetros analíticos demanda bioquímica de oxigênio, demanda química de oxigênio, coliformes fecais, sólidos suspensos, pH, nitrogênio amoniacal, sulfeto, clorofila *a*, oxigênio dissolvido e temperatura, obtidos entre outubro de 1991 e novembro de 1992 e entre dezembro de 1993 e setembro de 1994, respectivamente .

Capítulo 2

REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Lagoas de estabilização

Lagoas de estabilização são grandes reservatórios de pequena profundidade, geralmente delimitados por diques de terra, paredes de alvenaria ou escavados no próprio terreno, nos quais águas residuárias brutas ou pré-tratadas, são estabilizadas por processos naturais que envolvem principalmente bactérias e algas (Mara, 1976; Silva, 1982). Podem ser consideradas como um artifício usado pelo homem para tornar aplicáveis os processos naturais de purificação das águas residuárias (Ellis, 1983). A estabilização da matéria orgânica nas lagoas é resultante de uma complexa interação de processos físicos (sedimentação) e bioquímicos (atividade microbiana envolvendo principalmente bactérias e algas) usando como fonte de energia a luz solar e as reações químicas.

Podem ser utilizadas no tratamento de águas residuárias sujeitas à biodegradação, desde que estas não contenham substâncias tóxicas aos microrganismos envolvidos no processo, e possibilitam a obtenção de efluentes finais com qualidade para atender aos padrões estabelecidos para diferentes finalidades (Silva, 1982). É o método de tratamento mais adequado aos países em desenvolvimento em regiões tropicais e subtropicais, pois há disponibilidade de área próximo às cidades e a ação natural do calor e da luz solar aceleram o crescimento de microrganismos, favorecendo a degradação biológica da matéria orgânica (Mara, 1976; Silva, 1982; Arthur, 1983; Mara e Pearson, 1986; Pearson, 1987 e de Oliveira, 1990). Esses autores apontaram algumas, dentre as muitas, vantagens da utilização de lagoas como o seu baixo custo e simplicidade de operação e manutenção, mesmo quando um elevado grau de purificação é exigido no efluente:

- baixo custo e simplicidade de instalação, operação e manutenção - a remoção de matéria orgânica e de patógenos não requer dispositivos eletromecânicos (não há consumo de energia elétrica no processo), sendo o tratamento feito com um custo de capital menor que nos métodos convencionais (Mara, 1976; Arthur, 1983; Mara *et al.*, 1992).

- simplicidade do processo - a movimentação de terra e a construção das unidades de tratamento preliminar (grade e caixa de areia) representam o maior volume de obras na construção de sistemas de lagoas. As demais etapas, proteção dos taludes e estruturas de entrada e saída, são tidas como pequenas obras de Engenharia. Sua operação e manutenção compreendem tarefas de limpeza de grade, caixa de areia e dispositivos de entrada e saída, preservação de taludes e remoção da espuma sobrenadante (Mara *et al.*, 1992), que são fundamentais para o bom desempenho das lagoas. O tempo de detenção hidráulica está diretamente relacionado com o grau de tratamento desejado e pode ser modificado por uma alteração na cota do dispositivo de saída (Silva e Mara, 1979). Podem ser projetadas de modo a conferir às águas residuárias diferentes graus de tratamento (de Oliveira, 1990).

- alta eficiência - o seu dimensionamento baseado na vazão média de esgoto possibilita elevado grau de purificação do efluente, mesmo ocorrendo variações de cargas hidráulicas e orgânicas; tem-se também, em lagoas de maturação, a precipitação de metais pesados devido aos altos valores de pH (de Oliveira, 1990). Mara e Pearson (1986) afirmam que elas podem suportar até 30 mg/L de metais pesados, enquanto Mara *et al.* (1992) mencionam 60 mg/L. As elevadas porcentagens de remoção de DBO e organismos fecais tornam o uso de lagoas de estabilização muito vantajoso nos países em desenvolvimento, onde as doenças de veiculação hídrica representam sério problema de saúde pública (Arthur, 1983). Segundo Mara *et al.* (1992), um sistema de lagoas bem dimensionado e operado pode alcançar mais de 90 % de remoção de matéria orgânica e até 99,999 % de remoção de organismos fecais; afirmam ainda que águas residuárias concentradas de agroindústrias (abatedouros, laticínios e

enlatados, por exemplo) podem facilmente ser tratadas em lagoas de estabilização.

Dentre as desvantagens podem ser citadas:

- área de ocupação - o longo tempo requerido para a estabilização do esgoto faz com que maiores áreas de terras sejam necessárias para a construção do sistema de lagoas (Arthur, 1983).
- Sólidos suspensos - sua concentração é relativamente alta no efluente final devido à presença de algas (Mara *et al.*, 1992).

As várias vantagens das lagoas de estabilização superam as desvantagens mencionadas, pois nos países em desenvolvimento onde são comuns a escassez de recursos financeiros e a falta de mão-de-obra especializada ainda há áreas de terras próximas às cidades a custos razoáveis, tornando o sistema de lagoas de estabilização uma atrativa opção de tratamento em comparação à complexidade e aos custos das estações convencionais (Ellis, 1983). Além do mais, os investimentos com a aquisição da área das lagoas têm retorno garantido no futuro, porque o crescimento das cidades transforma o terreno afastado, onde está construído o sistema em área urbana valorizada. A reutilização da área para outros fins pode ser obtida após a remoção dos dispositivos de entrada e saída e do nivelamento do terreno (Silva e Mara, 1979). Quanto aos sólidos suspensos, Gloyna e Tischler (1981) citam que a U. S. Environmental Protection Agency (EPA) reconhece que os sólidos devidos a algas vivas nos efluentes de lagoas, têm características diferentes dos sólidos do esgoto bruto ou de outros processos de tratamento. O Conselho das Comunidades Européias (Council of European Communities, 1991), também reconhece a distinção entre a DBO algal e a DBO de matéria orgânica morta. Mara *et al.* (1992), afirmam que as algas dos efluentes de lagoas de estabilização têm pouca chance de exercer demanda de oxigênio, porque são consumidas por diversos componentes, por exemplo, zooplâncton das cadeias alimentares do corpo receptor. Além disso, em pesquisas realizadas na EXTRABES, em diferentes sistemas em escala-piloto de lagoas de estabilização em série vem

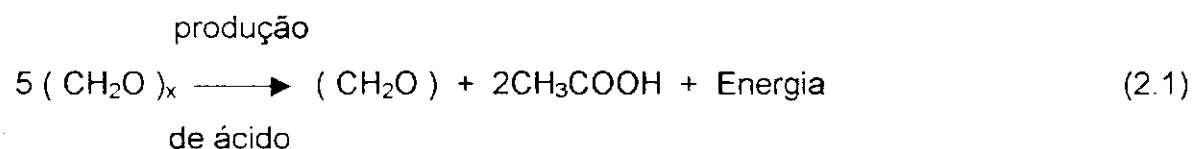
sendo observado que a biomassa de algas atinge sua maior concentração antes da última lagoa da série (König, 1984, de Oliveira, 1990; Silva *et al.*, 1992).

2.2 Mecanismos de tratamento atuantes em lagoas de estabilização

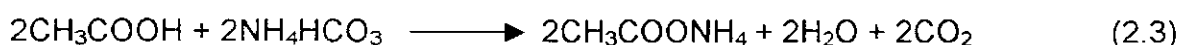
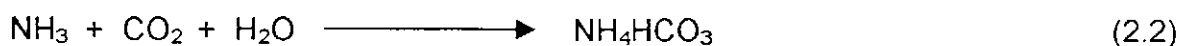
Segundo Arthur (1983), os mecanismos de tratamento que se destacam são: (1) o efeito reservatório que possibilita a absorção de cargas orgânicas e hidráulicas; (2) a sedimentação, responsável pela deposição de sólidos sedimentáveis no fundo da lagoa e (3) a biodegradação da matéria orgânica via digestão anaeróbia e/ou oxidação aeróbia.

A digestão anaeróbia ocorre na ausência de oxigênio molecular e pode ser interpretada como um processo de dois estágios, realizados por dois grupos distintos de bactérias (acidogênicas e metanogênicas). Segundo Stanier *et al.* (1986) ela combina fermentação ácida e fermentação metanogênica. Entretanto, vários autores, dentre os quais van Haandel e Lettinga (1994), a subdividem em quatro etapas: (1)hidrólise, (2)acidogênese, (3)acetogênese e metanogênese(4). Convém notar, no entanto, que as etapas 1, 2 e 3 correspondem à fermentação ácida e que a etapa 4 à fermentação metanogênica. Então, daqui em diante a digestão anaeróbia será tratada como um processo de dois estágios.

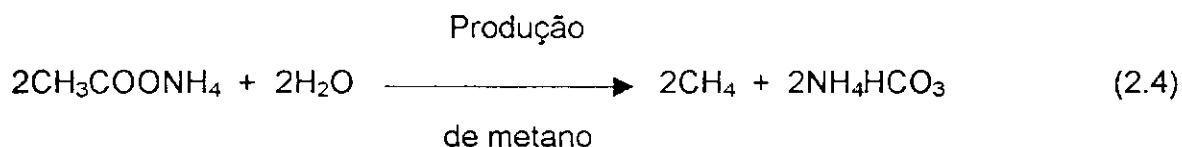
Na fermentação ácida, primeiro estágio, compostos orgânicos (carboidratos, proteínas e gorduras) hidrolizados são convertidos em ácidos orgânicos voláteis (acético, propiônico e butírico) por bactérias facultativas formadoras de ácidos, como mostra a seguinte reação bioquímica simplificada (Malina Jr. e Rios, 1976; Middlebrooks *et al.*, 1982).



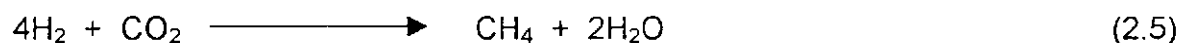
A degradação dos compostos nitrogenados libera amônia, que reage com dióxido de carbono e água para formar o tampão bicarbonato de amônio, que tem a capacidade de neutralizar ácidos voláteis na massa líquida, de acordo com as equações 2.2 e 2.3 (de Oliveira, 1990):



Na fermentação metanogênica, segundo estágio, os ácidos formados no primeiro estágio são convertidos em metano por bactérias estritamente anaeróbias, formadoras de metano (Middlebrooks *et al.*, 1982). Após a neutralização pelo bicarbonato presente em solução os ácidos orgânicos são bioquimicamente transformados em metano pelas bactérias metanogênicas, de acordo com a equação 2.4 (Malina e Rios, 1976; Middlebrooks *et al.*, 1982)



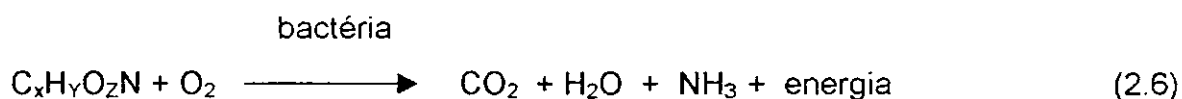
As bactérias que produzem metano a partir de hidrogênio (equação 2.5) crescem mais rapidamente que aquelas que usam ácido acético (van Haandel e Lettinga, 1994).



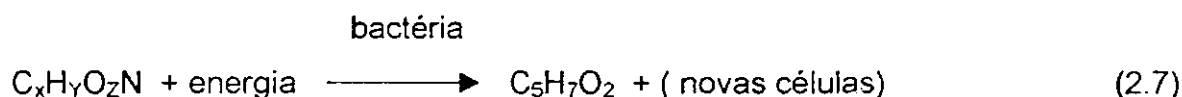
Como as bactérias metanogênicas crescem mais lentamente que as formadoras de ácidos, são encontradas em menor número e são bastante sensíveis a fatores ambientais (temperatura, mudanças de pH, presença de metais pesados e detergentes, alterações na alcalinidade, altas concentrações de amônia e sulfeto) o seu desempenho as torna um fator limitante da digestão anaeróbia (Middlebrooks *et al.*, 1982).

Por seu turno, a oxidação aeróbia é realizada por bactérias aeróbias e facultativas que metabolizam a matéria orgânica através de dois processos simultâneos e interdependentes, denominados de catabolismo (oxidação da molécula orgânica para produção de energia) e anabolismo (síntese de material celular), convertendo-a em produtos finais mais estáveis (dióxido de carbono, água, fosfato e amônia) e novas células, tendo o oxigênio molecular como agente oxidante final (de Oliveira, 1990), de acordo com as equações 2.6 e 2.7 (Mara, 1976).

Catabolismo



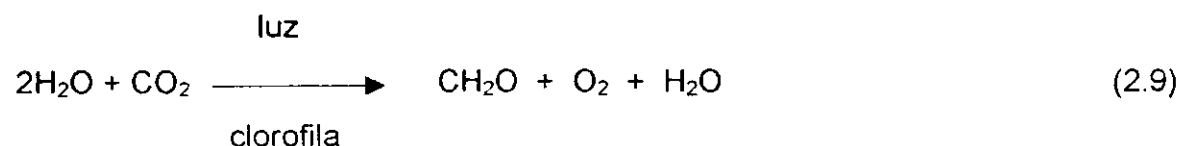
Anabolismo



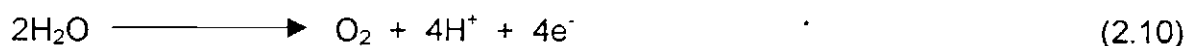
O metabolismo aeróbio da matéria orgânica é comumente representado pela equação 2.8 (Mara, 1976; Arthur, 1983).



O oxigênio requerido para oxidação aeróbia da matéria orgânica em uma lagoa de estabilização, em sua maior parte, é produzido pelas algas e cianobactérias durante a fotossíntese oxigênica. Nesse processo a água atua como doador de elétrons e o oxigênio é produzido durante a fotossíntese de material celular de acordo com a equação 2.9 (de Oliveira, 1990).



As condições requeridas para que organismos fotossintetizadores realizem a fotossíntese oxigênica são: presença de pigmentos para a captura de luz (clorofila, carotenóides e ficobilinas), dióxido de carbono, água e luz. O processo de fotossíntese oxigênica, descrito pela equação 2.9, envolve dois centros de reações, o fotossistema I onde as moléculas de clorofila estão ligadas a proteínas específicas e situadas em locais que permitem uma captação eficiente de energia luminosa (Raven, 1992) e fotossistema II que faz a fotólise da água (equação 2.10).



A fotossíntese anoxigênica, que é realizada por alguns grupos de bactérias (bactérias verdes e púrpuras do enxofre) é um importante mecanismo de oxidação de formas reduzidas de enxofre nas lagoas e difere da fotossíntese oxigênica porque somente o fotossistema I é envolvido. Os pigmentos envolvidos na captura da luz são as bacterioclorofilas (a, b, c, d, e) e carotenóides.

2.3 Classificação das lagoas de estabilização

As lagoas de estabilização são classificadas em anaeróbias, facultativas e de maturação, de acordo com os processos predominantes de biodegradação da matéria orgânica, a oxidação aeróbia e a digestão anaeróbia (Arthur, 1983), que as definem pela faixa de cargas orgânicas a que estão submetidas (Parker, 1979; de Oliveira, 1990).

Lagoas anaeróbias operam com altas cargas orgânicas, atuando como unidades primárias em um sistema de lagoas e usando a digestão anaeróbia para degradar a matéria orgânica; as lagoas facultativas operam com cargas orgânicas mais baixas que as anaeróbias permitindo o crescimento de algas nas camadas mais superficiais onde ocorre a fotossíntese, e as lagoas de maturação são predominantemente aeróbias devido às baixas cargas orgânicas a

que estão submetidas, sendo sua principal função a destruição de organismos patogênicos.

As lagoas podem ser organizadas em diferentes combinações de número e forma de modo a se obter as séries de lagoas (Mara e Pearson, 1986), de maneira que seja possível a obtenção de qualquer qualidade padrão desejada no efluente de tratamento biológico de água residuária (Mara e Pearson, 1986; Pearson, 1987; Mara, 1988).

2.3.1 Lagoas anaeróbias

Embora não seja objetivo deste trabalho a análise do funcionamento de lagoas anaeróbias faz-se importante incluir, nesta revisão de literatura, uma breve explicação das principais características desses reatores em vista da sua presença no sistema experimental bem como da frequência com que eles são projetados em séries de lagoas.

As lagoas anaeróbias são operadas com uma elevada carga orgânica (100 a 400 gDBO₅/m³.dia) (Mara, 1976; Arthur, 1983), não ocorrendo, assim, a produção de oxigênio fotossintético (Oswald, 1968). A biomassa de algas é muito restrita limitando-se a gêneros flagelados, particularmente *Chlamydomonas* (Pearson, 1987), numa fina camada superficial da massa líquida.

Elas são usadas principalmente como tratamento primário para águas residuárias concentradas, com elevado teor de sólidos suspensos (Mara e Pearson, 1986). Valores de DBO₅ e sólidos em suspensão maiores que 300 mg/L representam concentrações adequadas à obtenção de melhores resultados com a utilização deste tipo de lagoa e os melhores desempenhos destas lagoas estão diretamente relacionados com a temperatura. Ellis (1983) considera que elas são "um fenômeno de climas quentes". De fato, em temperaturas abaixo de 15°C funcionam como um tanque de sedimentação acumulando muito mais lodo (Mara, 1976; Pearson, 1987) contrastando com o aumento da remoção de DBO₅ e diminuição do lodo acumulado para temperaturas acima de 15°C (Pearson, 1987; Mara, 1988). A WHO (1987) relata uma variação na remoção de DBO₅ entre 40 e

60% dependendo da temperatura e do tempo de detenção. Já Pearson (1987) relata a faixa 40 - 70 % .

Na Tabela 2.1 são apresentadas remoções de DBO₅ em função da temperatura e da carga orgânica volumétrica, conforme as indicações de Mara e Pearson (1986).

Tabela 2.1 Cargas orgânicas recomendáveis e percentagens de remoção do DBO₅ possíveis em lagoas anaeróbias de acordo com a temperatura.

Temperatura (°C)	Carga Volumétrica (g DBO ₅ /m ³ .dia)	Remoção de DBO ₅ (%)
<10	100	40
10-20	20T-100	2T+20
20	300	≥60

Fonte: Mara e Pearson (1986).

Silva (1982), trabalhando com lagoas em escala-piloto no Nordeste do Brasil observou remoções de DBO₅ de 68 a 80 % para temperaturas acima de 20°C.

Mara (1976) afirma, também, que para a operação de lagoas anaeróbias ser bem sucedida é necessário que exista um delicado equilíbrio entre as atividades das bactérias formadoras de ácidos e bactérias metanogênicas; para tanto são necessárias temperaturas acima de 15°C e o valor do pH deve ser ligeiramente acima de 7,0, pois valores tendendo a 6,0 indicam que o processo pode entrar em colapso.

Mara (1976) e Lumbers (1979) recomendam profundidades na faixa de 2 a 5 m para lagoas anaeróbias; Arthur (1983) considera que, teoricamente não há limites para a profundidade, sugerindo 4 m como a mais adequada e que menos de 2,5 m deve ser evitado. Entretanto, Silva (1982), da Silva (1992) e

Araujo (1993) pesquisando lagoas anaeróbias em escala-piloto, com profundidades variando de 1,25 a 1,75 m observaram que elas funcionaram, de fato, como lagoas anaeróbias. Malina Jr. e Rios (1976), salientam que a maior profundidade das lagoas anaeróbias proporciona vantagens entre as quais a racionalização do uso do terreno e a proteção das bactérias metanogênicas da exposição ao oxigênio dissolvido.

O odor desagradável que é o maior problema relacionado ao uso de lagoas anaeróbias pode ser atenuado ainda na fase de projeto com a adoção de cargas orgânicas apropriadas (Tabela 2.1), desde que o teor de sulfato do esgoto bruto seja inferior a 500 mg/L, pois o odor é causado, principalmente, pelo gás sulfídrico (H_2S) oriundo da redução do sulfato.

2.3.2 Lagoas facultativas

As lagoas facultativas são as mais comumente utilizadas no tratamento de águas residuárias (Silva, 1982; de Oliveira, 1995). São classificadas como lagoas facultativas primárias quando recebem água residuária bruta submetida a um tratamento preliminar e secundárias quando recebem efluente de decantador primário ou de unidade de tratamento biológico como tanque séptico e lagoa anaeróbia (Ellis, 1983; Pearson, 1987).

Na lagoa facultativa primária a remoção de DBO se dá por sedimentação e por atividade bioquímica anaeróbia (Arthur, 1983), sendo estimada uma remoção entre 60 e 80% (Pearson, 1987). De acordo com Pescod e Mara (1988), a remoção nessas lagoas é proporcional à carga orgânica superficial aplicada estando usualmente entre 70 e 80 %. Silva (1982) determinou uma remoção média na faixa de 75% para a carga orgânica superficial de DBO variando de 162 a 577 kg DBO_5 /ha.dia e tempo de detenção hidráulica entre 6,3 e 18,9 dias. Os valores médios de DBO_5 nos efluentes dessas lagoas variaram entre 40 e 76 mg/L. Em lagoas facultativas secundárias a remoção de DBO devida à sedimentação é muito baixa entre 15 e 30% predominando o mecanismo da degradação biológica (Silva, 1982).

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

A profundidade das lagoas facultativas varia de 1,0 a 2,0 m (Mara, 1976; Mara e Pearson, 1986; Pearson, 1987) sendo que, no geral, sua profundidade é de 1,5 m (Ellis, 1983; Pescod e Mara, 1988), pois esta medida permite a coexistência de ambos os processos de degradação da matéria orgânica num mesmo reator, ou seja, a oxidação aeróbia ocorrendo na camada superior e a digestão anaeróbia nas camadas da porção inferior da lagoa. Já Silva *et al.* (1997), argumentam que as lagoas facultativas profundas (1,70 -2,0 m) mostram-se como uma opção de economia de terreno de cerca de 50% em relação às rasas (1,00 - 1,30 m) visto que os aumentos nas taxas de decaimento de coliformes obtidos nas lagoas mais rasas não foram suficientes para compensar a perda de volume causada pela diminuição da profundidade.

Nas lagoas facultativas primárias, a porção de DBO afluente composta por sólidos orgânicos e o excesso da biomassa de algas, sedimentam no fundo formando uma camada de lodo que é digerida anaerobicamente, liberando gases e produtos orgânicos solúveis para a massa líquida. Os sólidos não sedimentáveis e compostos solúveis existentes nas camadas superiores são metabolizados por bactérias heterotróficas aeróbias e aeróbio-facultativas, que utilizam o oxigênio molecular como agente oxidante e, em sua ausência a degradação biológica é realizada pelas bactérias anaeróbio-facultativas (Pescod e Mara, 1988).

• A atividade aeróbia existente nas lagoas facultativas depende da penetração da luz como importante fator desencadeador da fotossíntese das algas e cianobactérias, na presença de nutrientes inorgânicos. Uma pequena

parte do oxigênio requerido pelas bactérias aeróbias é obtido por difusão do oxigênio atmosférico através da interface ar-líquido. Em países de climas quentes as algas e cianobactérias se desenvolvem excessivamente devido a grande disponibilidade de nutrientes inorgânicos e energia luminosa e a lagoa adquire uma intensa coloração verde. O dióxido de carbono que é outro importante fator para a realização da fotossíntese oxigênica, e é suprido pelas bactérias heterotróficas através do processo de decomposição da matéria orgânica.

Nas lagoas facultativas a dimensão da camada aeróbia varia como consequência da variação da intensidade luminosa durante as horas iluminadas do dia. À noite os níveis de oxigênio baixam e a lagoa pode tornar-se anaeróbia com somente uma fina película aeróbia, na interface água-ar (Pearson, 1987).

Durante os períodos de intensa atividade fotossintética a concentração de oxigênio pode chegar a níveis de supersaturação e, nesses períodos, as algas podem consumir mais dióxido de carbono que o produzido pelas bactérias. Esta demanda de CO_2 é suprida pela dissociação do íon HCO_3^- , com a produção de íons hidroxila (OH^-) aumentando o pH. No entanto, à noite os níveis de pH tendem para o neutro devido a predominância dos processos respiratórios com a produção de CO_2 , o que torna o pH homogêneo ao longo da profundidade da lagoa (de Oliveira, 1990).

Em decorrência da intensa radiação solar, durante as horas iluminadas do dia ocorre o fenômeno da estratificação térmica na coluna líquida da lagoa. Segundo Mara (1976), temperaturas entre 30 e 35°C, ou mais elevadas (Ellis, 1983), podem ser medidas na camada de 30 a 50 cm abaixo da superfície do líquido, causando menores densidades no nível superior da lagoa caracterizando a estratificação térmica, que pode ser reduzida pela ação do vento (Marais, 1974; Mara, 1976; 1977; Silva, 1982; Ellis, 1983). O curto-circuito surge como uma séria consequência da estratificação térmica, levando a uma considerável redução do tempo de detenção hidráulica da água residuária na lagoa. À noite, em muitas situações, os níveis superficiais perdem calor mais

rapidamente que os níveis inferiores, levando à ocorrência de mistura por convecção (Silva, 1982).

2.3.2.1 Dimensionamento de lagoas facultativas primárias

Existem vários métodos para o dimensionamento de lagoas facultativas primárias e, a seguir, serão citados os listados por Lumbers (1979):

- a) Fórmula empírica de Gloyne;
- b) Método da radiação solar;
- c) Procedimento Indiano;
- d) Método de Thirumurthi;
- e) Dimensionamento baseado em condições ambientais globais;
- f) Cinética de primeira ordem;
- g) Fórmula de McGarry e Pescod.

O melhor método para o dimensionamento de lagoa facultativa é o das condições ambientais globais, já que se baseia na experiência do uso de lagoas desse tipo nas condições ambientais do local onde será instalado o sistema, levando em conta as faixas de carga orgânica aplicada e o tempo de detenção hidráulica adequados a um melhor desempenho operacional (Lumbers, 1979; Silva, 1982; de Oliveira, 1990). No entanto, nem sempre essa experiência existe, sendo a maioria das lagoas dimensionadas através de critérios de outras regiões climáticas.

Segundo Mara (1976), dos métodos relacionados acima, os dois últimos são os mais recomendados para o clima tropical, quando não se tem experiência local, sendo o método de McGarry e Pescod o que oferece resultados mais acurados. Em decorrência disto, será dada, aqui, ênfase a esses dois métodos.

- O método da cinética de primeira ordem

A suposição básica deste método é que a estabilização da matéria orgânica ocorre segundo uma cinética de primeira ordem, ou seja, a taxa de degradação da matéria orgânica é diretamente proporcional à primeira potência da concentração de substrato presente (Mara e Pearson, 1986). A equação da cinética de primeira ordem, inicialmente proposta por Marais e Shaw (Ellis, 1983), pode ser considerada uma simplificação dos complexos processos que ocorrem em lagoas (Ferrara e Harleman, 1981; Mara e Pearson, 1986). Também é admitido que o conteúdo das lagoas é completamente misturado e que elas não sofrem infiltração ou evaporação (Ellis, 1983). Desta maneira, a equação do balanço de massa fornece a área à meia profundidade da lagoa onde ocorre um processo de fluxo contínuo a qual é estimada pela seguinte equação:

$$A = [(Li / Le) - 1] \cdot Q / (D \cdot k_1) \quad (2.11)$$

Onde:

Q = vazão média (m³/dia);

D = profundidade (m);

Li = DBO₅ afluyente (mg/L);

Le = DBO₅ efluente (mg/L);

k₁ = taxa específica de velocidade de remoção de DBO₅ (dia⁻¹).

Ellis (1983) cita que vários autores têm sugerido valores de 0,22 a 0,50 dia⁻¹ para k₁. Mara (1976), descreve resultados obtidos na África do Sul por Marais e co-autores que sugerem 0,3 dia⁻¹ a 20°C e propõe o uso da equação do tipo Arrhenius para correlacionar os valores da temperatura T (°C) e k₁ (taxa específica de velocidade de remoção de DBO₅ (dia⁻¹).

$$k_1 = 0,3 (1,05)^{(T-20)} \quad (2.12)$$

Silva (1982) observou valores de k₁ variando entre 0,28 e 0,47, a 25°C, para o nordeste do Brasil, e que estes valores aumentam com o aumento a carga orgânica superficial ou com a diminuição do tempo de detenção hidráulica.

- Fórmula de McGarry e Pescod

O procedimento empírico de McGarry e Pescod tem sua base em uma equação obtida da análise operacional de 143 lagoas facultativas primárias ao redor do mundo (Lumbers, 1979). Nesse procedimento é relacionada a máxima carga orgânica superficial ($\lambda S_{m\acute{a}x}$, em kgDBO₅/ha.dia), em lagoas facultativas primárias antes que elas se tornem completamente anaeróbias, com a temperatura média do ar (T, em °C), do mês mais frio do ano (Pescod e Mara, 1988; de Oliveira, 1990), através da equação 2.13.

$$\lambda S_{m\acute{a}x} = 60,3 (1,099)^T \quad (2.13)$$

Mara (1976), sugeriu o uso de um fator de segurança de 1,5 com uma relação linear entre $\lambda S_{m\acute{a}x}$ e temperatura :

$$\lambda S_{m\acute{a}x} = 20T - 120 \quad (2.14)$$

Arthur (1983), sugeriu a expressão seguinte.

$$\lambda S_{m\acute{a}x} = 20T - 60 \quad (2.15)$$

Mara *et al.* (1992) sugerem a seguinte equação global que, segundo eles, fornece valores mais seguros:

$$\lambda S_{m\acute{a}x} = 350 (1,107 - 0,002 T)^{T-25} \quad (2.16)$$

O dimensionamento de lagoas facultativas secundárias apresenta similaridade com o dimensionamento de lagoas facultativas primárias, podendo também, quando houver experiência local, ser baseado no método das condições ambientais globais ou no procedimento empírico de McGarry e Pescod. Neste caso, a equação para a determinação da carga orgânica máxima deverá observar que, em contraste com as lagoas facultativas primárias, a remoção de

DBO não tem a contribuição (30%) do mecanismo de sedimentação e por isso a $\lambda S_{m\acute{a}x}$ deve ser 30% menor.

Assim, são válidas as seguintes equações:

$$\lambda S_{m\acute{a}x} = 0,7[60,3(1,099)^T] \quad (2.17)$$

$$\lambda S_{m\acute{a}x} = 0,7(20T - 120) \quad (2.18)$$

$$\lambda S_{m\acute{a}x} = 0,7(20T - 60) \quad (2.19)$$

$$\lambda S_{m\acute{a}x} = 0,7[350(1,107 - 0,002T)^{T-25}] \quad (2.20)$$

2.3.3 Lagoas de maturação

Lagoas de maturação são predominantemente aeróbias, recebem efluentes de unidades de tratamento como lagoas facultativas, lagoas de maturação em série ou de outros tipos de tratamentos e sua profundidade varia de 1 a 2 m (Mara e Pearson, 1986; de Oliveira, 1990), sendo geralmente a mesma da lagoa facultativa que a precede, porém como a carga orgânica aplicada é bem menor elas são ricas em oxigênio dissolvido (Mara, 1976; Pearson, 1987; de Oliveira, 1990, de Oliveira, 1995). Por apresentarem menor turbidez que as outras lagoas permitem que a luz solar penetre mais profundamente favorecendo a atividade fotossintética de algas e cianobactérias, melhorando a distribuição de oxigênio dissolvido ao longo da coluna líquida. Por outro lado, como a carga orgânica aplicada é reduzida, o menor teor de nutrientes não favorece o sustento de grandes populações de organismos heterotróficos (Pearson, 1987; de Oliveira, 1995).

Os valores de pH variam de lagoa para lagoa em uma série e também ao longo da coluna líquida, sendo mais elevados nos níveis superiores da lagoa. De acordo com Pearson (1987) valores de pH em torno de 9,5 são

comuns em lagoas de maturação durante as horas iluminadas do dia, ficando por volta de 8,5 durante a noite. Durante o dia elas também são susceptíveis à estratificação térmica, caso as condições climáticas sejam favoráveis.

Dentre as vantagens de seu uso encontra-se a elevada remoção de organismos patogênicos (Silva & Mara, 1979). É conhecido que um dos principais mecanismos para a remoção desses organismos em lagoas facultativas e de maturação é o efeito da radiação solar em conjunto com elevados valores de pH e oxigênio dissolvido (Curtis *et al.*, 1992). Como a luz solar é atenuada com a profundidade, quanto mais rasa for a lagoa, maior será a penetração da radiação solar com a massa líquida e, conseqüentemente, maior será a taxa de decaimento bacteriano (Moeller e Calkins, 1980; Mayo, 1989). No entanto, considerando o volume como constante, quanto menor a profundidade, maior será a área requerida para a instalação da lagoa. Esta elevada área é justamente a maior desvantagem dessa alternativa de sistema de tratamento de águas residuárias. Silva *et al.* (1997), estudando lagoas facultativas secundárias e de maturação, de áreas superficiais iguais, no nordeste do Brasil, constataram que os aumentos na taxa de decaimento de coliformes fecais encontrados em lagoas mais rasas não foram suficientes para compensar a perda de volume causada pela diminuição da profundidade.

2.3.3.1 Dimensionamento de lagoas de maturação

O dimensionamento de lagoas de maturação é baseado na remoção de coliformes fecais, de acordo com a teoria de que a redução desses indicadores em lagoas obedece à cinética de primeira ordem, supondo o regime hidráulico como sendo de mistura completa (Marais, 1974), de acordo com a equação 2.21.

$$N = \frac{N_0}{1 + k_b \cdot t} \quad (2.21)$$

Onde:

N = número final de bactérias (CF/100 mL);

N_0 = número inicial de bactérias (CF/100 mL);
 k_b = taxa específica de remoção de bactérias (dia^{-1});
 t = tempo de detenção hidráulica (dia).

O valor de k_b é muito sensível à temperatura da água podendo essa influência ser descrita pela equação 2.22 (*Ibidem*).

$$k_b(T) = k_b(20) \theta^{(T-20)} \quad (2.22)$$

Silva (1982), recomenda para lagoas de maturação em condições similares às encontradas no nordeste do Brasil, a adoção de 25°C como temperatura de referência e também a substituição dos valores de $k_b(25)$ para 3 dia^{-1} e do coeficiente de atividade da temperatura (θ) para 1,05.

A área requerida para a instalação de uma lagoa seria dada pela equação 2.23, ou seja, essa área seria função da vazão de água residuária a ser tratada e do grau de tratamento desejado (diretamente), sendo inversamente proporcional ao produto de k_b pela profundidade da lagoa.

$$A = \frac{Q \left(\frac{N_0 - N}{N} \right)}{k_b \cdot P} \quad (2.23)$$

Onde:

Q = vazão (m^3/dia);

N = número final de bactérias;

N_0 = número inicial de bactérias;

k_b = taxa específica de remoção de bactérias (dia^{-1});

P = profundidade (m).

2.4 Lagoas de estabilização em série

Uma lagoa anaeróbia, seguida de uma facultativa e um número n de lagoas de maturação, tem se tornado a configuração mais comum em projetos de sistemas de lagoas em série (Mara e Pearson, 1986).

O número de lagoas numa série geralmente é determinado pelo grau de tratamento desejado no efluente e pela habilidade do projetista para definir a melhor combinação de parâmetros físicos e operacionais que promovam bom desempenho associado a um menor custo (de Oliveira, 1993;1995;1996).

O efluente final de uma série de lagoas possui melhor qualidade que aquele produzido por uma única lagoa com a mesma área, visto que uma série se aproxima de um reator de carga não dispersa que é, comprovadamente, mais eficiente que um reator de carga totalmente dispersa

Marais (1974), com relação à eficiência de uma série de lagoas, afirmou que um sistema de fluxo pistão (plug flow) deveria apresentar os efluentes de melhor qualidade, por unidade de tempo de detenção, o sistema de lagoas em série ficaria em posição intermediária e uma única lagoa como o sistema menos eficiente. Como as condições de fluxo pistão são difíceis de serem alcançadas, na prática, o sistema de lagoas em série apresenta-se como o mais viável. Ele também demonstrou que a máxima eficiência na redução de coliformes fecais é obtida com a utilização de tempos de detenção iguais em cada lagoa. Sugeriu que o valor mínimo para o tempo de detenção estaria situado em torno de três dias, comentando que valores mais baixos não seriam muito indicados em virtude da possibilidade de curto-circuito hidráulico e do arraste de algas para fora da lagoa. Araujo (1993), estudando uma série longa na EXTRABES obteve bons resultados com um tempo de detenção de 2 dias em cada lagoa.

É considerada uma falha grosseira de Engenharia a construção de um sistema constituído por uma única lagoa para tratamento de águas residuárias, objetivando a remoção de organismos patogênicos, quando poderia ser construída uma série de lagoas incluindo unidades de maturação (Silva e Mara, 1979).

O sistema de lagoas em série possibilita a combinação de diferentes tipos de lagoas, permitindo o melhor comportamento de cada tipo de reator em relação ao conjunto, delineando seus campos de atuação com maior perfeição, e

aumentando sua eficiência em relação a um sistema composto por uma única unidade.

2.5 Influência de características físicas e operacionais no desempenho de lagoas facultativas secundárias e de maturação.

Dentre os fatores físicos mais citados na literatura, a profundidade é o que recebe maior enfoque, visto que, para uma mesma área superficial aumentando-se a profundidade tem-se um ganho de volume. Com relação às características operacionais, a carga orgânica aplicada e o tempo de detenção hidráulica são os fatores que recebem maior destaque.

A remoção de matéria orgânica em lagoas facultativas de estabilização ocorre por sedimentação, e biodegradação da matéria orgânica via digestão anaeróbia e oxidação aeróbia.

Segundo Mara *et al.* (1992), um sistema de lagoas bem dimensionado e operado pode alcançar mais de 90% de remoção de matéria orgânica.

Silva (1982), confirma a importância da profundidade no dimensionamento de lagoas de estabilização, relacionando-a com o aumento ou diminuição do tempo de detenção, com a penetração de luz e com o crescimento ou não de vegetação aquática em lagoa facultativa, o que, obviamente, também pode acontecer em lagoas de maturação.

Segundo Feachem *et al.* (1983), lagoas de estabilização, com seus maiores tempos de detenção, exposição à luz solar e boas propriedades de sedimentação são o único processo de baixo custo que pode obter aproximadamente 100 % de remoção da maioria dos organismos patogênicos.

Marais (1974), propôs, baseado em equações cinéticas de primeira ordem e condições de mistura completa, um modelo para explicar a mortalidade

de coliformes fecais em lagoas de estabilização, sendo k_b dependente da temperatura. Silva (1982) e Mara e Pearson (1986), comprovaram através de estudos, a relação existente entre a taxa específica de eliminação de coliformes fecais e a temperatura; e essa relação fornece a base para o dimensionamento de lagoas de maturação.

Em estudos realizados com lagoas de estabilização em escalas de laboratório, piloto e real Polprasert *et al.* (1983) verificaram que o decaimento bacteriano é um complexo fenômeno envolvendo vários fatores ambientais e interações entre microrganismos, e que como as lagoas não podem ser enquadradas no modelo de mistura completa, nem nas condições de fluxo pistão, não é adequado afirmar que um único parâmetro, como temperatura, seja utilizado para explicar a taxa de mortalidade bacteriana em lagoas de maturação, sendo desconsiderados parâmetros como concentração de algas, carga orgânica e intensidade de radiação ultravioleta que também participam do processo.

Mayo (1989), realizou experimentos comparando amostras expostas * à radiação solar com outras submersas e dispostas ao longo da coluna líquida e os resultados indicaram a existência de uma significativa relação entre k_b e a intensidade da luz solar (direta) e a profundidade da lagoa (inversa), ou seja, o número de coliformes fecais diminui rapidamente em lagoas rasas sob forte intensidade de radiação solar.

De Oliveira (1990), aplicando técnica de análise multivariada * (componentes principais) em lagoas profundas em série (2,20 m), demonstrou que a diminuição de coliformes fecais é devida principalmente à componente associada ao tempo de detenção (coeficiente de correlação de -0,843) enquanto que o coeficiente de correlação com a componente devida a fatores climáticos foi de somente 0,101. Isso confirma as conclusões obtidas por Middlebrooks *et al.* (1982), analisando as concentrações de coliformes de um sistema de 07 (sete) lagoas em série, na cidade de Corinne, Utah, ou seja, que a taxa de decaimento de coliformes fecais está mais relacionada com o aumento do tempo de detenção hidráulica.

Embora muitas teorias tenham sido formuladas sobre os mecanismos de remoção de coliformes fecais em sistemas de lagoas, ainda não se conseguiu explicar claramente esse decaimento. Alguns fatores como: elevados valores de pH resultantes da utilização de dióxido de carbono pelas algas, o efeito bactericida da luz solar, o tempo de detenção hidráulica e a competição por nutrientes têm sido relacionados como fatores que influenciam na taxa de mortalidade e remoção de coliformes fecais em sistemas de lagoas (Malina Jr. e Yusef, 1962; James, 1987 *apud* de Oliveira, 1995).

A temperatura é um parâmetro que é analisado ao longo da coluna líquida, sendo que nas camadas superiores ela se apresenta mais elevada. Mara (1976), comenta que calor e vento são fatores importantes para o desempenho de lagoas porque eles influenciam diretamente na mistura do líquido, minimizando os curto-circuitos hidráulicos, a formação de zonas estagnadas e melhorando a distribuição vertical de DBO, bactérias, algas e oxigênio.

de Oliveira (1990), observou a ocorrência de estratificação térmica durante as horas iluminadas do dia e que as máximas temperaturas ocorriam nos 35 cm superiores da coluna de água, sendo que abaixo desse nível a temperatura tendia a ser constante.

Os parâmetros pH e OD são também avaliados ao longo da profundidade dos reatores. De Oliveira (1990), associou as variações de pH com as de OD. As máximas concentrações de OD estão diretamente relacionadas com elevados valores de pH, visto que em ambiente rico em matéria orgânica e na presença de luz as algas realizam fotossíntese, aumentando sua biomassa e consumindo gás carbônico dissolvido na massa líquida, o que eleva o pH, liberando oxigênio, que aumenta a concentração de OD. O autor relata que, no seu trabalho, as maiores concentrações de OD foram encontradas nos primeiros 10 cm da coluna líquida e as maiores concentrações de clorofila *a* estavam associadas com os dias de maior insolação, nesta mesma profundidade.

As algas, em lagoas de estabilização, são microrganismos importantes para o tratamento de águas residuárias. Através de uma relação mutualística, as algas, por meio de fotossíntese, produzem a maior parte do oxigênio que é utilizado pelas bactérias aeróbias na degradação da matéria orgânica, enquanto as bactérias (de fato, todos os microrganismos) liberam CO_2 através da respiração, que é utilizado pelas algas na fotossíntese, além de outros produtos. Deve ser salientado que o desenvolvimento da população de algas depende de vários fatores como carga orgânica e concentração de amônia e sulfeto, já que estes dois últimos podem ser tóxicos a elas (de Oliveira, 1990).

O sulfeto e a amônia são produtos típicos liberados de processos que ocorrem em ambiente anaeróbio, que se desenvolvem nas camadas inferiores dos reatores e que podem ser difundidos até às camadas superiores. Esses produtos podem ser tóxicos às algas impedindo a realização da fotossíntese e, conseqüentemente, a produção de oxigênio, comprometendo os processos biológicos e portanto o desempenho do tratamento da água residuária. A amônia na forma gasosa é o produto mais tóxico às algas e o sulfeto, quando na forma de H_2S pois atravessam facilmente a membrana celular das algas destruindo o aparelho fotossintético (Pearson *et al.*, 1987; de Oliveira, 1990). Há evidências que, tanto o sulfeto quanto a amônia podem afetar a especiação de algas visto que alguns gêneros são mais tolerantes que outros à concentrações elevadas desses compostos. Pearson *et al.* (1987), comentam que *Euglena* é mais sensível à presença de sulfeto e amônia, enquanto que *Chlorella* possui uma considerável tolerância a amônia (König *et al.*, 1987).

König (1984), estudando lagoas facultativas em escala-piloto no nordeste do Brasil, verificou que a biomassa de algas, quantificada como clorofila *a*, era inversamente proporcional à carga orgânica aplicada. Mara *et al.* (1992), afirmam ainda que esta concentração está na faixa 500-2000 $\mu\text{g/L}$, porém esses valores estão um pouco acima dos valores (137-1572 $\mu\text{g/L}$) encontrados por König (1984).

O nitrogênio está presente em águas residuárias domésticas principalmente como nitrogênio amoniacal (em torno de 60%) e nitrogênio orgânico (em torno de 40%), sendo a amônia um importante parâmetro a ser considerado no tratamento de esgoto devido aos problemas de eutrofização e toxicidade. Deve ser lembrado que o nitrogênio amoniacal presente na água está sob as formas gasosa (NH_3) e iônica (NH_4^+) e o seu equilíbrio depende da concentração de íons hidrogênio no meio aquoso (pH) e da temperatura (Emerson *et al.*, 1975; Reed, 1985; *apud* Soares, 1996).

De acordo com Santos e Oliveira (1987), a eficiência na remoção de nitrogênio em lagoa de estabilização está relacionada com uma combinação de condições ambientais (temperatura, pH e radiação solar) e operacionais (grau de mistura no reator, tempo de detenção hidráulica e carga orgânica aplicada).

Os mecanismos de remoção de nitrogênio, segundo Pano e Middlebrooks (1982), são a volatilização de amônia, a assimilação pela biomassa de algas e a nitrificação e desnitrificação biológica. Da Silva (1994), estudando uma série longa de lagoas no Nordeste do Brasil, obteve 77% de remoção de nitrogênio amoniacal atribuída principalmente ao mecanismo de volatilização da amônia, devido aos altos valores de pH (acima de 8,5) verificados principalmente nas lagoas de maturação. Esse valor foi superior aos verificado por Silva (1982) e de Oliveira (1990).

Da Silva (1994) concluiu que é possível obter alta eficiência na remoção de nitrogênio amoniacal com o emprego de lagoas de estabilização, desde que sejam adotados pequeno tempo de detenção hidráulica e profundidades menores, pois desta forma podem ser obtidos altos valores de pH, promovendo a volatilização da amônia.

As elevadas concentrações de sulfeto em lagoas de estabilização causam problemas como liberação de odores e inibição ao desenvolvimento da vida aquática (de Oliveira, 1990). O sulfeto é produzido principalmente através da

redução dissimilatória do sulfato em ambientes anaeróbios e sua toxicidade aumenta com a diminuição do pH.

A Figura 2.1 ilustra a distribuição das concentrações relativas de H_2S , HS^- e do íon sulfeto (S^{2-}) de acordo com as mudanças de pH (Sawyer *et al.*, 1994).

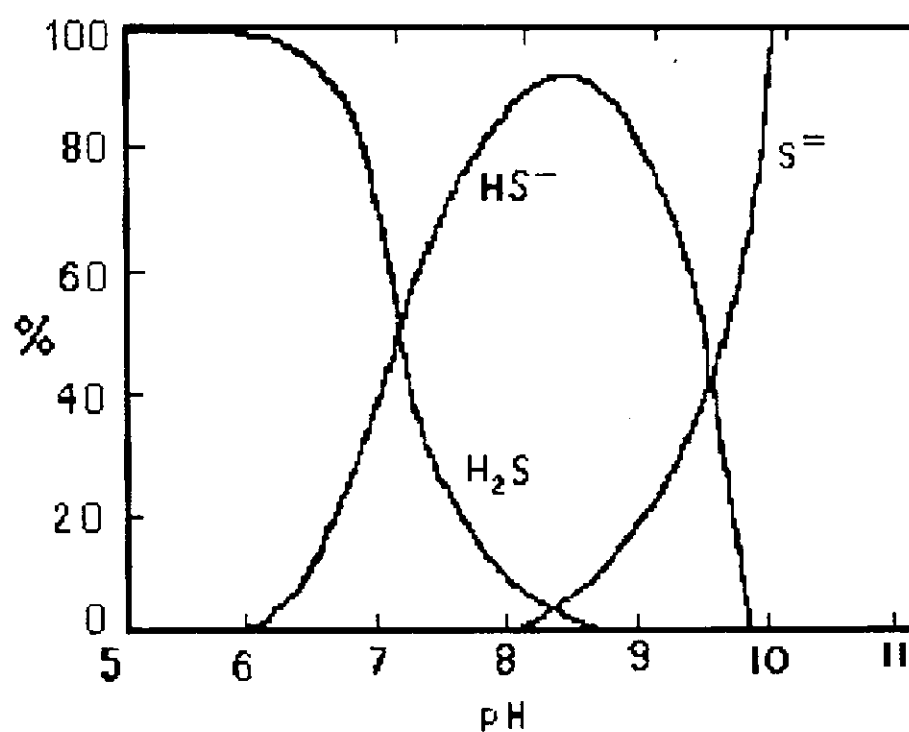


Figura 2.1 Efeito do pH sobre o equilíbrio de H_2S , HS^- e S^{2-} .
Fonte: Sawyer *et al.* (1994).

Capítulo 3

MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Descrição do sistema experimental

Os reatores biológicos do sistema experimental XVI, em escala-piloto, foram construídos com paredes verticais de alvenaria de tijolos de meia vez, o fundo era feito de concreto simples e tanto este quanto as faces internas das paredes dos mesmos foram impermeabilizados com argamassa de cimento e areia.

O sistema, instalado nas dependências da Estação de Tratamento de Esgotos de Campina Grande (no logradouro da Catingueira) e pertencente a Companhia de Água e Esgotos da Paraíba (CAGEPA). Esta dista cerca de 10 km do centro da cidade de Campina Grande ($7^{\circ} 13'11''$ S, $35^{\circ} 52'31''$ O, 550 m acima do nível do mar), no estado da Paraíba, nordeste do Brasil. O sistema foi operado pela Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários da Universidade Federal da Paraíba (EXTRABES-UFPB) sendo a mesma responsável também pela sua manutenção.

Conforme ilustrado na Figura 3.1, o sistema era constituído por duas lagoas anaeróbias em paralelo (A9 e A10), seguidas de cinco lagoas facultativas secundárias paralelas (F21 a F25) com geometrias diferentes, uma lagoa denominada de maturação primária (M15), cinco lagoas denominadas de maturação secundárias (M16 a M20), paralelas, de geometrias diferentes e quatro lagoas denominadas de maturação terciárias (M21 a M24), paralelas, sendo que a lagoa M24 era provida de uma chicana do tipo vai-e-vem de alvenaria de meia vez formando um canal de 0,40 m de largura e 64 m de comprimento. As lagoas foram construídas de forma a permitir a formação de várias séries com diferentes configurações.

Através da Figura 3.1 é possível observar a existência de diferentes configurações neste sistema experimental. Na Figura 3.2, cortes A-A e B-B, são visualizadas as várias profundidades das lagoas do complexo experimental em estudo sendo que suas características físicas e operacionais são apresentadas nas Tabelas 3.1 e 3.2, respectivamente.

Tabela 3.1 – Características físicas dos reatores do sistema XVI, instalado nas dependências da ETE de Campina Grande (PB).

Lagoas	Dimensões dos reatores		
	Comprimento (m)	Largura (m)	Profundidade (m)
A9	4,90	1,65	2,50
A10	4,90	1,65	2,50
F21	12,00	2,00	1,00
F22	12,00	2,00	1,33
F23	12,00	2,00	1,67
F24	12,00	2,00	2,00
F25	4,90	4,90	2,00
M15	17,35	8,80	1,00
M16	10,40	3,75	0,90
M17	10,40	3,75	0,64
M18	10,40	3,75	0,39
M19	10,40	3,75	0,39
M20	10,40	1,30	0,39
M21	8,45	3,70	0,60
M22	8,45	3,70	0,60
M23	8,45	3,70	0,60
M24*	8,45	3,70	0,60

- reator constituído por um canal de 0,40 m de largura e 64,0 m de comprimento.

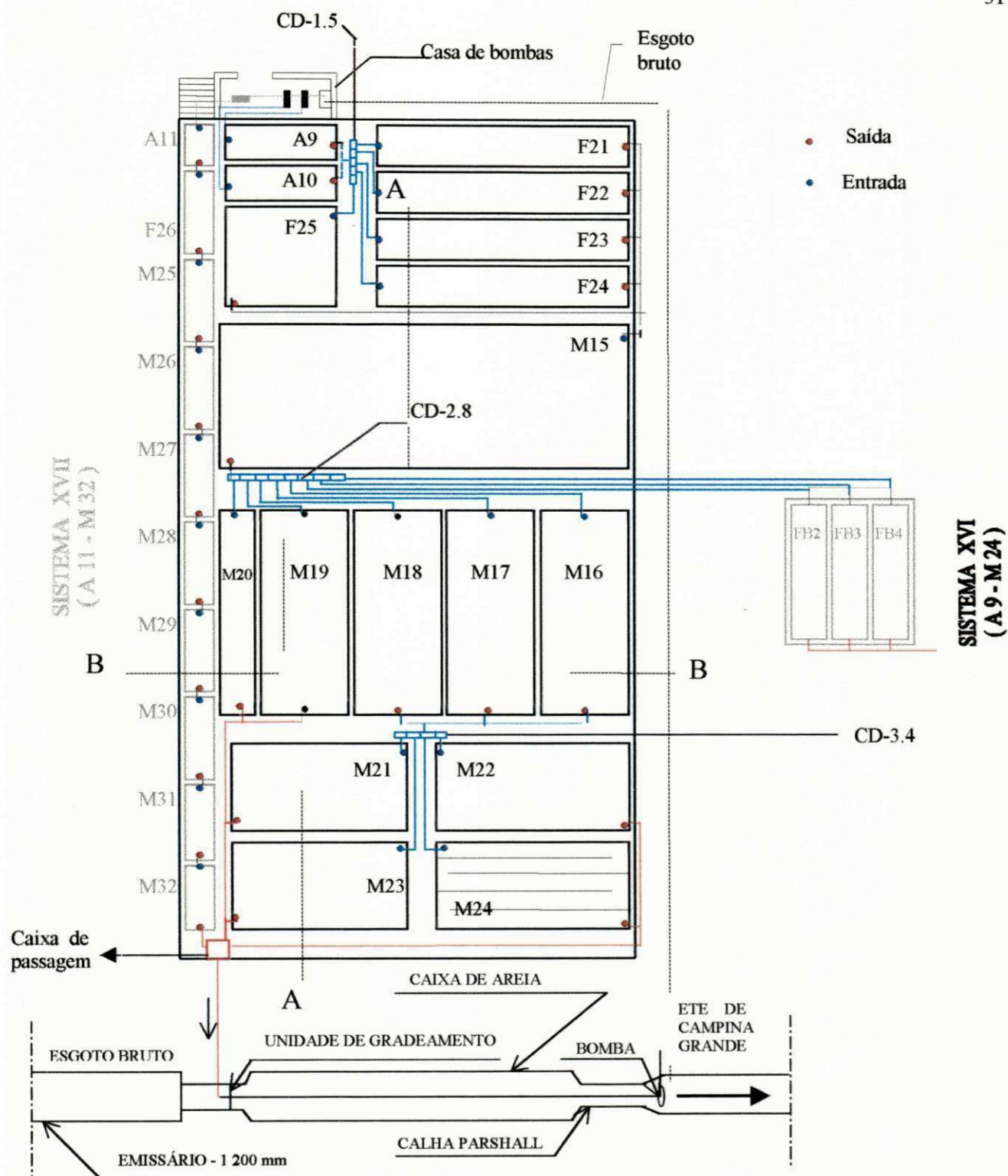
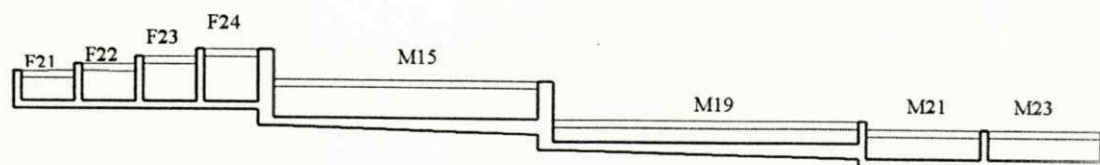


Figura 3.1 - Fluxograma de alimentação do sistema XVI, da EXTRABES, instalado nas dependências da ETE de Campina Grande (PB).

CORTE - AA



CORTE - BB

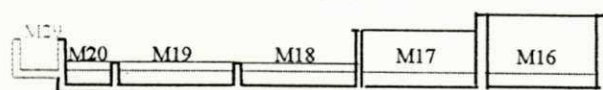


Figura 3.2 – Cortes AA e BB das lagoas do sistema XVI, instalado na dependências da ETE de Campina Grande (PB).

Tabela 3.2 – Características operacionais dos reatores do sistema XVI, instalado nas dependências da ETE de Campina Grande (PB).

Lagoa	Vazão (m ³ /dia)		Tempo de detenção hidráulica (dia)		Carga orgânica			
	Exp. I	Exp. II	Exp. I	Exp. II	Volumétrica gDBO ₅ /m ³ .dia		Superficial kgDBO ₅ /ha.dia	
					Exp. I	Exp. II	Exp. I	Exp. II
A9	20,00	40,00	1,0	0,5	187	413	-	-
A10	20,00	40,00	1,0	0,5	187	413	-	-
F21	8,00	16,00	3,0	1,5	19	77	250	767
F22	8,00	16,00	4,0	2,0	14	58	250	767
F23	8,00	16,00	5,0	2,5	11	46	250	767
F24	8,00	16,00	6,0	3,0	10	38	250	767
F25	8,00	16,00	6,0	3,0	10	38	250	767
M15	40,00	80,00	3,8	1,9	6	27	64	275
M16	5,00	10,00	7,0	3,5	2	12	19	105
M17	5,00	10,00	5,0	2,5	3	16	19	105
M18	5,00	10,00	3,0	1,5	5	27	19	105
M19	5,00	10,00	3,0	1,5	5	27	19	105
M20	5,00	10,00	1,0	0,5	14	78	55	304
M21	3,75	7,50	5,0	2,5	4	12	22	36
M22	3,75	7,50	5,0	2,5	4	12	22	36
M23	3,75	7,50	5,0	2,5	4	12	22	36
M24*	3,75	7,50	5,0	2,5	4	12	22	36

- reator constituído por um canal de 0,40 m de largura e 64,0 m de comprimento.

3.2 Alimentação do sistema experimental

O esgoto bruto para alimentação das lagoas anaeróbias (A9-A10) era recalcado do canal de acesso da ETE de Campina Grande, entre a caixa de areia e a calha Parshall, por um conjunto moto-bomba submersível (com potência de 1,2 hp e 3380 rpm, fabricado pela DYNAPAC Equipamentos Industriais LTDA – São Paulo), através de uma tubulação de PVC rígido, soldável, de 60 mm (Figura 3.1), para um tanque de nível constante (Figura 3.4), situado no interior da casa de bombas (Figura 3.3). A partir do tanque de nível constante, duas bombas NETZSCH (modelo NE30A, Pomerode, Santa Catarina) alimentavam, respectivamente, as lagoas anaeróbias A9 e A10 do sistema com a vazão característica de cada experimento através de uma tubulação de PVC rígido, de 50 mm de diâmetro. A vazão das bombas era aferida e corrigida a cada 15 dias, não sendo admissíveis variações acima de 2% em relação à vazão de projeto. A Tabela 3.2 apresenta as características operacionais do sistema.

A alimentação das lagoas seguintes era feita por gravidade através de tubulação de PVC de 50 mm de diâmetro, com exceção da lagoa (M15), que era alimentada através de uma tubulação de 75 mm de diâmetro. A coleta dos efluentes das lagoas do sistema também era feita por tubulações de 75 mm.

Os efluentes das lagoas anaeróbias eram reunidos e despejados na caixa de distribuição¹ CD-1.5, provida de cinco compartimentos de descarga para alimentação das cinco lagoas facultativas secundárias (F21 a F25), ilustrada na Figura 3.5 (Araújo 1993). Os efluentes das lagoas facultativas eram reunidos na tubulação e alimentavam a lagoa de maturação primária (M15). O efluente dessa lagoa de maturação primária era conduzido até a caixa de distribuição CD-2.8, provida de oito compartimentos de descarga, sendo cinco destinados à alimentação das cinco lagoas de maturação secundárias (M16 a M20) e os

¹ As caixas de distribuição eram constituídas por unidades feitas de placas de PVC rígido assentadas em nível, compostas por um compartimento de reunião e distribuição, e de compartimentos de descarga alimentados pelo compartimento de distribuição com vazões iguais, por meio de vertedores triangulares idênticos.

demais para alimentar três filtros biológicos que não fazem parte deste trabalho. Os efluentes das lagoas de maturação secundárias M16, M17 e M18 eram reunidos e conduzidos à caixa de distribuição CD-3.4, composta de quatro compartimentos de descarga que alimentavam as lagoas de maturação terciárias (M21 a M24). Os efluentes das lagoas de maturação secundárias M19 e M20, bem como os efluentes das quatro lagoas de maturação terciárias eram reunidos e despejados numa caixa de passagem, que os conduzia à entrada da ETE (Estação de Campina Grande, Figura 3.1), entre a chegada do emissário de 1200 mm e a unidade de gradeamento.

Com a finalidade de impedir a saída de materiais flutuantes da massa líquida, junto com os efluentes das lagoas, foram instalados retentores de espuma, constituídos por seções de tubos de PVC de 200 mm tanto de diâmetro como de altura, circundando as tubulações de saída (Figura 3.6).

3.3 Monitoração do sistema

O sistema entrou em operação em outubro de 1991, tendo sido iniciada a monitoração em 29/10/1991. Uma vez por semana, em cada experimento, as amostras compostas diárias do esgoto bruto composto (EBC) foram constituídas pela mistura de frações iguais de amostras com 500 mL coletadas de hora em hora durante um ciclo diário, do tanque de nível constante (TNC), através de um amostrador automático (Sirco Control Ltd, modelo SM008/24A, Inglaterra) (Figura 3.7) provido de refrigerador para manter as amostras à 5°C. Ao final do ciclo, 5 litros da amostra composta eram levados ao laboratório de físico-química e 1 litro ao de bacteriologia, para a determinação dos diversos parâmetros analíticos e o restante era descartado.

As lagoas foram estudadas com base na análise de amostras da coluna líquida (Pearson *et al.*, 1987), coletadas com o amostrador de coluna de acrílico, nas proximidades da região do efluente da lagoa. As amostras das lagoas foram coletadas às 8 h da manhã, uma vez a cada três semanas durante o exp. I e uma vez a cada quinze dias no exp. II. No laboratório também eram preparadas

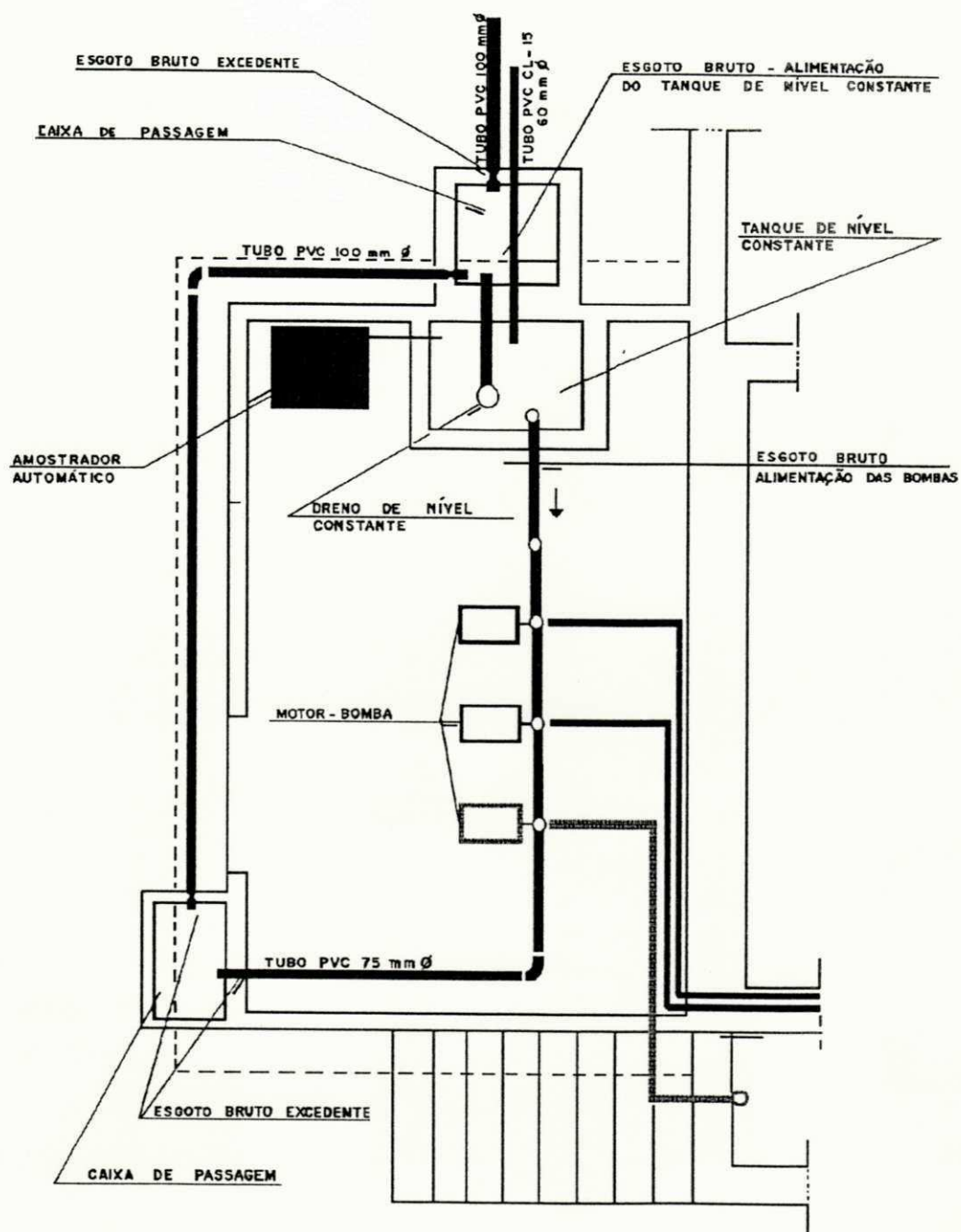


Figura 3.3 - Planta baixa da casa de bombas do complexo experimental da EXTRABES.

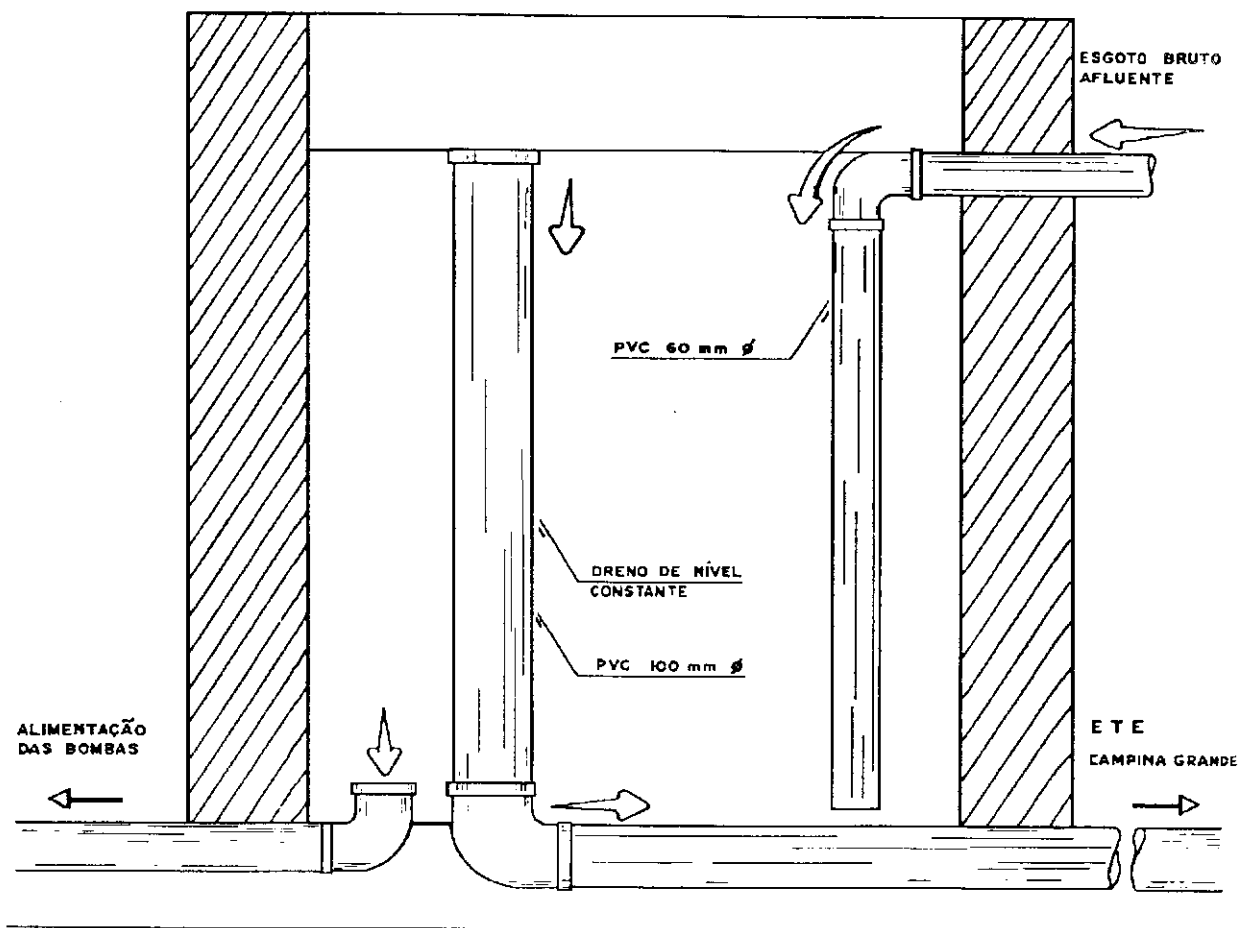


Figura 3.4 - Detalhe do tanque de nível constante do complexo experimental da EXTRABES.

VISTA SUPERIOR

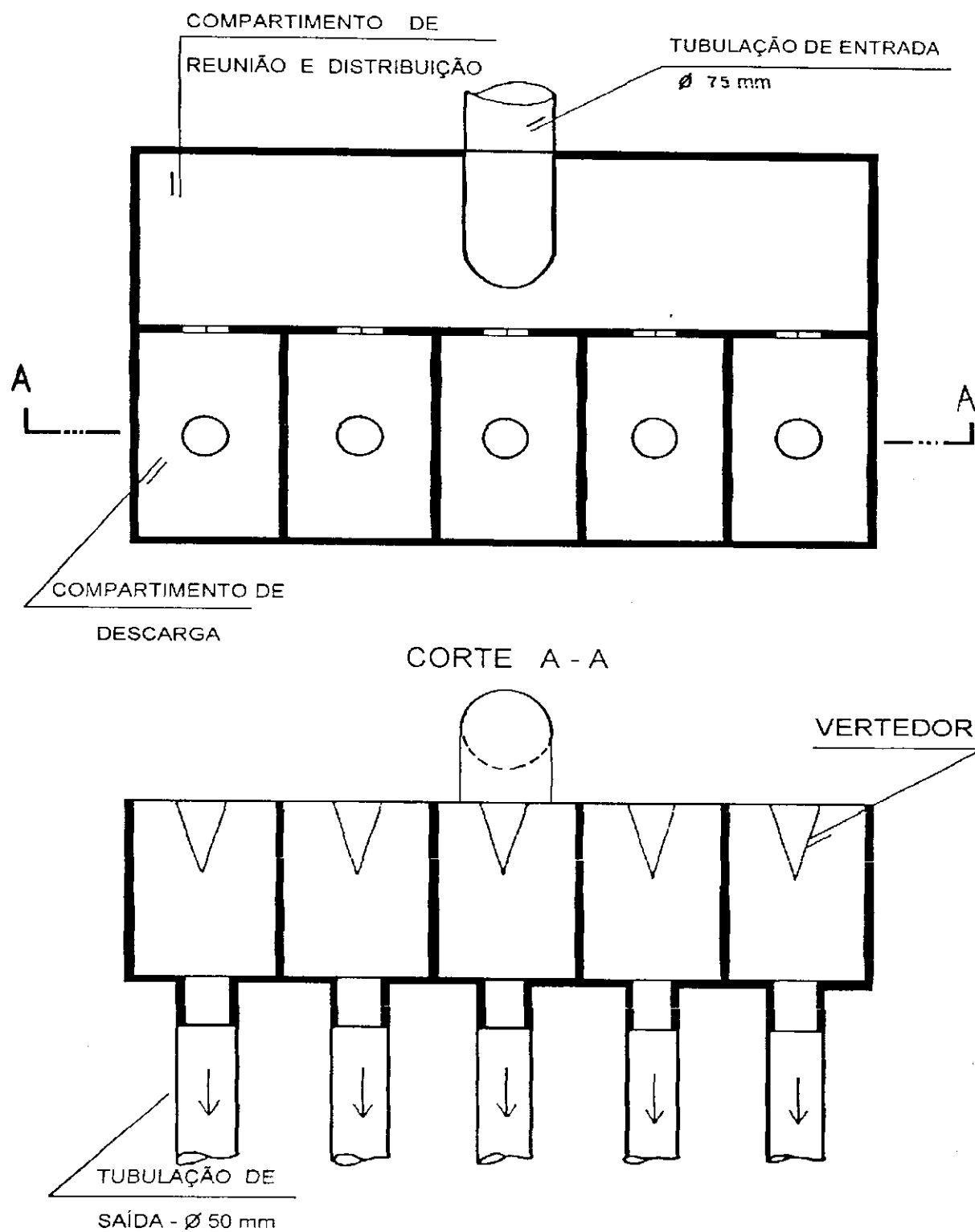


Figura 3.5 - Caixa de distribuição tipo do complexo experimental da EXTRABES.

Fonte: Araújo, 1993.

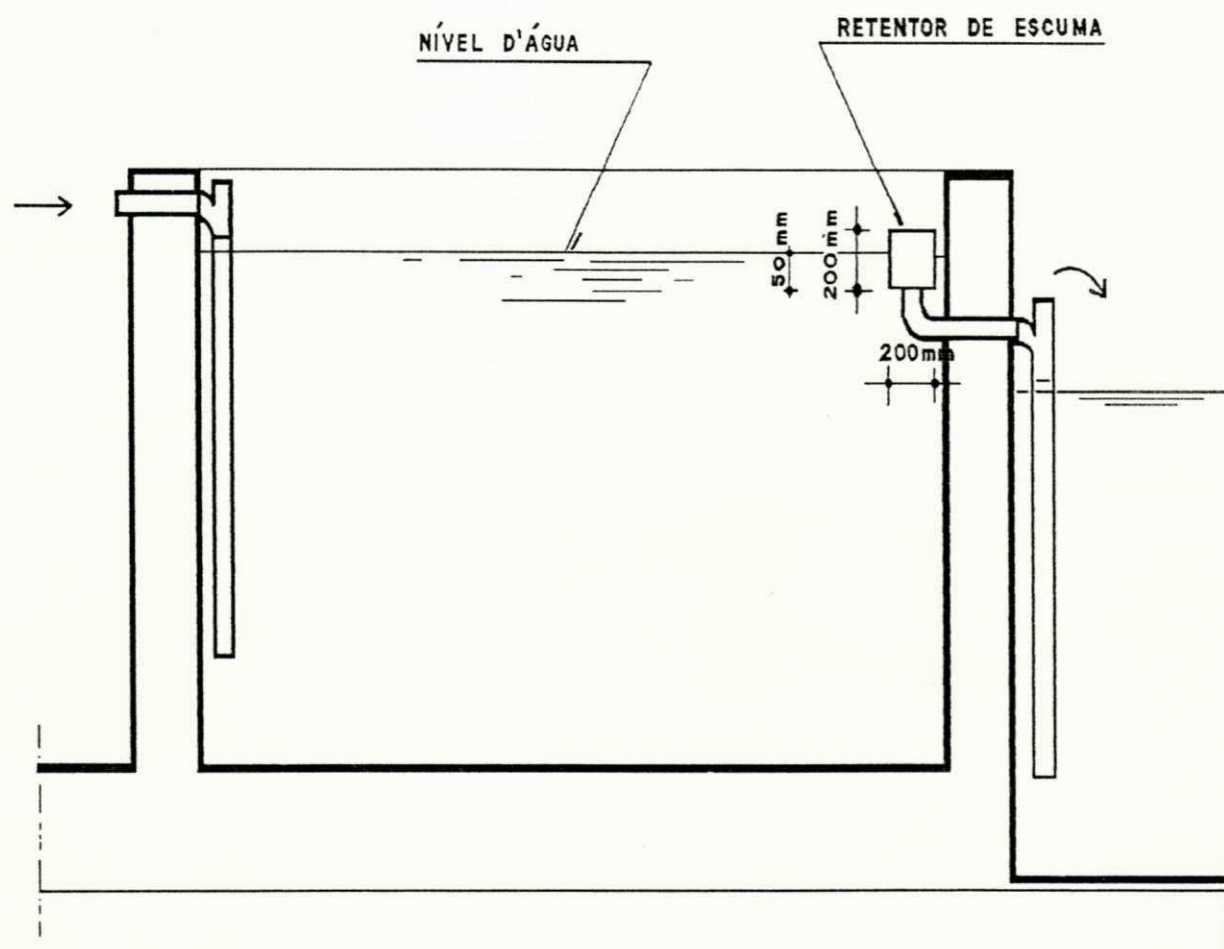


Figura 3.6 - Detalhe dos dispositivos de entrada e saída das lagoas do complexo experimental da EXTRABES.

amostras compostas das colunas líquidas das lagoas anaeróbias (A9-A10), das lagoas facultativas secundárias (F21-F25) e das lagoas de maturação secundárias (M16-M18). Tais amostras eram preparadas misturando-se volumes iguais de amostras de cada lagoa, constituindo assim as amostras que eram

analisadas para a caracterização dos afluentes das lagoas facultativas secundárias (F21-F25), da lagoa de maturação primária (M15) e das lagoas de maturação terciárias (M21-M24), respectivamente.

3.3.1 Coleta de amostras das lagoas

Para a coleta das amostras da coluna líquida foi empregado um amostrador de coluna, formado por tubos de acrílico que podiam ser encaixados de forma a ajustar o tamanho do amostrador às profundidades das lagoas (Figura 3.8). O amostrador era introduzido aberto na massa líquida, até alcançar a profundidade adequada, evitando a camada de lodo do fundo. Sua introdução era feita próximo à região do efluente das lagoas. Depois de introduzido, o amostrador era fechado, removido da massa líquida e seu conteúdo despejado num balde. Essa operação era repetida, até que cerca de 10 litros de amostra fossem coletados.

3.4 Parâmetros analisados

Durante a rotina de monitoração do sistema experimental vários parâmetros foram determinados. No entanto, neste trabalho, serão analisados somente os parâmetros demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), sólidos em suspensão (SS), oxigênio dissolvido (OD), coliformes fecais (CF), temperatura (T), pH, clorofila "a", sulfeto total (S^-) e nitrogênio amoniacal ($N-NH_4^+$).

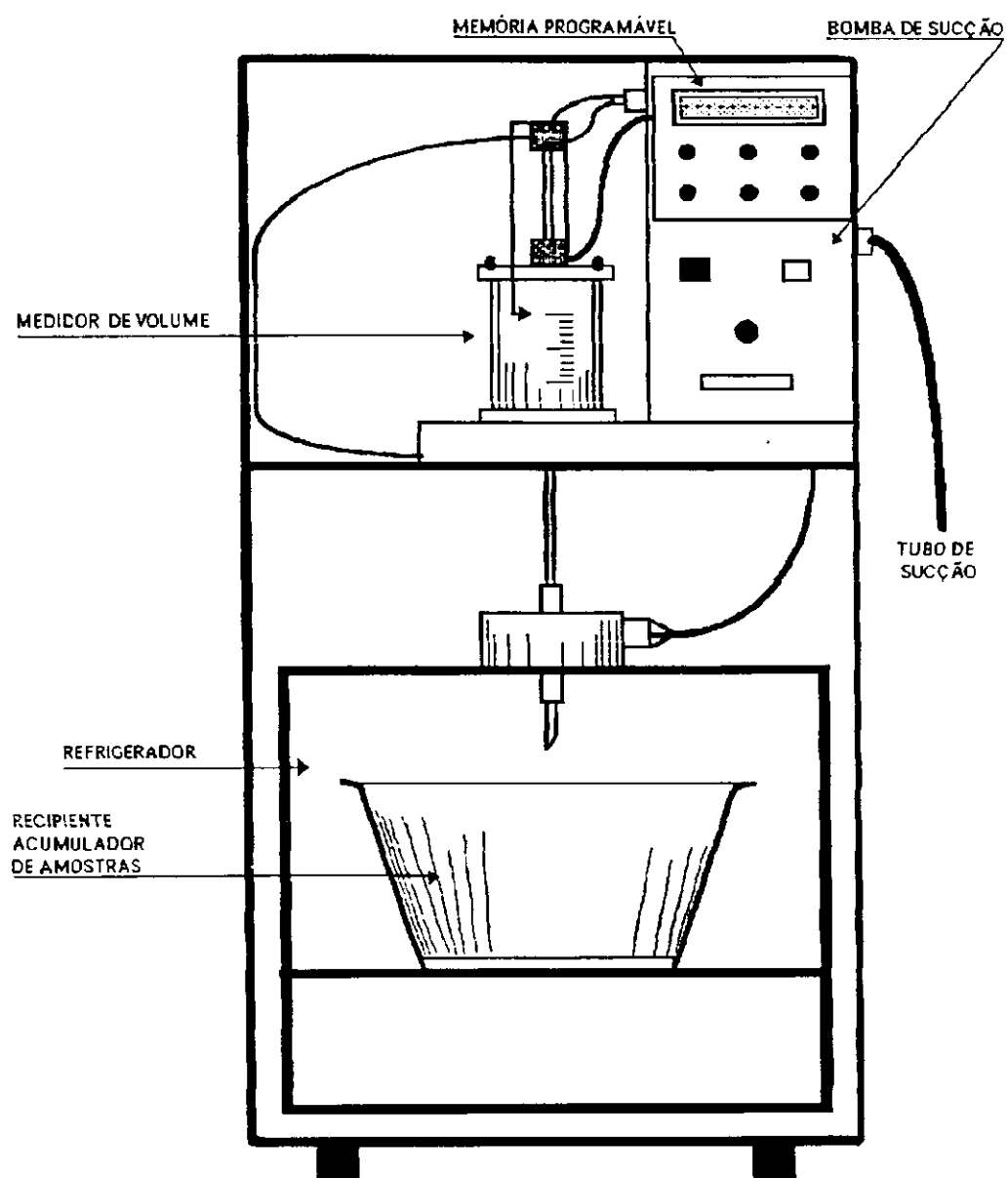


Figura 3.7 - Esquema do amostrador automático, usado na coleta das amostras do esgoto bruto composto.

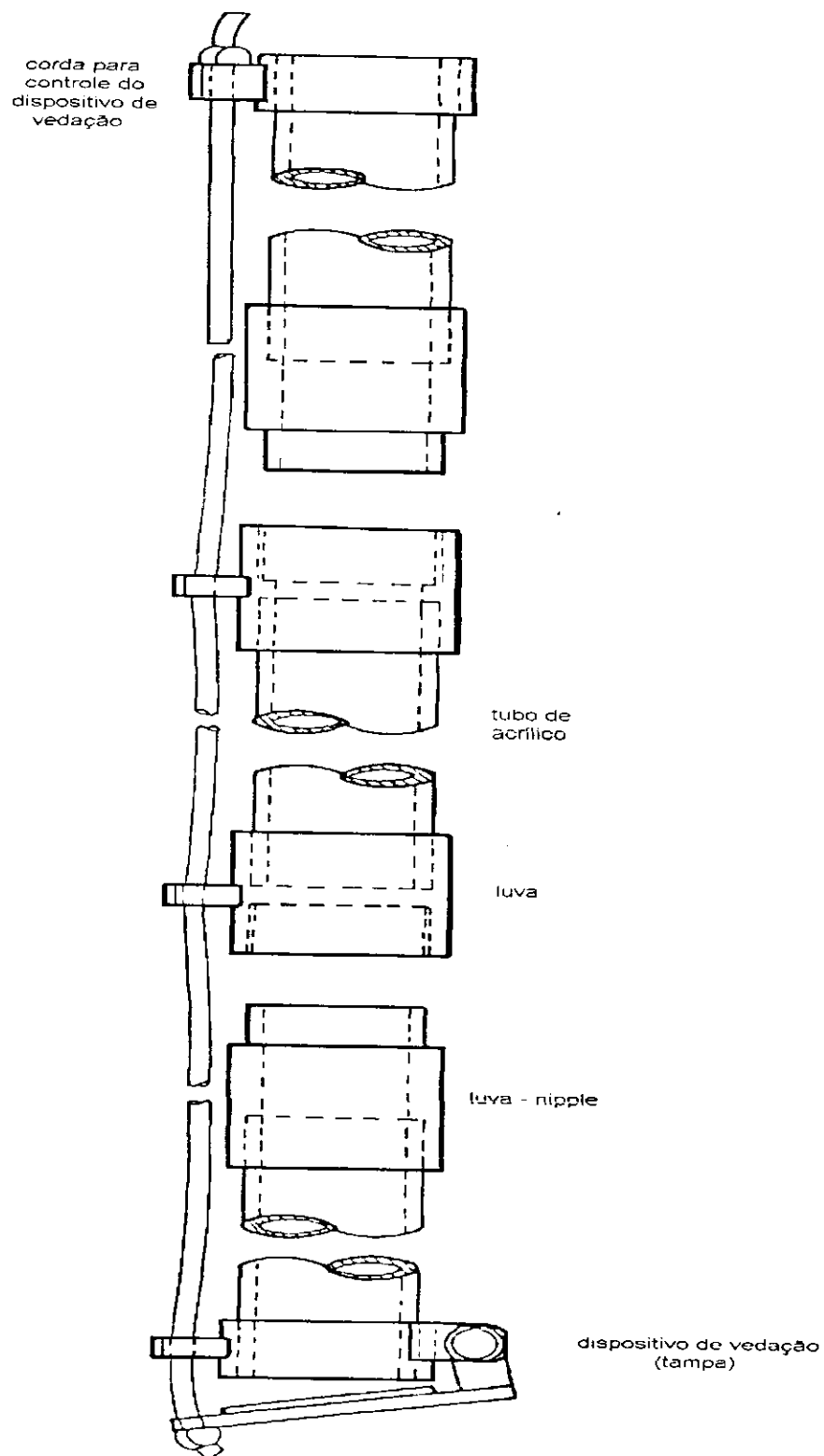


Figura 3.8 - Detalhe do amostrador de coluna, usado na coleta de amostras nas lagoas do sistema XVI.

3.4.1 Procedimentos analíticos

Todos os parâmetros foram determinados de acordo com as recomendações descritas no APHA, *et al.* (1989), exceto a clorofila "a" que foi determinada segundo Jones (1979).

A DBO₅, foi determinada pelo método da diluição em frascos padrões, com as medidas de oxigênio dissolvido sendo feitas através de um eletrodo do tipo YSI 5720, dotado de membrana seletiva para oxigênio, acoplado a um medidor tipo YSI modelo 54A.

Na determinação da DQO foi utilizado o método da refluxação fechada do dicromato de potássio, com a digestão efetuada em um bloco modelo GRANT, tipo BT5.

Os sólidos suspensos foram determinados por gravimetria do material retido no filtro de fibra de vidro do tipo Whatman GF/C, com secagem em estufa a 103–105 °C.

Coliformes fecais foram determinados por filtração em membranas de ester de celulose (Millipore, HAWG 0,45 µm de porosidade) utilizando como meio de cultura sulfato lauril de sódio com temperatura de incubação de 44,5 °C por 24 horas.

As medidas de oxigênio dissolvido foram determinadas, em amostras coletadas exclusivamente para este fim, através do método eletrométrico, com a utilização de um eletrodo YSI 5720 de membrana seletiva de oxigênio, acoplado a um medidor YSI, modelo 54A.

A temperatura foi determinada durante a coleta das amostras utilizando-se um termômetro de filamento de mercúrio.

Para as medidas de pH, foi adotado o método potenciométrico, usando um medidor de pH modelo PYE Unicam PW 9418, provido de eletrodo para pH, modelo Ingold 401E07 no exp. I. No exp. II foi usado um medidor de pH modelo 3030 da Jenway, com eletrodo semelhante ao usado no exp. I.

A clorofila *a* foi determinada pela técnica descrita por Jones (1979), que consiste na extração, a quente, com metanol 100%, seguida de leituras de absorvância, a 665 e 750 nm, efetuadas no espectrofotômetro LKB 4053 ULTROSPEC K.

O nitrogênio amoniacal foi determinado pelo método da nesslerização, sendo as amostras destiladas com o auxílio do aparelho macro Kjeldahl, usando-se como tampão a solução de borato sendo o destilado coletado em uma solução fraca de ácido bórico. As leituras de absorvância eram feitas a 450 nm com o emprego de um espectrofotômetro LKB 4053 ULTROSPEC K.

O sulfeto total foi determinado pelo método do azul de metileno, com pré-tratamento da amostra por precipitação com acetato de zinco e hidróxido de sódio 6N e as leituras de absorvância foram feitas a 664 nm no espectrofotômetro LKB 4053 ULTROSPEC K.

Capítulo 4

APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS

Inicialmente os dados amostrais resultantes da monitoração de rotina foram submetidos à análise estatística descritiva, com o objetivo de comparar os valores das médias aritmética e geométrica como estimativa da tendência central. No entanto, apenas ocasionalmente a média geométrica foi utilizada, ou seja, na maioria das vezes prevaleceu o uso da média aritmética, sendo o intervalo (mínimo - máximo) usado para indicar a dispersão. O número de dados amostrais n foi usado para todos os parâmetros analíticos em estudo para indicar o tamanho do espaço amostral.

Neste trabalho a análise de variância de fator único (one-way ANOVA) (Sokal e Rohlf, 1981), foi instrumento fundamental para a análise comparativa de médias. O sistema experimental XVI foi analisado em partes de acordo com a classificação das lagoas, examinando-se a representatividade das médias aritmética e geométrica dos diferentes parâmetros analisados.

4.1 Caracterização do esgoto bruto afluente

Dando ênfase aos parâmetros, o esgoto bruto afluente foi caracterizado com base nos valores médios (Tabela 4.1) obtidos da análise de amostras compostas diárias (EBC), exceto a clorofila *a*, ausente no esgoto bruto, e a temperatura, uma vez que as alíquotas coletadas para a obtenção da amostra composta diária ficavam preservadas à temperatura de aproximadamente 5°C, no interior do compartimento refrigerador do amostrador automático.

Obs.: A amostra da colina líquida é representativa do efluente, então quando se falar em efluente entenda-se, nesse caso, colina líquida.

Tabela 4.1 Valores das médias aritmética e geométrica, das amostras compostas diárias do esgoto bruto afluente no sistema XVI da EXTRABES, Campina Grande (PB), durante os exp. I e II.

PARÂMETROS	MÉDIAS			
	exp. I		exp. II	
	ARITMÉTICA	GEOMÉTRICA	ARITMÉTICA	GEOMÉTRICA
OD (mg /L)	0,19	0,18	0,20	0,19
DBO ₅ (mg /L)	181	168	215	201
DQO (mg /L)	528	512	514	486
SS (mg /L)	285	269	297	274
pH	7,3	7,3	7,5	7,5
S ⁼ (mg S/L)	0,52	0,44	0,79	0,55
N-NH ₄ ⁺ (mg N/L)	28,7	26,9	26,6	24,5
CF (UFC/100 mL)	3,21 x 10 ⁷	2,63 x 10 ⁷	4,05 x 10 ⁷	3,78 x 10 ⁷

4.2 Cargas orgânicas reais aplicadas às lagoas do sistema experimental

Na monitoração de rotina, as cargas orgânicas reais (Tabela 4.2) aplicadas às lagoas anaeróbias foram calculadas a partir da DBO₅ média da amostra composta diária do esgoto bruto afluente. Para os outros reatores, essas cargas foram calculadas baseadas na DBO₅ média da amostra da coluna líquida do reator precedente. A Tabela 4.3 apresenta os valores das cargas orgânicas remanescentes, obtidas a partir da DBO₅ média das amostras da coluna líquida coletada nas proximidades da saída do efluente de cada reator.

Tabela 4.2 Cargas orgânicas reais aplicadas nas lagoas do sistema XVI durante os exp. I e II, na EXTRABES em Campina Grande (PB).

LAGOAS	CARGA ORGÂNICA REAL (média aritmética)			
	VOLUMÉTRICA (gDBO ₅ / m ³ .dia)		SUPERFICIAL (kgDBO ₅ / ha.dia)	
	exp.I	exp.II	exp.I	exp.II
A9	180	425	4487	10637
A10	180	425	4487	10637
F21	25	77	250	767
F22	19	57	250	767
F23	15	46	250	767
F24	13	38	250	767
F25	13	38	250	767
M15	6	27	64	275
M16	3	11	24	102
M17	7	13	24	102
M18	7	26	24	102
M19	7	26	24	102
M20	18	75	70	294
M21	5	11	27	65
M22	5	11	27	65
M23	5	11	27	65
M24	5	11	27	65

Tabela 4.3 Cargas orgânicas remanescentes nas lagoas do sistema XVI durante os exp. I e II, na EXTRABES em Campina Grande (PB).

LAGOAS	CARGA ORGÂNICA			
	VOLUMÉTRICA (g DBO ₅ / m ³ .d)		SUPERFICIAL (kg DBO ₅ / ha.d)	
	EXPI	EXP II	EXPI	EXP II
A9	73	239	1813	5986
A10	74	174	1846	4354
F21	11	36	108	361
F22	7	26	96	341
F23	6	18	93	306
F24	4	17	81	346
F25	4	16	101	391
M15	5	21	49	208
M16	3	6	28	58
M17	4	9	27	71
M18	8	20	32	80
M19	9	25	34	98
M20	25	91	96	357
M21	5	7	30	44
M22	5	7	31	42
M23	4	9	25	53
M24	3	7	20	44

4.3A carga orgânica nas diversas partes do Sistema XVI de interesse para este trabalho.

4.3.1 Lagoas facultativas secundárias

A carga orgânica superficial média reais aplicada às lagoas facultativas secundárias foi de 250 kgDBO₅/ha.dia no exp. I e um pouco mais que

o triplo (767 kgDBO₅/ha.dia) no exp.II. As cargas orgânicas superficiais remanescentes (Tabela 4.3) variaram de 81 a 108 kgDBO₅/ha.dia (exp.I), foram inversamente proporcionais à profundidade e ao tempo de detenção hidráulica, particularmente nas lagoas em que o comprimento predominava sobre a largura (F21-F24). A lagoa F25, mesmo tendo a mesma área superficial das outras lagoas facultativas secundárias e profundidade e tempo de detenção hidráulica iguais aos da lagoa F24, apresentou uma carga orgânica superficial remanescente bem maior que a daquela, indicando que sua forma (quadrada) pode ter exercido influência sobre seu desempenho na remoção da carga orgânica. De fato, F25 foi a segunda menor eficiência (60%) entre as lagoas facultativas secundárias na remoção de DBO₅ sendo superada somente pela lagoa, mais rasa, F21 (57%).

No exp.II a tendência observada nas cargas orgânicas superficiais médias remanescentes (306-391 kgDBO₅/ha.dia) não foi exatamente a mesma do exp.I, talvez devido à grande diferença na carga aplicada. A lagoa facultativa F25, devido provavelmente à influência da forma quadrada, foi a menos eficiente (49%) na remoção da DBO₅ seguida de F21(53%), F24(55%), F22(56%) e F23(60%).

De um modo geral, as eficiências de remoção da carga no exp.I (57-68%) foram superiores às eficiências observadas no exp.II (49-60%). A Figura 4.1 ilustra a variação entre a eficiência de remoção da carga orgânica com a profundidade e, por extensão, entre a eficiência e o tempo de detenção hidráulica nas lagoas facultativas secundárias, podendo ser observado que nos dois experimentos há uma tendência da eficiência ser crescente com a profundidade até a lagoa F23 (1,67 m), independentemente da carga orgânica aplicada. De fato, no exp.I a eficiência aumentou até a profundidade de 2,0 m para o reator retangular (relação largura comprimento é de 1:6) decrescendo no reator de mesma profundidade em que a relação largura comprimento é de 1:1 (F25). Entretanto, no exp.II o desempenho aumentou até a profundidade de 1,67 m (F23) e depois diminuiu nos reatores seguintes, apresentando uma queda no reator F25, reator de seção quadrada.

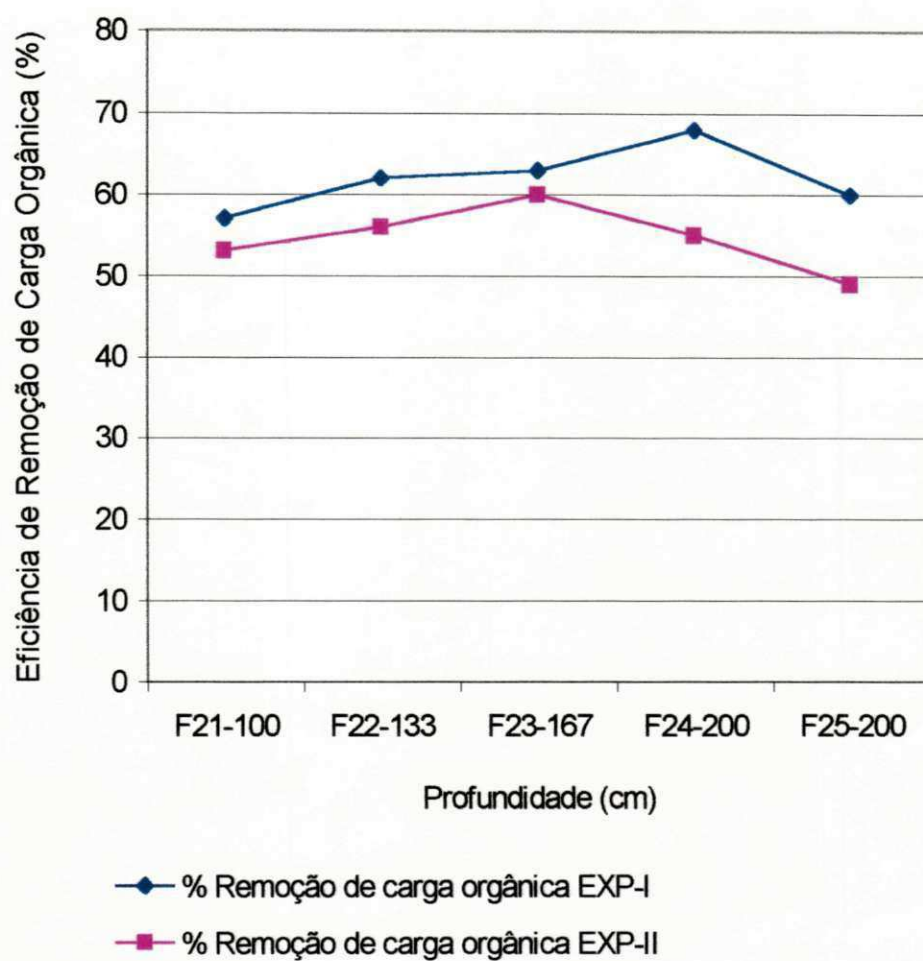


Figura 4.1 – Variação da eficiência de remoção de carga orgânica x profundidade em lagoas facultativas secundárias do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).

4.3.2 Lagoas de maturação secundárias

Nas lagoas de maturação secundárias no exp.I, foi possível observar que houve um aumento da carga orgânica do efluente em relação ao afluente (Figura 4.2) e foi associado ao aumento da biomassa de algas as quais não são tão nocivas ao corpo receptor como a matéria orgânica morta (Gloyne e Tischler, 1981).

Já no exp.II (Figura 4.3), como a carga orgânica foi triplicada, tais reatores se comportaram mais como reatores que removem matéria orgânica, como lagoas anaeróbias e facultativas ou até lagoas de maturação primárias. A lagoa de maturação secundária M20, considerada como um *reator de passagem muito rápida*, apresentou um desempenho semelhante nos dois experimentos, não havendo remoção de carga orgânica. Dentre as demais lagoas de maturação secundárias, a que apresentou o melhor desempenho foi M16 (removendo 44%) e o pior foi M19 (removendo, somente, 4%), conforme ilustrado na Figura 4.3.

4.3.3 Lagoas de maturação terciárias

As lagoas de maturação terciárias recebiam cargas orgânicas superficiais 12,5 % maiores que as lagoas de maturação secundárias, no exp.I (Figura 4.4) foi observado um aumento da carga orgânica efluente nos reatores M21 e M22, o que poderia ser justificado pela presença de grande quantidade de algas nos efluentes. Os reatores M23 e M24 apresentaram remoção de matéria orgânica variando de 5 % a 24 %, respectivamente. No exp.II (Figura 4.5) a carga orgânica superficial aplicada foi superior ao dobro da aplicada no exp.I (Tabela 4.2) e em todos os reatores foi observada uma remoção de matéria orgânica variando de 18 % em M23 a 35 % em M22 e M24.

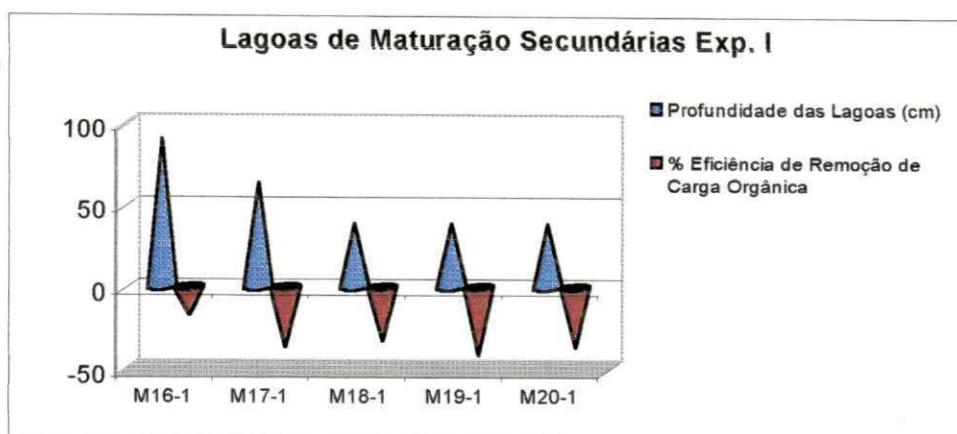


Figura 4.2 - Eficiência de remoção de carga orgânica x profundidade em lagoas de maturação secundárias no sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB), durante o exp.I.

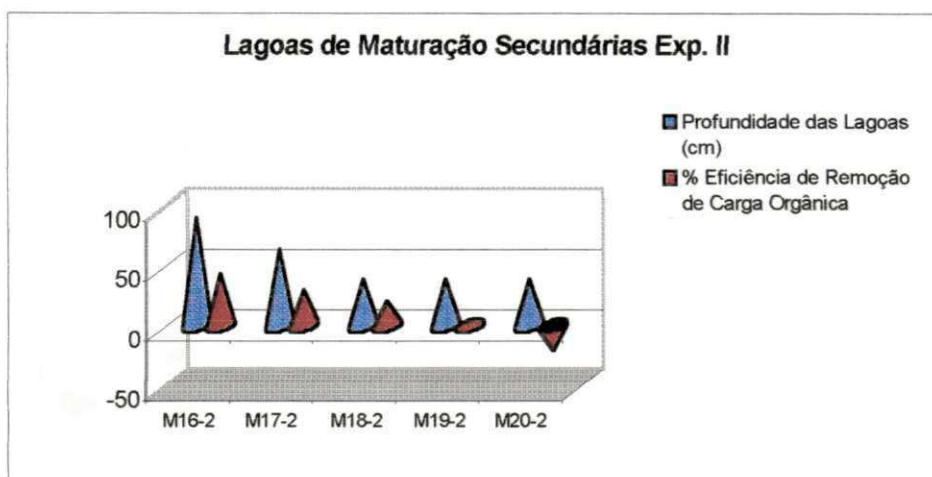


Figura 4.3 - Eficiência de remoção de carga orgânica x profundidade em lagoas de maturação secundárias no sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB), durante o exp.II.

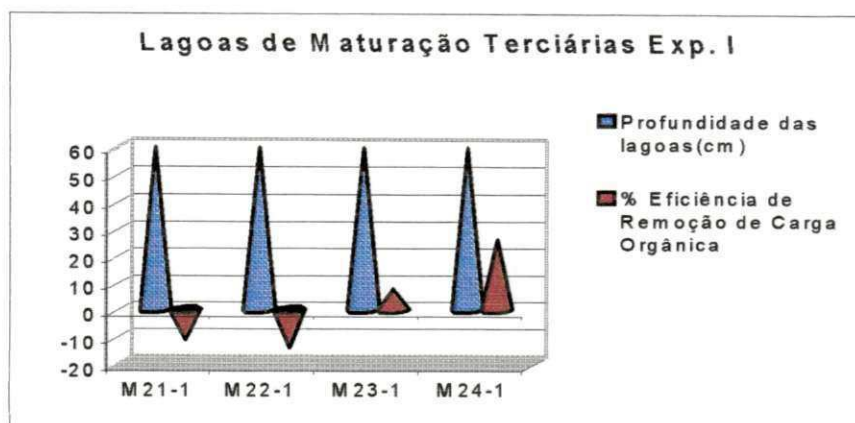


Figura 4.4 - Eficiência de remoção de carga orgânica x profundidade em lagoas de maturação terciárias no sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB) durante o exp.I.

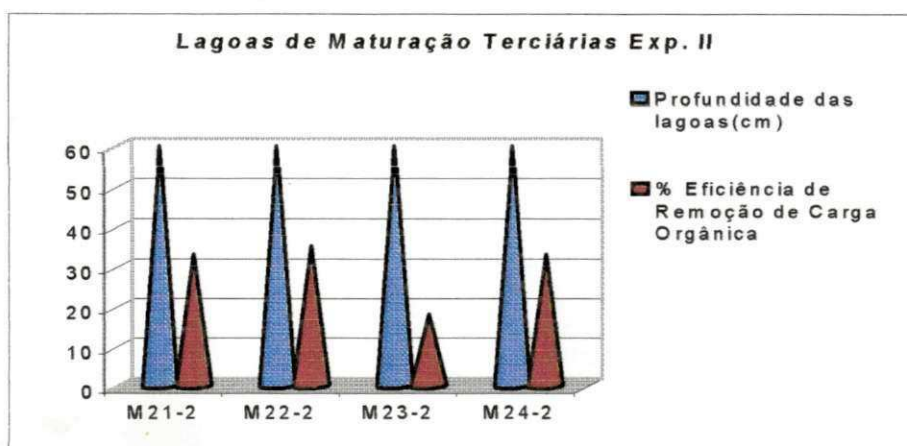


Figura 4.5 - Eficiência de remoção de carga orgânica x profundidade em lagoas de maturação terciárias no sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB) durante o exp.II.

Vale salientar que as lagoas de maturação terciárias (M21, M22, M23 e M24) foram projetadas com as mesmas características físicas (largura, comprimento e profundidade) (Tabela 3.1). No entanto cada uma teve uma finalidade específica, por exemplo; a lagoa M21 seria um reator de controle, M22 recebeu 14 filhotes de tilápia, M23 foi destinada ao estudo da influência das macrófitas (*Pistia stratiotes*) e na M24 foi estudada a influência do fluxo em pistão

(redução do curto-circuito hidráulico). Apesar das intenções iniciais, as macrófitas não se desenvolveram e foram retiradas, em setembro de 1992. Foi observado que além delas não crescerem, ao morrerem criavam um ambiente propício para o desenvolvimento de insetos e a matéria orgânica ao entrar em decomposição exalava maus odores. As tilápias também foram retiradas de M22, porque crianças invadiam a área da ETE para pescar os peixes. Esta ação descaracterizava o objetivo do experimento que era monitorar o crescimento de peixes em lagoas de estabilização.

Dessa forma, a partir de outubro de 1992, os reatores M21, M22 e M23 eram idêntico ficaram iguais diferindo apenas de M24, reator provido de chicanas conforme pode ser observado na Figura 3.1.

4.4 Análise comparativa dos reatores do sistema XVI nos dois experimentos

As Tabelas 4.4 e 4.5 ilustram o tratamento estatístico dos parâmetros descritivo sendo a média aritmética, a estimativa da tendência central, o intervalo (mínimo-máximo) para indicar a dispersão e o número de dados amostrais n , para demonstrar o tamanho da amostra relativamente aos parâmetros analíticos estudados nos exp. I e II.

Em seguida, o conjunto dos dados amostrais de cada um dos exp. (I e II) foi submetido à análise de variância de fator único (one-way ANOVA) para verificar a existência de diferenças significativas entre os valores médios para cada parâmetro durante os exp. I e II. Os dados de um mesmo parâmetro obtidos para cada reator numa seqüência de unidades de tratamento (por exemplo: o conjunto das lagoas facultativas secundárias, num experimento particular) foram submetidos à análise de variância com vistas a verificar a existência de diferenças significativas entre as médias dos vários conjuntos de dados amostrais. Essas diferenças eram então, associadas às características físicas e /ou operacionais particulares dos reatores em estudo. No desdobramento da análise de variância os conjuntos de dados obtidos nos dois experimentos foram também comparados simultaneamente com vistas a associar as possíveis diferenças entre médias com

diferenças nas características, particularmente de operação dos reatores nos diferentes experimentos.

Os resultados dessa análise fornece os elementos (F e F_c), que indicam a existência ($F \geq F_c$) ou não ($F < F_c$) de diferenças significativas entre médias, foi seguida de uma outra (análise gráfica pelo método GT-2) que, numa comparação simultânea de várias médias, indica onde essas diferenças ocorrem. As Tabelas 4.6, 4.7, 4.8, 4.9, 4.10 e 4.11 ilustram a estatística F para a análise de variância usando as médias aritmética e geométrica, respectivamente, como medida de tendência central, nas diversas partes do sistema. Dessa forma, foram estudadas as lagoas facultativas secundárias (F21 a F25) nos exp.I e II separadamente e, em seguida, os dois experimentos conjuntamente, possibilitando observar o comportamento de cada parâmetro (OD, DBO_5 , DQO, SS, pH, S^{2-} , NH_4^+ , Clorofila a , CF e T) com relação às características físicas (largura, comprimento e profundidade) e operacionais (TDH, vazão e cargas orgânicas superficiais e volumétricas aplicadas) dos reatores.

Esse procedimento foi levado a efeito, também, nas lagoas de maturação secundárias (M16 a M20) e nas de maturação terciárias (M21 a M24).

4.5 Comportamento dos parâmetros analisados nos experimentos I e II.

4.5.1 Lagoas facultativas secundárias

Ao serem analisadas as médias aritméticas dos parâmetros DBO_5 , CF, SS, Sulfeto Total, pH, amônia e OD para a carga orgânica aplicada de 250 kgDBO_5 /ha.dia, exp I, não foi possível visualizar uma diferença no desempenho operacional dos reatores F21, F22, F23, F24 e F25. Relembrando que uma das principais diferenças entre tais reatores é com relação à profundidade, pode ser concluído que, a nível de lagoas facultativas secundárias, quando se trabalha dentro da faixa de cargas orgânicas definida para esse tipo de reator ($\lambda_s \text{ máx} \cong 250\text{kgDBO}_5$ /ha.dia para a temperatura média de 25°C) as diferenças físicas estudadas não foram suficientes para que esses reatores apresentassem diferenças significativas com relação às médias dos parâmetros

estudados, ou seja, profundidades na faixa entre 1,0 m e 2,0 m, bem como a forma da área superficial retangular ou quadrada não foram suficientes para produzir diferenças sensíveis no comportamento dos parâmetros analisados. O que sugere a conclusão que é mais viável o uso de reatores menos profundos, considerando o custo de escavação. No entanto, essa carga orgânica superficial influenciou as médias de parâmetros como clorofila *a*, DQO e temperatura, visto que foi observado diferença entre eles. Isso é justificado, pois como a carga superficial estava dentro da faixa recomendada para tais reatores, (Mara, 1976), às menores profundidades corresponderam uma maior penetração da luz solar, acarretando uma predominância de processos associados a ela como a fotossíntese dos microrganismos autótrofos resultando numa maior densidade de fitoplâncton, a qual influencia nos valores de DQO.

A Tabela 4.4 mostra que os maiores valores de biomassas de algas expressos como clorofila *a* foram encontradas nos reatores menos profundos, sendo que a lagoa F22 apresentou o maior valor médio (541 $\mu\text{g/L}$) e F25 o menor (337 $\mu\text{g/L}$), ilustrados na Figura 4.6.

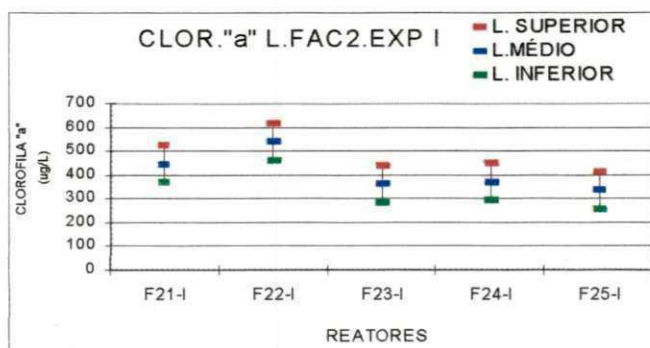


Figura 4.6- Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de Clorofila *a* nas lagoas facultativas secundárias no exp.I, do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).

O maior valor médio de DQO também foi obtido em F22 (119 mg/L), fato que pode ser associado à maior biomassa de algas quantificada em termos de clorofila *a*, conforme ilustrado na Figura 4.7.

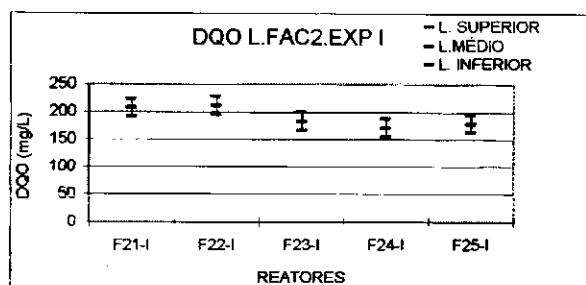


Figura 4.7- Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de DQO nas lagoas facultativas secundárias no exp.I, do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).

Já os maiores valores médios de temperatura foram encontrados em F21, F22 e F24 ($24,7^{\circ}\text{C}$) e os menores em F25 ($23,9^{\circ}\text{C}$). Como todos os reatores têm a mesma área superficial, diferenciando-se as primeiras quatro lagoas de F25 no formato geométrico, pode-se concluir que a forma quadrada de F25 dificultou a ação dos ventos, agente misturador natural da massa líquida. Mara (1976) comenta que o calor e o vento são fatores importantes para o desempenho de lagoas porque eles influenciam diretamente na mistura do líquido, melhorando a distribuição vertical de DBO, das bactérias, das algas e do oxigênio.

Durante o exp.II as lagoas foram submetidas a uma carga orgânica superficial em média 3 vezes superior àquelas que elas normalmente são submetidas ($250 \text{ kgDBO}_5/\text{ha.dia}$) para a temperatura de 25°C . As médias do parâmetro pH foram as únicas que apresentaram diferenças entre os reatores, sendo os maiores valores médios encontrados em F23 e F25 (7,58) e os menores encontrados em F22 (7,44), conforme é apresentado na Tabela 4.5 e ilustrado na Figura 4.8. No entanto, conforme pode ser observado na Tabela 4.5, os valores médios de pH nesses reatores ficaram na faixa entre 7,4 e 7,6.

As médias dos demais parâmetros em estudo também foram analisadas para essa mesma carga orgânica superficial e não apresentaram diferenças significativas entre os reatores. Tal fato se justifica pelo excesso de

carga orgânica aplicada, que determinou maior condição de anaerobiose e menor eficiência desses reatores quando comparado com o exp.I.

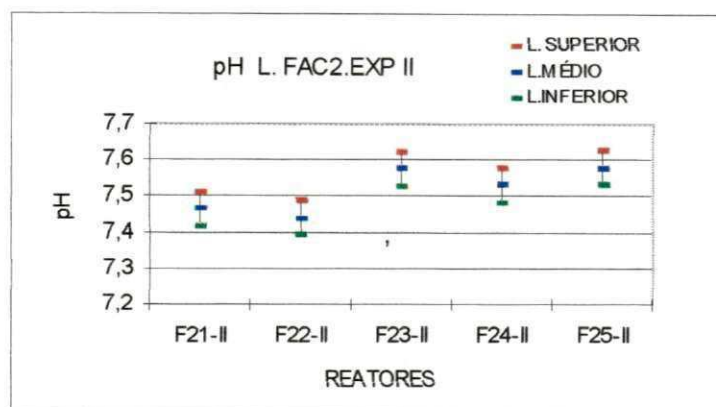


Figura 4.8- Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de pH nas lagoas facultativas secundárias no exp.II, do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).

Quando as médias de cada um dos parâmetros analíticos em estudo nos exp.I e II foram comparadas conjuntamente, foi verificado que todos eles apresentaram diferenças significativas, com exceção do pH e N-NH_4^+ . Isso demonstra que entre as características físicas (profundidade e formato dos reatores) e operacionais (TDH, vazão e carga orgânica aplicada), as que foram suficientes para determinar distinção visível entre os experimentos foram as características operacionais, considerando o nível de tratamento de lagoas facultativas secundárias.

O comportamento dos valores médios dos parâmetros pH e N-NH_4^+ foi analisado por da Silva (1994), estudando este mesmo sistema de lagoas. Este verificou que os valores médios de pH (em torno de 7,5) encontrados em tais lagoas eram considerados baixos para que houvesse volatilização da amônia presente na massa líquida (Toms *et al.*, 1975; Idelovitch e Michail, 1981 e Pano e Middlebrooks, 1982).

Os valores de pH para os exp.I e II podem ser observados nas Tabelas 4.4 e 4.5, , respectivamente. Os outros parâmetros, que apresentaram diferenças significativas na análise conjunta das médias em ambos os experimentos são analisados a seguir:

a) Oxigênio dissolvido

Em todos os reatores foi observado a ausência de OD o que indica a ocorrência de anaerobiose na coluna líquida das lagoas. No entanto, deve ser levado em consideração que os resultados desse parâmetro são mais representativos do período noturno, em face do horário da coleta (8 h da manhã).

A frequência de valores médios de OD típicos de anaerobiose ($OD \leq 0,2$ mg/L) durante o exp.I foi de 30/110 (27,3%) e no exp.II foi de 86/124 (69,4%) o que caracteriza que no segundo exp. as condições de anaerobiose foram mais pronunciadas que no primeiro.

Os valores médios de OD encontrados no exp.I (Tabela 4.4), foram baixos, sendo as maiores médias (3,3 mg/L) determinadas em F22 e F25 e, durante o exp.II (Tabela 4.5) o maior valor médio de OD (0,66 mg/L) foi encontrado em F22 e F23. Isso foi uma outra evidência da acentuada condição de anaerobiose predominante nas lagoas no segundo experimento.

A Figura 4.9 apresenta as médias e limites de confiança de 95% do parâmetro OD nos dois experimentos.

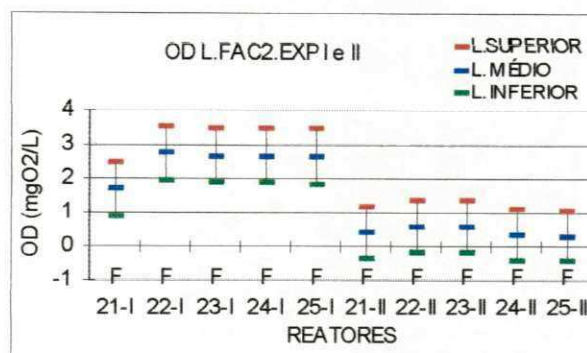


Figura 4.9 - Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores OD nas lagoas facultativas secundárias nos exp. I e II, do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).

Figura 4.9 foi feito uso da média aritmética para a análise de variância dos valores m de OD. Os resultados obtidos foram muito semelhantes aos encontrados usando-se a média geométrica. Essa semelhança pode ser observada nas Tabelas 4.6 e 4.7 que apresentam os valores de F e Fc obtidos da análise de variância usando a média aritmética e a geométrica, respectivamente.

b) Matéria orgânica

As Figuras 4.10 e 4.11, ilustram, respectivamente, o comportamento dos valores médios de DBO₅ e DQO nos dois experimentos, permitindo a comparação simultânea desses valores médios, com base na análise de variância seguida da análise gráfica dos intervalos de confiança determinados pelo método GT-2. Foi demonstrado que os parâmetros operacionais aplicados num experimento e no outro foram fatores determinantes da diferença de desempenho, em termos de remoção de matéria orgânica, observado entre os dois experimentos. De fato, tanto para a DBO₅ como para a DQO, os valores médios obtidos para cada um dos experimentos constituíram dois conjuntos significativamente distintos entre si, mas dentro dos quais não pode ser caracterizada qualquer diferença significativa. Isso já havia sido evidenciado anteriormente na análise dos experimentos I e II, separadamente.

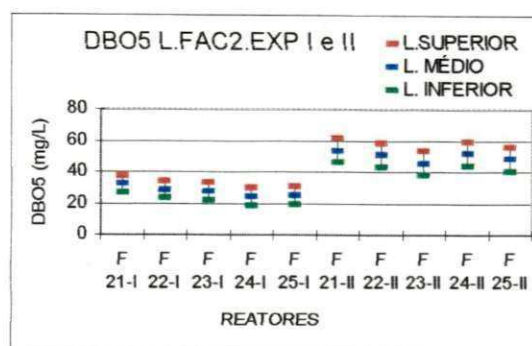


Figura 4.10- Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de DBO₅ nas lagoas facultativas secundárias nos exp. I e II, do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).

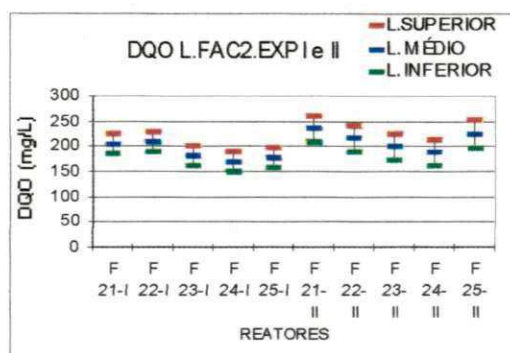


Figura 4.11 - Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de DQO nas lagoas facultativas secundárias nos exp. I e II, do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).

No exp. I, a DBO₅ da coluna d'água foi reduzida para valores médios em torno de 30 mg/L, o que atenderia aos valores médios dos padrões recomendados para lançamento em corpos receptores, conforme Bartone (1986) *apud* Da Silva (1998). De acordo com este autor, 30mg/L é um padrão aceitável nos EUA, embora não o seja no Reino Unido (20 mg/L) e nas nações da Comunidade Econômica Européia (25 mg/l) (CEC, 1991). É preciso enfatizar, no entanto, que os efluentes das lagoas facultativas secundárias não ~~reuniram~~ ainda todas as condições para o lançamento em corpos receptores, destacando-se a má qualidade sanitária e a excessiva concentração de nutrientes responsáveis pela eutrofização do corpo receptor.

Os valores médios de DQO obtidos durante o exp.I estavam na faixa de 97 a 119 mg/L (Tabela 4.4). No exp.II (Tabela 4.5), a faixa de variação da média foi de 117 a 141 mg/L. O baixo valor médio de DBO_5 observado no exp.I foi atribuído à ação do mecanismo de remoção bioquímica de matéria orgânica que ocorre em lagoas facultativas secundárias apesar da carga orgânica aplicada estar dentro da faixa comumente especificada para esse tipo de reator. O valor médio efluente de DBO_5 , no exp.II, ligeiramente superior a 50 mg/L (Tabela 4.5), foi consequência da elevada carga orgânica aplicada e do pequeno TDH que, no exp.II, variou de 1,5 a 3,0 dias. Dessa forma, sendo observadas as Figuras 4.10 e 4.11, é possível detectar a influência das diferenças operacionais, no comportamento da matéria orgânica entre os experimentos I e II.

A análise de variância do conjunto dos valores médios de sólidos suspensos nos exp.I e II (Figura 4.12), mostra a influência do formato da área superficial do reator na remoção desse parâmetro.

Os reatores de F21 a F24, cujas profundidades crescentes, apresentaram redução de SS em seus efluentes e F25, reator que difere de F24 apenas no formato, mostrou um sensível aumento de SS nos dois experimentos. Por exemplo, no exp.I: F21=81 mg/L, F22=77 mg/L, F23=67 mg/L e F24=63 mg/L, enquanto F25 apresentou 69 mg/L de SS, apesar de ter as mesmas características físicas e operacionais de F24, diferenciando-se apenas, na relação largura/comprimento que é de 1:1 em F25 e de 1:6 em F24.

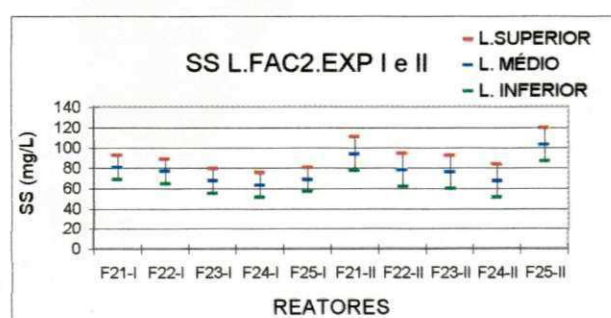


Figura 4.12- Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de SS nas lagoas facultativas secundárias nos exp.I e II, do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).

No experimento II, o reator F25 apresentou comportamento semelhante ao apresentado no experimento I.

Em ambos os experimentos, as concentrações de SS foram mais elevadas que os padrões (Bartone, 1986) normalmente considerados para lançamentos em corpos receptores. No entanto, os efluentes de lagoas facultativas não devem ser lançados no ambiente porque, do ponto de vista sanitário, exigem maior nível de tratamento em lagoas de maturação. As concentrações observadas no exp.II (68 a 104 mg/L), foram maiores que aquela do exp.I (63 a 81 mg/L), sendo consequência da aplicação de parâmetros operacionais mais críticos, sendo destacados os menores TDH e as elevadas cargas orgânicas superficiais. No exp.II, a tendência de variação dos valores médios de SS nos efluentes das lagoas facultativas secundárias foi similar à observada no exp.I, ocorrendo uma diminuição de F21, lagoa mais rasa, até F24, uma das mais profundas e um aumento na lagoa F25, a outra mais profunda, porém de seção quadrada.

c) Coliformes fecais

Os valores médios de CF no efluente das lagoas facultativas secundárias variaram na faixa de $1,30 \times 10^6$ a $2,23 \times 10^6$ UFC/100 ml no exp.I e de $5,37 \times 10^6$ a $7,20 \times 10^6$ UFC/100 ml no exp.II.

A análise de variância, no entanto, não demonstrou a existência de diferenças significativas entre as concentrações médias de CF num mesmo experimento. Na análise conjunta dos dados de ambos os experimentos (Figura 4.13) foi evidenciada a formação de dois grupos significativamente distintos de concentrações médias, sendo as médias do exp.II significativamente mais elevadas que as do exp.I, podendo isso ser atribuído à aplicação de uma massa de material fecal mais elevada por unidade de área (e de volume) das lagoas estudadas, associado à utilização de tempos de detenção menores.

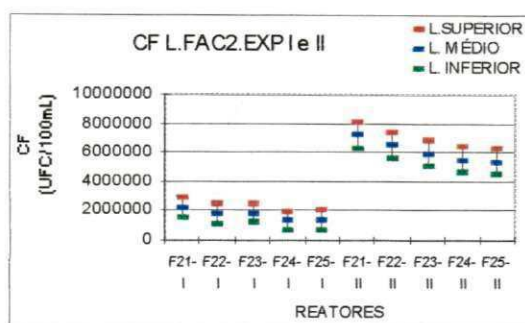


Figura 4.13 - Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de CF nas lagoas facultativas secundárias nos exp. I e II, do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).

Foi confirmado também o argumento de Silva *et al.* (1997) de que as lagoas facultativas profundas (1,70 a 2,0 m) se apresentam como uma opção de economia de terreno em torno de 50% em relação às rasas (1,0 a 1,3 m) em decorrência das taxas de decaimento dos coliformes fecais obtidas nas lagoas mais rasas não serem suficientemente altas para compensar a perda de volume causada pela diminuição da profundidade.

d) Sulfeto total

Os valores médios da concentração de sulfeto total ao serem analisados os dois experimentos conjuntamente (Figura 4.14) mostraram que as diferenças operacionais (TDH, vazão e carga orgânica) sobressaem-se sobre as físicas (profundidade e formato do reator).

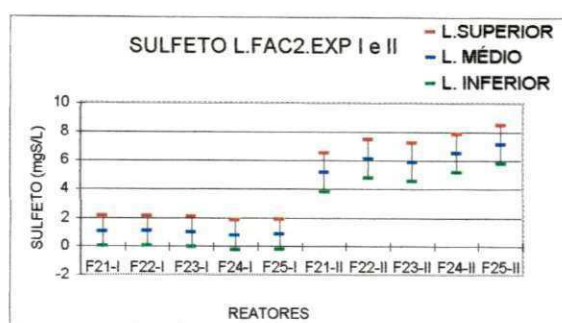


Figura 4.14 - Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de S^- nas lagoas facultativas secundárias nos exp.I e II, do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).

Ao serem observadas a Figura 4.9, referente aos valores médios da concentração de OD e a Figura 4.14, é visível que ambientes com menores níveis de OD (exp.II) favorecem a formação de sulfeto. Por exemplo, a concentração média de sulfeto total nos reatores F21 a F25 durante o exp.I variou de 0,79 mg/L (F24) a 1,06 mg/L (F21) para valores de OD variando de 1,70 mg/L (F21) a 3,31 mg/L (F25). No exp.II as concentrações médias foram significativamente superiores (4,47 a 6,09 mgS/L) às do exp.I, estando este aumento associado às condições de operação mais drásticas, (principalmente à elevação da carga orgânica), que proporcionou a formação de um ambiente mais anaeróbio ($0,35 \leq OD \leq 0,67$ mg/L) resultando na formação e manutenção de concentrações mais elevadas de sulfeto total, particularmente pelos mecanismos da dessulfuração e redução dissimilatória de sulfato.

e) Clorofila a

Ao ser observada a Figura 4.15, é possível visualizar que não há uma separação evidente de dois grupos distintos de médias entre os dois experimentos, como ocorreu com os demais parâmetros estudados.

Os valores médios de clorofila a variavam de 337 $\mu\text{g/l}$ (F25) a 541 $\mu\text{g/l}$ (F22) durante o exp.I (Tabela 4.4) e de 214 $\mu\text{g/l}$ (F25) a 311 $\mu\text{g/l}$ (F23) no exp.II (Tabela 4.5). O reator F25 foi aquele que apresentou a menor biomassa de

algas nos dois experimentos e essa diminuição pode estar associado ao formato quadrado desse reator.

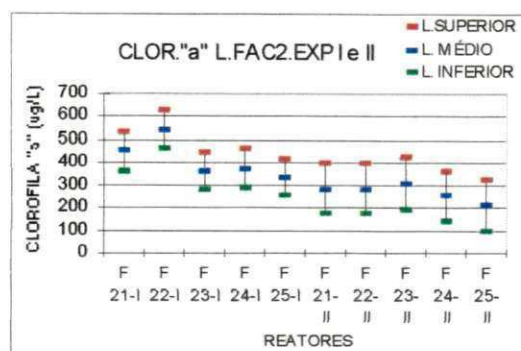


Figura 4.15 - Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de clorofila *a* nas lagoas facultativas secundárias nos exp.I e II, do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).

4.5.2 – Lagoas de maturação secundárias

As médias dos parâmetros DBO_5 e sulfeto total, durante o exp.I, ao serem submetidas à análise de variância não apresentaram diferença significativa entre os reatores M16, M17, M18, M19 e M20.

Deve ser enfatizado que nos reatores de M16 a M19 foi aplicada uma carga orgânica superficial (Tabela 4.2) em torno de 24 $kgDBO_5/ha.dia$ e em M20 de 70 $kgDBO_5/ha.dia$, aproximadamente.

As profundidades (Tabela 3.1) de tais reatores variaram de 0,39 m em M18, M19 e M20 a 0,90 m em M16, com M17 dispondo de 0,64 m de profundidade.

Os valores médios de DBO_5 e sulfeto obtidos na amostra de coluna de tais lagoas não apresentaram um comportamento que pudesse ser relacionado de forma direta ou inversa com o TDH e/ou com a carga orgânica superficial

aplicada em cada reator. Por exemplo, os valores médios de sulfeto total tenderam a zero em todos os reatores (0,01 mgS/L em M17 e 0,02 mgS/L nas demais lagoas de maturação secundárias), enquanto os valores de DBO_5 variaram de 21 mg/L em M17 a 26 mg/L em M19 e M20, devendo ser lembrado que M20 foi um *reator de passagem muito rápida* em que o TDH foi de um dia e a carga orgânica superficial aplicada de 70 kg DBO_5 /ha.dia e M19 teve um TDH de 3 dias com carga orgânica superficial aplicada de 24 kg DBO_5 /ha.dia.

Os baixos valores de sulfeto total encontrados foram devidos às mais altas concentrações de oxigênio dissolvido (7,69 mg/L, em M20, a 13,22 mg/L, em M19) resultando em ambientes mais favoráveis à oxidação de formas reduzidas de enxofre ao invés de, por exemplo, redução dissimilatória de sulfato que ocorre em ambientes deficientes de oxigênio.

Para as mesmas cargas orgânicas superficiais aplicadas (24-70 kg DBO_5 /ha.dia) no exp. I, as médias dos parâmetros CF, SS, Clorofila a, pH, N-NH_4^+ , DQO, Temperatura e OD apresentaram sensível diferença entre tais reatores. A Figura 4.16 ilustra a variação dessas médias e dos intervalos de confiança de 95% das concentrações de coliformes fecais nas lagoas de maturação secundárias durante o exp.I.

As quatro primeiras lagoas (24 kg DBO_5 /ha.dia), não apresentaram diferenças significativas entre si mas foram diferentes da lagoa M20 (70 kg DBO_5 /ha.dia), sendo observada uma associação direta entre concentração de coliformes fecais e carga orgânica.

Novamente as diferenças físicas entre as lagoas de M16 a M19 não foram suficientes para distinguir diferença significativa entre suas amostras da coluna líquida; sendo observada a importância da carga orgânica aplicada (70 kg DBO_5 /ha.dia).

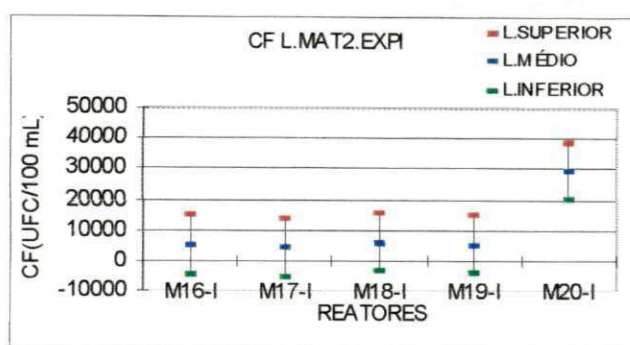


Figura 4.16 - Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de CF nas lagoas de maturação secundárias no exp.I do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).

As Figuras 4.17 e 4.18 mostram, respectivamente, a comparação das médias dos parâmetros SS e Clorofila *a*, permitindo verificar uma associação entre os valores médios de SS e a concentração de biomassa de algas nas amostras de coluna de lagoas de maturação secundárias. Pode ser verificado que, até a lagoa M19, existiu associação direta entre as concentrações de ambos os parâmetros e a λ_s e inversa com a profundidade dessas lagoas. No caso de M20, a redução das concentrações de clorofila *a* e SS pode ser resultado da combinação da baixa profundidade aliada à elevada carga orgânica aplicada nesse reator que inibiu o desenvolvimento do fitoplâncton.

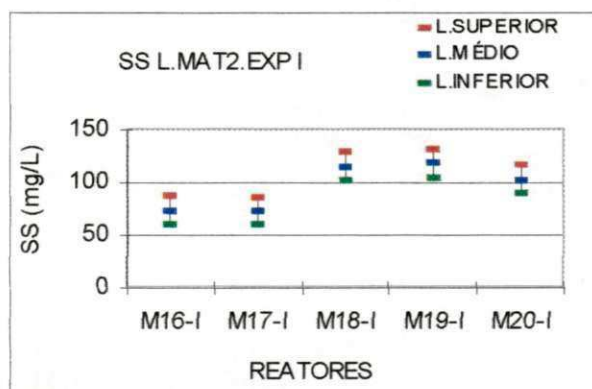


Figura 4.17 - Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de SS nas lagoas de maturação secundárias no exp.I do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).

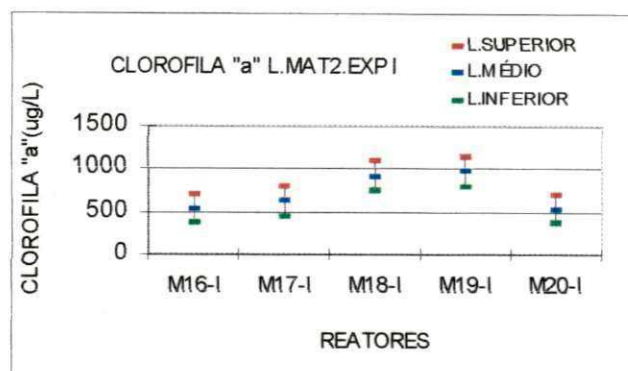


Figura 4.18 - Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de clorofila *a* nas lagoas de maturação secundárias no exp.I do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).

Desta forma, em termos de redução de SS e Clorofila *a* nas amostras de coluna das lagoas de maturação secundárias as características físicas (profundidade e formato dos reatores) e operacionais (TDH, carga orgânica e vazão) da lagoa M20 foram mais vantajosas que as dos demais reatores desse conjunto.

Ao ser observada a Tabela 4.5 é perceptível que, durante o exp. I, a lagoa M17, dentre as lagoas de maturação secundária, foi o reator que apresentou a melhor qualidade bacteriológica e também os menores valores de SS, $S^=$, DBO_5 e $N-NH_4^+$ em seu efluente; podendo isso ser associado às suas características físicas (lagoa quadrada com profundidade igual a 0,64 m) e/ou operacionais ($TDH=5$ dias e $\lambda_s=24$ $kgDBO_5/ha.dia$). Deve ser observado, no entanto, que esse efluente ainda não obedece aos padrões de qualidade sanitária para irrigação irrestrita.

O menor valor médio de OD (7,69 mg/L) foi observado em M20 (Figura 4.19) e nos demais reatores (M16 a M19) os valores foram inversamente proporcionais à profundidade, M16 (0,90 m)=8,33 mg/L e M19 (0,39 m)=13,22 mg/L.

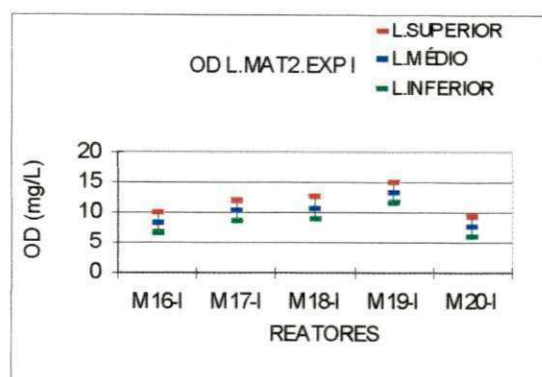


Figura 4.19 - Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de OD nas lagoas de maturação secundárias no exp. I do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).

Os valores médios da concentração de N-NH_4^+ (Figura 4.20) e de pH (Figura 4.21) apresentaram comportamento típico para esse tipo de reator, ou seja, valores de pH elevados (variando de 8,00, em M20, a 8,74 em M17) e de N-NH_4^+ baixos (6,45 mg N/L em M17 até o valor de 16,71 mg N/L em M20). Os valores médios mais elevados de pH foram associados às menores concentrações de nitrogênio amoniacal, evidenciando a remoção do N-NH_4^+ por volatilização da amônia.

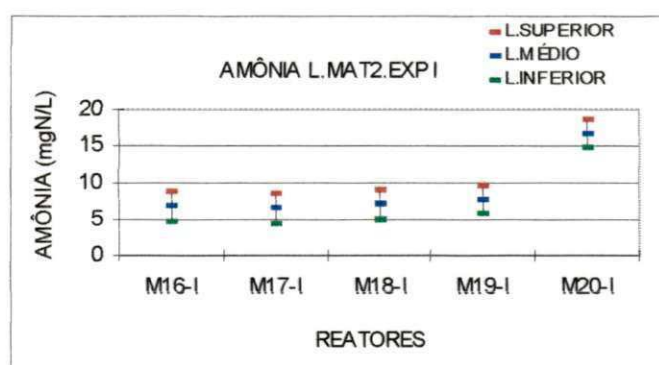


Figura 4.20 - Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de N-NH_4^+ nas lagoas de maturação secundárias no exp. I do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).

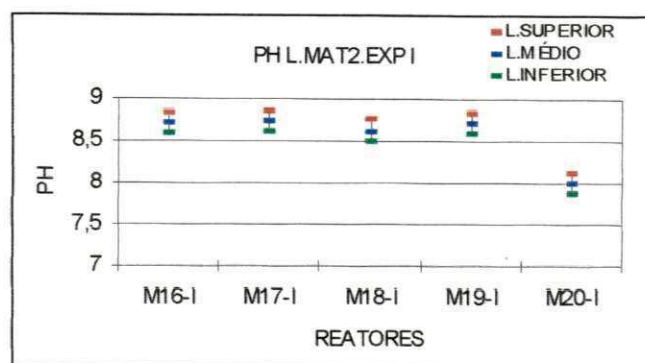


Figura 4.21 - Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de pH nas lagoas de maturação secundárias no exp. I do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).

Na Figura 4.20, é possível verificar que não houve diferença significativa entre as médias de N-NH_4^+ das lagoas M16-M19 que foram submetidas à carga orgânica de 24 kgDBO₅/ha.dia e possuíam, respectivamente, profundidades decrescentes entre 0,90 e 0,39 m com tempos de detenção correspondentes entre 7 e 3 dias. A lagoa M20 foi a única entre as de maturação secundárias que apresentou concentração de N-NH_4^+ , mais elevada (16,71 mgN/L), significativamente diferente das outras, em decorrência das mais estritas condições físicas (menor área superficial) e operacionais (TDH=1 dia; λ_s = 70 kg DBO₅/ha.dia) que levaram a mais baixos níveis de OD e pH, tendo sido caracterizada reator de passagem muito rápida.

Os valores médios de temperatura (Figura 4.22) foram inversamente relacionados à profundidade dos reatores, ou seja, às menores profundidades (M18, M19 e M20) estiveram associadas as mais elevadas temperaturas e às maiores profundidades valores médios de temperatura mais baixos. O menor valor médio de temperatura foi obtido em M16 (24,8°C) e o mais elevado em M18 (25,9°C), conforme é apresentado na Tabela 4.4.

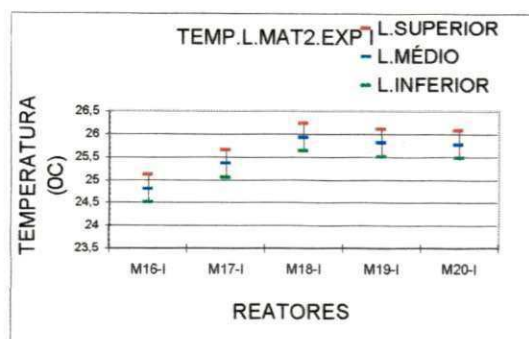


Figura 4.22 - Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de Temperatura nas lagoas de maturação secundárias no exp.I do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).

A distribuição dos valores médios das concentrações de DQO, (Figura 4.23), foi semelhante à de SS (Figura 4.17), para esse mesmo conjunto de reatores, os quais foram, anteriormente, associados à concentração de biomassa de algas quantificada como clorofila *a*. Isso vem a reforçar o argumento (Gloyne e Tischler, 1981; Mara *et al.*, 1992,) de que as elevadas concentrações de matéria orgânica no efluente de lagoas são bastante influenciadas pela biomassa de algas, conforme pode ser observado comparando-se o comportamento gráfico dos efluentes desses reatores nas Figuras 4.18 e 4.23.

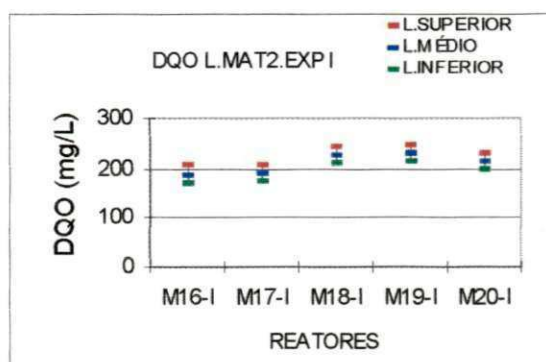


Figura 4.23 - Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de DQO nas lagoas de maturação secundárias no exp.I do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).

Durante o exp. II, λ_s foi de aproximadamente 102 kgDBO₅/ha.dia nas lagoas de M16 a M19 e de 294 kgDBO₅/ha.dia em M20 e todos os valores médios das concentrações dos parâmetros analisados, com exceção da temperatura, apresentaram diferenças significativas ao serem submetidos à análise de variância conforme pode ser observado na Tabela 4.8.

Os valores médios de temperatura (Tabela 4.5), variaram na estreita faixa de 24,8 °C, em M16, a 26,5 °C, em M19.

Os valores médios da concentração de DBO₅ (Figura 4.24) obtidos nos efluentes das lagoas de maturação secundárias durante o exp.II ilustram que houve uma relação inversa entre o TDH e os valores médios desse parâmetro para a mesma λ_s , entretanto, aumentando-se λ_s (294 kgDBO₅/ha.dia, em M20) foram obtidos valores bastante superiores tanto de DBO₅ quanto de CF (Figura 4.25) aos encontrados nos demais reatores.

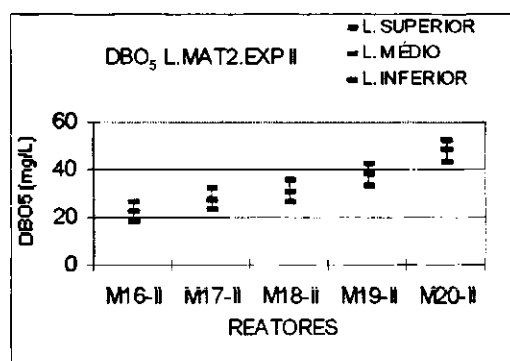


Figura 4.24 - Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de DBO₅ nas lagoas de maturação secundárias no exp.II do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).

Em M16, reator com TDH de 3,5 dias e profundidade de 0,90 m, foi encontrado o menor valor médio de DBO₅ (22 mg/L), sendo o menor valor médio de CF obtido em M17 ($4,25 \times 10^3$ UFC/100 mL), o que pode ser justificado pelo fato de M16 ser mais profundo que M17, favorecendo as condições ambientais para a maior manutenção dos CF em M16.

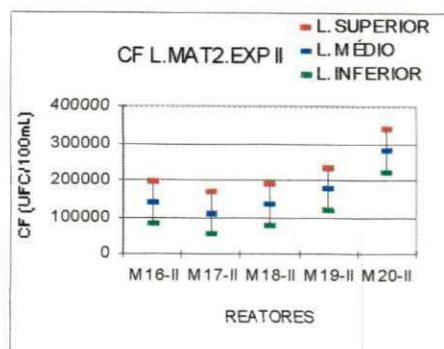


Figura 4.25 - Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de CF nas lagoas de maturação secundárias no exp. II do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).

Deve ser salientado que, com o aumento da λ_s aplicada ao sistema pela diminuição do TDH, entre os experimentos, houve uma redução na qualidade microbiológica do efluente pois, no exp. I a concentração de CF variou de $4,25 \times 10^3$ a $2,96 \times 10^4$ UFC/100 mL em M17 e M20, respectivamente, enquanto no exp. II essa variação foi de $1,10 \times 10^5$ a $2,80 \times 10^5$ UFC/100 mL respectivamente nas mesmas lagoas M17 e M20, sendo, mais uma vez enfatizado que M20 foi submetida, nos dois experimentos, a cargas orgânicas mais elevadas que as das demais lagoas de maturação secundárias.

O comportamento gráfico dos valores médios dos parâmetros SS (Figura 4.26) e DQO (Figura 4.27) foram semelhantes em ambos os experimentos demonstrando que, ao ser variado o valor de λ_s aplicado, o efluente teria maior ou menor quantidade de matéria orgânica, havendo, em geral, uma relação direta entre a carga orgânica aplicada e o valor médio da matéria orgânica encontrada na amostra de coluna das lagoas de maturação secundárias.

A concentração média da clorofila *a* (Figura 4.28) apresentou comportamento gráfico semelhante ao obtido durante o primeiro experimento, para os reatores de M16 a M19, diferindo apenas em M20 que apresentou um pequeno acréscimo de clorofila *a* em relação ao exp. I, o que pode ser associado ao aumento da carga orgânica.

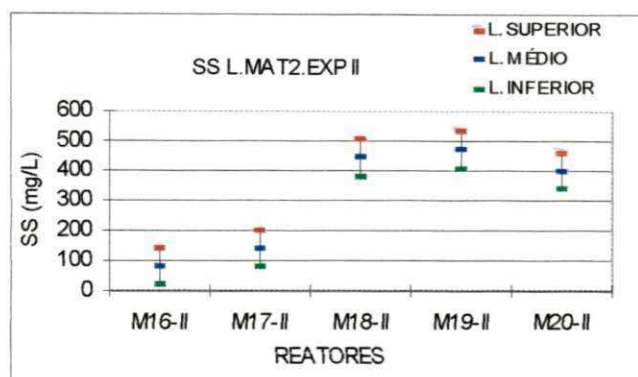


Figura 4.26 - Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de SS nas lagoas de maturação secundárias no exp.II do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).

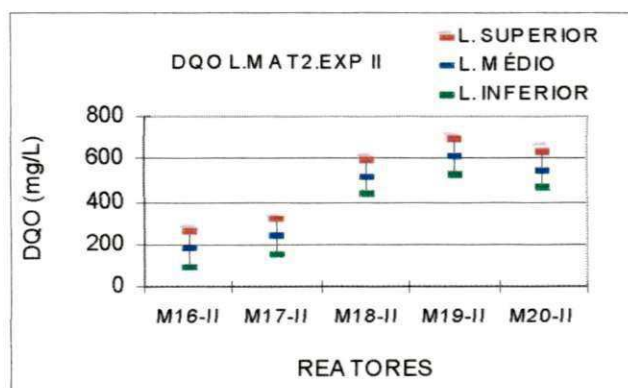


Figura 4.27 - Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de DQO nas lagoas de maturação secundárias no exp.II do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).

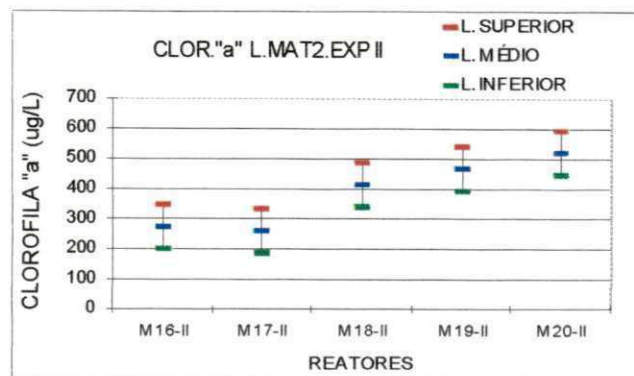


Figura 4.28 - Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de Clorofila *a* nas lagoas de maturação secundárias no exp.II do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).

As Figuras 4.29 e 4.30 mostram o comportamento das concentrações parâmetros S^- e OD, respectivamente, demonstram que, ambientes com baixas concentrações de OD são mais favoráveis à liberação de formas reduzidas de enxofre da massa líquida. É perceptível a existência de uma relação inversa entre as concentrações de OD e de S^- , pois para um mesmo valor médio de OD (M17 e M20) (Figura 4.30), aumentando-se a carga orgânica aplicada (M20) foi obtido maior valor médio de S^- de 0,70 mg S/L.

Os valores médios das concentrações de $N-NH_4^+$ (Figura 4.32) podem ser inversamente relacionados aos valores médios de pH (Figura 4.31). No reator M20 foi encontrado o menor valor médio de pH (7,69) e o maior de $N-NH_4^+$ (22,14 mg N/L), como mostra a Tabela 4.5.

Ao serem analisados conjuntamente os exp.I e II realizados nas lagoas de maturação secundárias todos os valores médios das concentrações dos parâmetros analisados apresentaram diferenças significativas. Entretanto, diferentemente do que aconteceu a nível de lagoas facultativas secundárias, o aumento de cargas orgânicas superficiais entre o exp.I e o II não foi suficiente

para que a maioria dos parâmetros apresentasse dois grupos distintos de valores médios, sendo exceção as médias do parâmetro CF (Figura 4.33), que podem ser diretamente relacionadas com a λ_s aplicada em cada experimento.

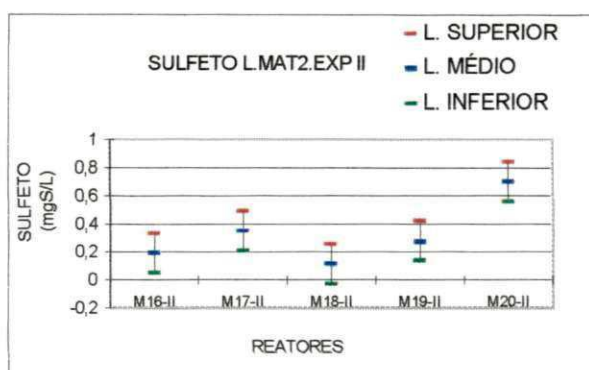


Figura 4.29 - Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de S^- nas lagoas de maturação secundárias no exp.II do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).

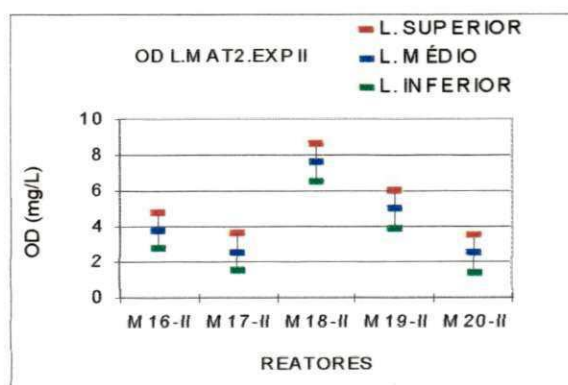


Figura 4.30 - Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de OD nas lagoas de maturação secundárias no exp.II do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).

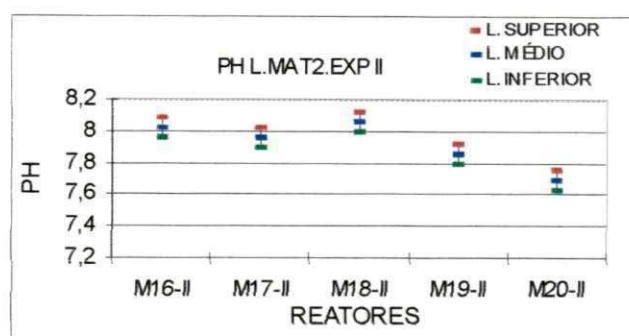


Figura 4.31 - Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de pH nas lagoas de maturação secundárias no exp.II do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).

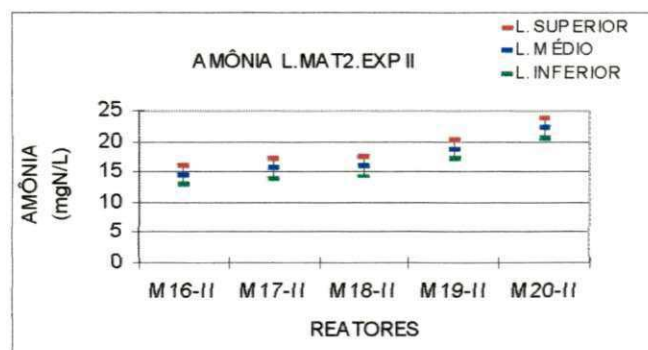


Figura 4.32 - Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de de $N-NH_4^+$ nas lagoas de maturação secundárias no exp.II do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).

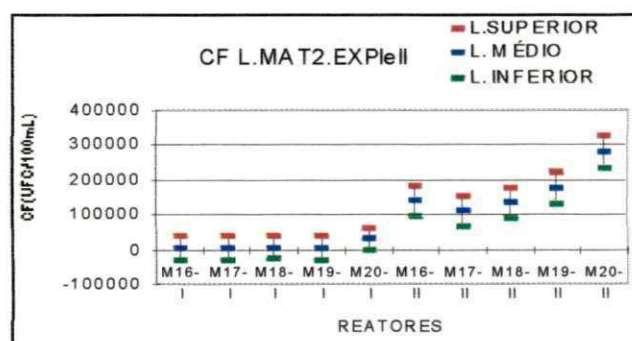


Figura 4.33 - Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de CF nas lagoas de maturação secundárias nos exp.I e II do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).

As Figuras 4.34, 4.35 e 4.36 referentes, respectivamente, aos valores médios dos parâmetros clorofila *a*, pH e N-NH_4^+ , quando se analisou os exp.I e II simultaneamente, apresentaram uma configuração gráfica que demonstra que os valores médios obtidos na coluna líquida do reator M20, durante o exp.I, foram semelhantes aos obtidos na coluna líquida das lagoas de maturação secundárias no exp.II. Isso, pode ser resultado das críticas condições de operação a que foi submetido esse reator no exp. I e, dessa forma, seus valores médios durante o primeiro experimento estão mais compatíveis com as médias desses parâmetros durante o exp.II, no qual foram utilizadas cargas orgânicas mais elevadas associadas a menores TDH.

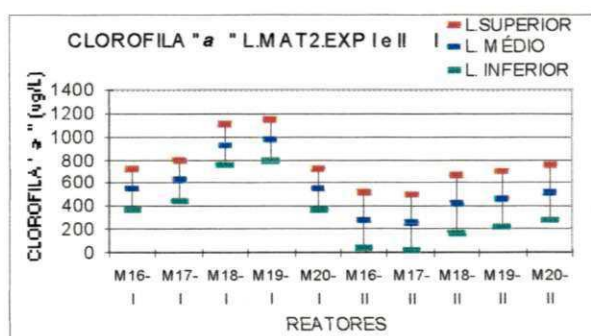


Figura 4.34 - Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de Clorofila *a* nas lagoas de maturação secundárias nos exp.I e II do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).

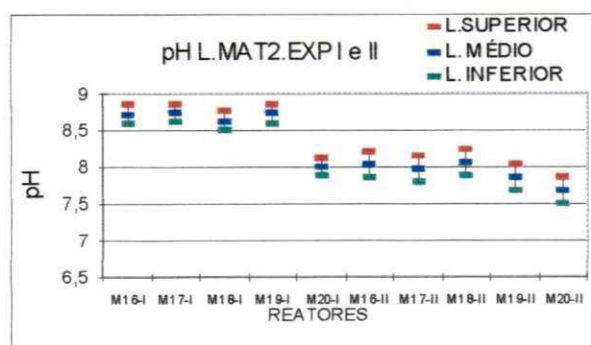


Figura 4.35 - Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de pH nas lagoas de maturação secundárias nos exp.I e II do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).

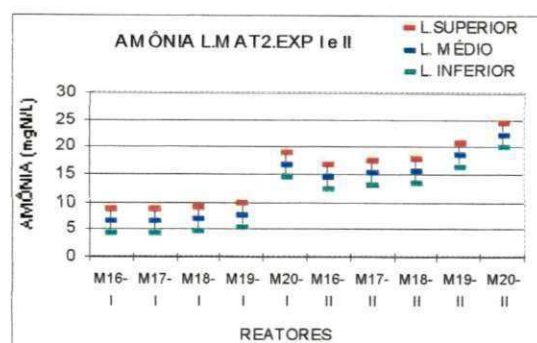


Figura 4.36 - Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de N-NH_4^+ nas lagoas de maturação secundárias nos exp.I e II do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).

Os valores médios das concentrações dos parâmetros SS e DQO (Figuras 4.37 e 4.38, respectivamente) ao serem analisados simultaneamente os dois experimentos demonstraram que as médias obtidas nos reatores M16 a M20 no exp.I e M16 e M17 no exp.II fazem parte de um mesmo conjunto de médias. Já, as médias desses parâmetros obtidos nos reatores M18 a M20 no segundo experimento formam um outro grupo de médias o que demonstra uma relação direta entre a eficiência de remoção da λ_s e o TDH, ou seja, para o aumento de λ_s e a diminuição do TDH como foi feito no exp.II. É possível distinguir que, para serem obtidos valores de SS inferiores a 200 mg/L (Figura 4.37) o TDH mínimo deveria ser de 2,5 dias, conforme foi observado na lagoa M17 (exp.II), e que, para TDH inferior, a quantidade de SS no efluente dessas lagoas é quase duas vezes maior que a encontrada no EB, conforme pode ser observado comparando-se os valores encontrados nas Tabelas 4.4 e 4.5.

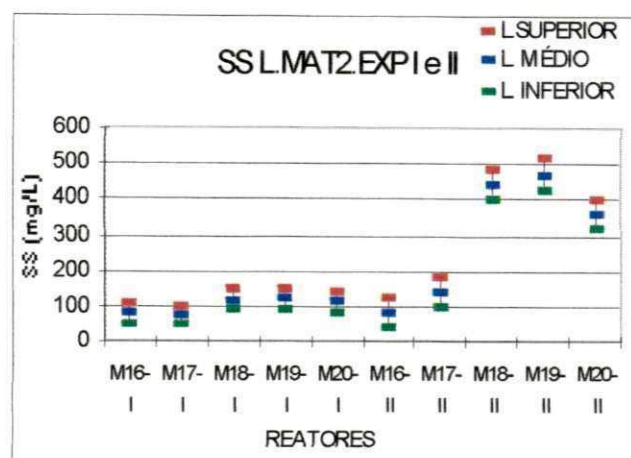


Figura 4.37 - Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de SS nas lagoas de maturação secundárias nos exp. I e II do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).

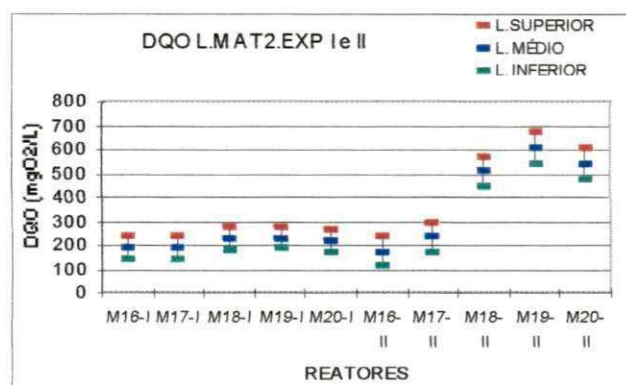


Figura 4.38 - Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de DQO nas lagoas de maturação secundárias nos exp. I e II do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).

O comportamento gráfico das concentrações médias da DBO₅ (Figura 4.39) demonstra que do reator M16-I a M17-II não foi possível distinguir diferenças entre as médias desse parâmetro independentemente das diferentes cargas orgânicas aplicadas (24-70 kgDBO₅/ha.dia no exp. I e de 102 kgDBO₅/ha.dia no exp. II), sendo quantificados nos efluentes desses reatores valores médios de DBO₅ que variaram de 21 mg/L em M17-I a 28 mg/L em M17-II. Foi perceptível que, nos reatores de M18 a M20 (exp. II) houve aumento gradual

do valor médio de DBO_5 no efluente dessas lagoas (31 mg/L de DBO_5 em M18-II a 48 mg/L em M20-II).

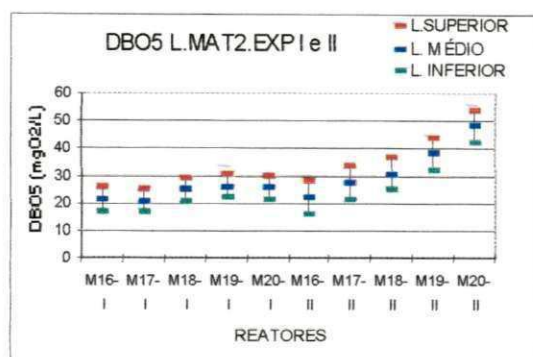


Figura 4.39 - Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de DBO_5 nas lagoas de maturação secundárias nos exp. I e II do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).

Os valores médios de temperatura (Figura 4.40) apresentaram um comportamento muito semelhante nos dois experimentos, sendo a menor temperatura média $24,8^{\circ}\text{C}$ obtida em M16-I e a maior $26,5^{\circ}\text{C}$ em M19-II.

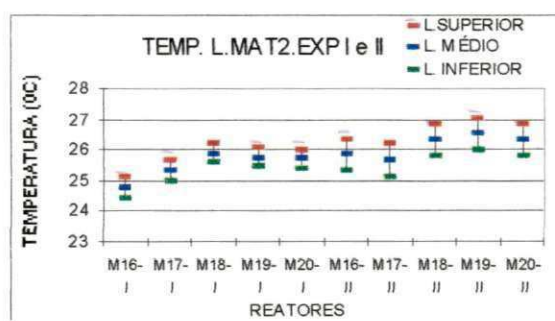


Figura 4.40 - Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de Temperatura nas lagoas de maturação secundárias nos exp. I e II do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).

Como já foi mencionado anteriormente, a apresentação gráfica dos valores médios de sulfeto total (Figura 4.41) demonstra que as λ s durante o exp. I (24 kg DBO_5 /ha.dia nos reatores M16 a M19 e 70 kg DBO_5 /ha.dia em M20) não

foram suficientes para causarem diferenças significativas entre tais reatores. No entanto, com o aumento de λ_s (102 kgDBO₅/ha.dia nos reatores M16 a M19 e 294 kgDBO₅/ha.dia em M20) e redução do TDH pela metade, no exp.II, foi possível visualizar que a concentração de S^- foi inversamente proporcional à concentração de OD conforme pode ser observado pela comparação das Figuras 4.41 e 4.42 referentes aos parâmetros S^- e OD, respectivamente.

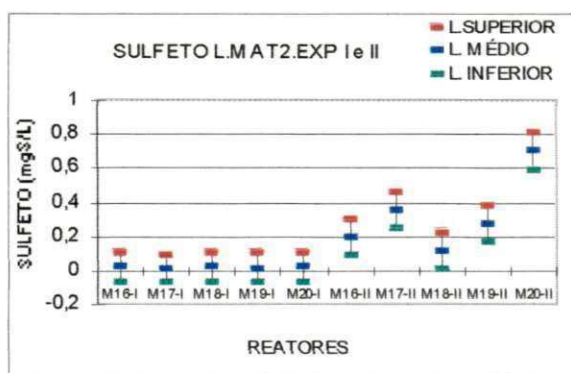


Figura 4.41 - Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de S^- nas lagoas de maturação secundárias nos exp. I e II do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).

A Figura 4.42 ilustra os valores médios das concentrações de OD ao serem analisados os exp. I e II, simultaneamente, sendo as maiores concentrações (13,22 mg/L) foram obtidas em M19-I e as menores em M17 e M20 (2,53 e 2,44 mg/L), respectivamente, ambas no segundo experimento. Se forem comparados os valores médios das concentrações de OD obtidos nos reatores M17-II (TDH de 60 h e λ_s de 102 kgDBO₅/ha.dia) e M20-II (TDH=12 h e λ_s = 294 kgDBO₅/ha.d), o reator 20-II poderia ser considerado como a otimização no tratamento de efluentes em lagoas de Maturação Secundárias, pelas estritas condições de operação a que foi submetido.

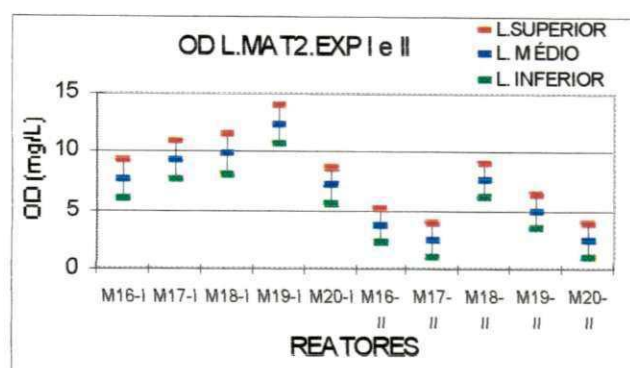


Figura 4.42 - Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de OD nas lagoas de maturação secundárias nos exp.I e II do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).

4.5.3 Lagoas de maturação terciárias

Esses reatores dispunham de características físicas (largura, comprimento e profundidade) e operacionais (TDH, vazão e λ_s) semelhantes entre si, durante dois experimentos e características operacionais distintas, quando analisados os dois experimentos conjuntamente.

Esses reatores foram selecionados para o estudo de alternativas de métodos no tratamento (polimento) de efluentes como a influência da presença de peixes, macrófitas e fluxo-pistão. No entanto, ao final do primeiro experimento ainda não tinha sido obtido nenhum progresso. Dessa forma, devido a dificuldade de operação do sistema e de atingir os objetivos inicialmente propostos, no final do exp.I foram retiradas as macrófitas de M23, bem como as tilápias de M22 e, assim, as lagoas M21, M22 e M23 ficaram física e operacionalmente idênticas.

Durante o exp.I tais reatores foram submetidos ao TDH de 5 dias e λ_s de 27 kgDBO₅/ha.dia, sendo os valores médios dos parâmetros analisados submetidas à análise de variância fator único, sendo observadas diferenças

sensíveis entre os valores médios de DBO_5 , CF, pH e Temperatura, às quais são ilustradas nas Figuras 4.43, 4.44, 4.45 e 4.46, respectivamente.

Os valores das concentrações médias de DBO_5 (Figura 4.43), demonstram que os valores médios obtidos na coluna líquida dos reatores M21, M22 e M23 fazem parte do mesmo conjunto de médias diferindo apenas com os valores obtidos em M21 e M22 com os de M24 (17 mg/L), reator onde foi usado o princípio de fluxo-pistão.

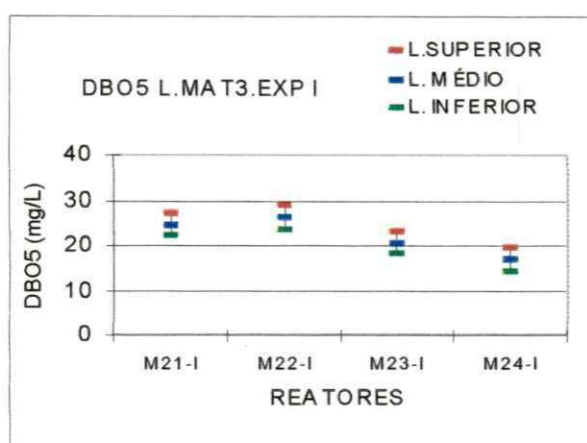


Figura 4.43 - Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de DBO_5 nas lagoas de maturação secundárias nos exp.I e II do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).

Na Figura 4.44, são apresentadas as concentrações de CF das lagoas de maturação terciárias (exp.I), nas quais todas as amostras de coluna apresentaram concentrações médias inferiores a 1000 UFC/100 mL (Tabela 4.4), ou seja, todos os reatores apresentaram efluentes que, do ponto de vista sanitário, podem ser usados para irrigação irrestrita.

Os valores médios de pH (Figura 4.45), acima de 9,0 foram observados nos efluentes dos reatores M21, M22 e M24 sendo considerados típicos para esse nível de tratamento. O valor médio de pH de 8,71 (M23-I) pode ser justificado pela presença de sedimentos oriundos da decomposição das macrófitas presentes anteriormente neste reator que, ao serem decompostas

pelos microrganismos aeróbios, liberam certa quantidade de ácidos orgânicos suficiente para diminuir o pH do reator.

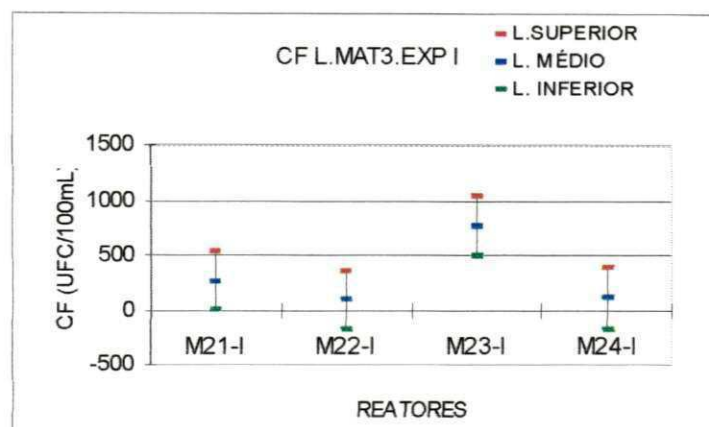


Figura 4.44 - Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de CF nas lagoas de maturação terciárias no exp. I do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).

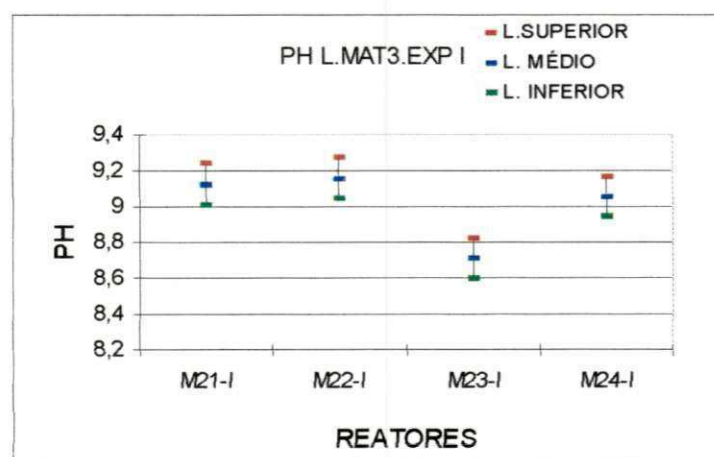


Figura 4.45 - Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de pH nas lagoas de maturação terciárias no exp. I do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).

A Figura 4.46 ilustra a temperatura média obtida nos reatores de M21 a M24, sendo o menor valor médio em M23 (24,9°C) que foi associado à presença das macrófitas que dificultavam a penetração dos raios solares na

massa líquida. O maior valor médio foi encontrado em M24 (26,1°C), reator provido de chicanas que reduziam a área superficial da lagoa, aumentando também a área de contato do líquido com as paredes de alvenaria, o que pode ter contribuído com o aumento da temperatura nesse reator.

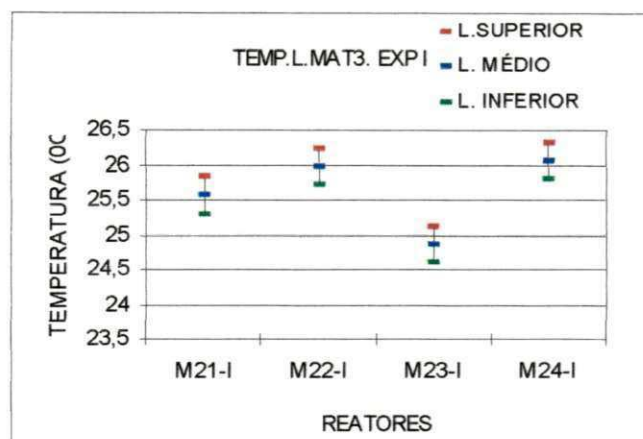


Figura 4.46 - Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de Temperatura nas lagoas de maturação terciárias no exp.I do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).

Durante o segundo experimento foi aplicada uma λ_s de 65 kg DBO₅/ha.dia e o TDH de 2,5 dias. Ao ser feita a análise de variância dos parâmetros estudados foram encontradas diferenças significativas entre as médias dos parâmetros CF, SS, pH, DQO e OD cujos comportamentos são ilustrados nas Figuras 4.47, 4.48, 4.49, 4.50 e 4.51, respectivamente.

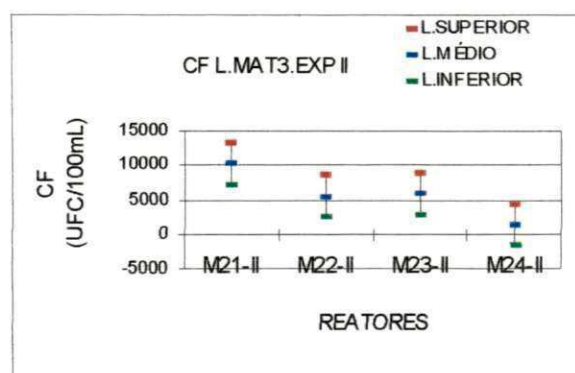


Figura 4.47 - Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de CF nas lagoas de maturação terciárias no exp.II do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).

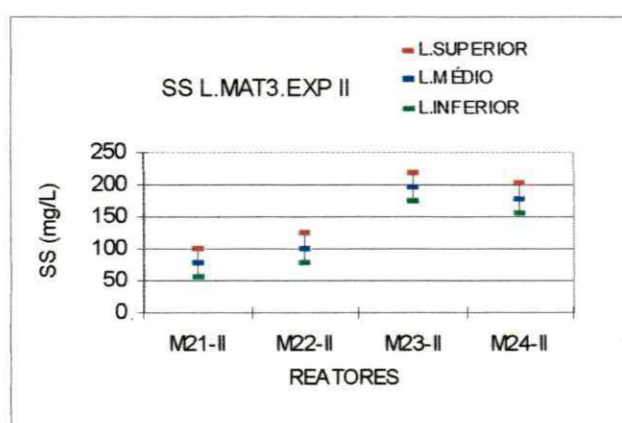


Figura 4.48 - Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de SS nas lagoas de maturação terciárias no exp.II do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).

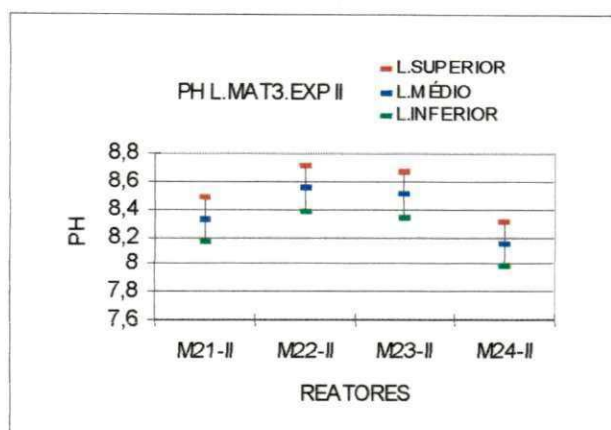


Figura 4.49 - Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de pH nas lagoas de maturação terciárias no exp.II do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).

Como mencionado anteriormente, todas as alternativas de métodos de polimento de efluentes propostos para essas lagoas foram abandonadas antes do término do exp.I e os reatores M21, M22 e M23 ficaram operacional e fisicamente semelhantes. No entanto, conforme pode ser observado esses reatores apresentaram, comportamentos um tanto diferenciados no exp.II. A justificativa pode estar associada ao nível de tratamento em questão e talvez à precisão matemática usada neste trabalho, que pode não ter sido suficiente para detectar ou demonstrar, com clareza, as reais condições de comportamento desses reatores, ou também o tipo de amostragem utilizada, a coluna líquida das lagoas, pois no momento da coleta podem ter sido coletados materiais sedimentados no fundo das lagoas, que fizeram surgir tais diferenças.

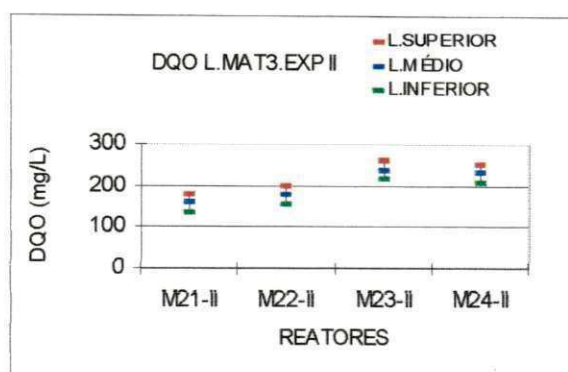


Figura 4.50 - Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de DQO nas lagoas de maturação terciárias no exp.II do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).

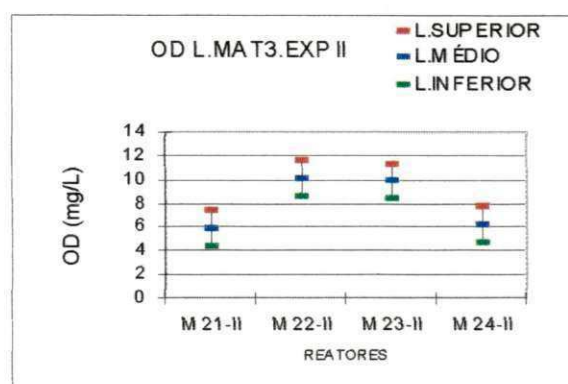


Figura 4.51 - Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de OD nas lagoas de maturação terciárias no exp.II do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).

Ao serem analisados os resultados dos exp. I e II, conjuntamente, das lagoas de maturação terciárias, todos os parâmetros apresentaram diferenças significativas exceto os valores médios de sulfeto (Tabela 4.10). No entanto, de modo semelhante ao que aconteceu no nível de lagoas de maturação secundárias, a diferença de cargas orgânicas superficiais aplicadas no primeiro e segundo experimentos não foi suficiente para que a maioria dos parâmetros apresentasse dois grupos distintos de valores médios entre os exp.I e II, sendo a exceção as médias dos parâmetros CF e N-NH_4^+ (Figuras 4.52 e 4.53,

respectivamente), que podem ser diretamente relacionadas com a λ_s aplicada em cada experimento. Também, ocorreram casos em que houve a formação de dois ou mais grupos de médias obtidas tanto num experimento como noutro.

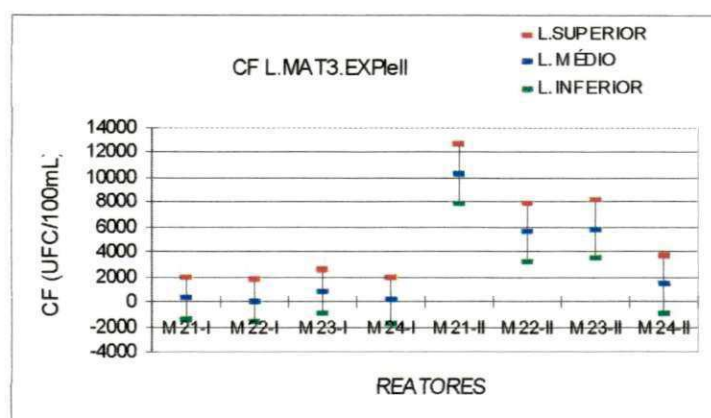


Figura 4.52 - Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de CF nas lagoas de maturação terciárias nos exp.I e II do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).

Ao serem analisados os dois experimentos conjuntamente, os valores médios dos parâmetros SS e DQO (Figuras 4.54 e 4.55), respectivamente, observou-se que as médias dos reatores M21 a M24 no exp.I e M21 e M22 no exp.II fazem parte de um mesmo conjunto de médias, independentemente da diferença de cargas aplicadas e do TDH. As médias desses parâmetros obtidos nos efluentes dos reatores M23 e M24 no segundo experimento formam um outro grupo de médias, o que pode sugerir que durante o exp.II podem ter sido coletado material do sedimento do fundo da lagoa.

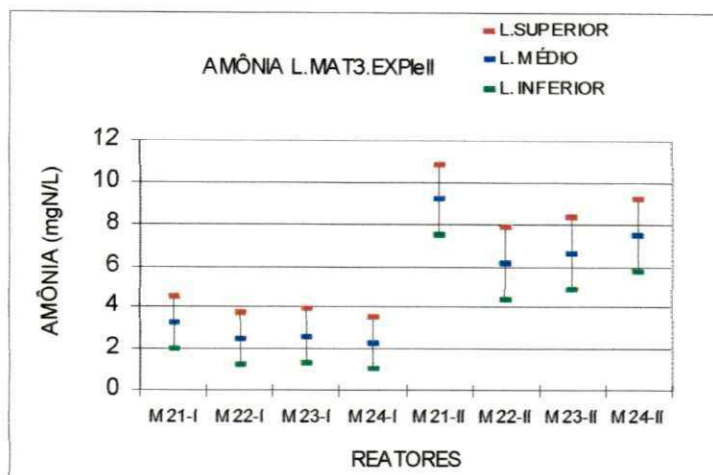


Figura 4.53 - Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de N-NH_4^+ nas lagoas de maturação terciárias nos exp. I e II do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).

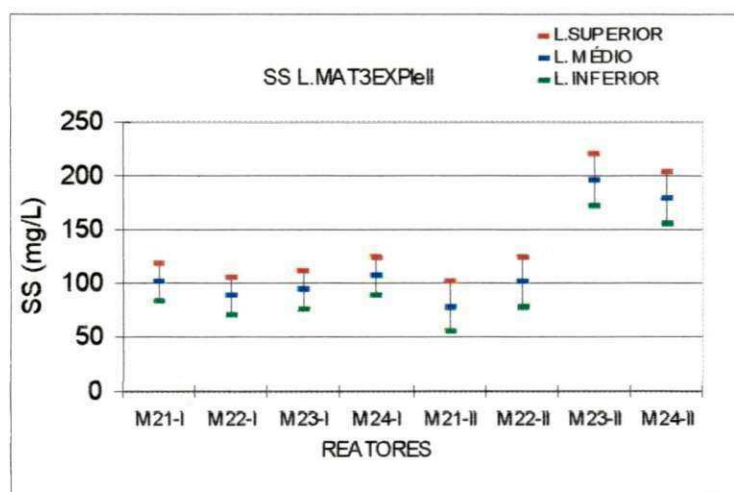


Figura 4.54 - Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de SS nas lagoas de maturação terciárias nos exp. I e II do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).

No comportamento gráfico dos valores médios da concentração de DBO_5 (Figura 4.56) pode ser observado que a média desse parâmetro em M24-I não pertence ao mesmo grupo de médias de M21-I e M22-I. No entanto, faz parte

do grupo de médias obtidas na coluna líquida desses reatores durante o exp.II, ou seja, a λ_s (27- 65 kgDBO₅/ha.dia nos exp.I e II, respectivamente) e o TDH não serviram como parâmetros de referência para o comportamento dos valores médios DBO₅ na coluna líquida desses reatores.

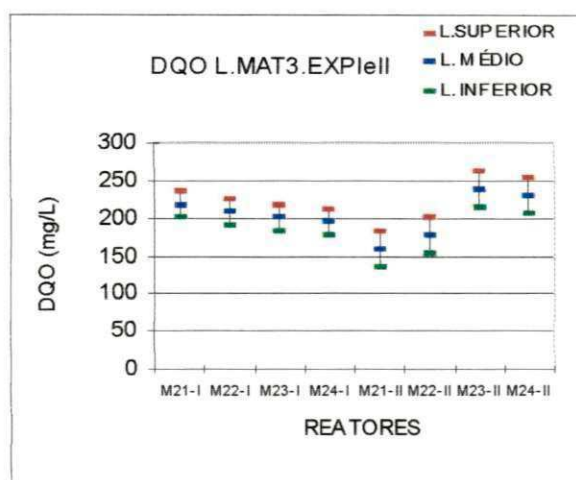


Figura 4.55 - Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de DQO nas lagoas de maturação terciárias nos exp.I e II do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).

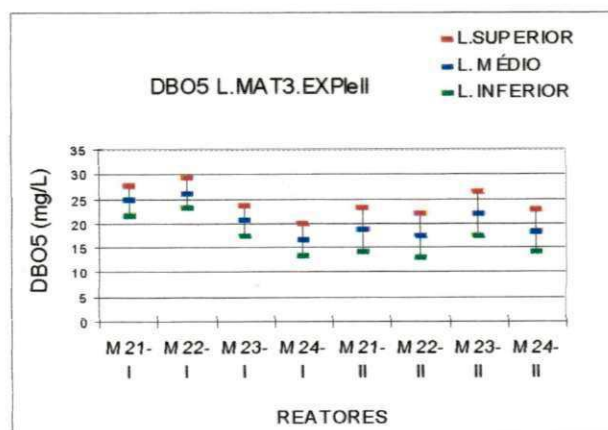


Figura 4.56 - Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de DBO₅ nas lagoas de maturação terciárias nos exp.I e II do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).

Ao serem analisadas as médias dos parâmetros clorofila *a*, pH, e OD respectivamente, é perceptível que tais parâmetros apresentam comportamento gráfico semelhante, ou seja, a carga orgânica aplicada influenciou inversamente na biomassa de algas (Figura 4.57) quantificada em termos de clorofila *a*, que também influenciou diretamente os valores de pH (Figura 4.58) e de OD (Figura 4.59).

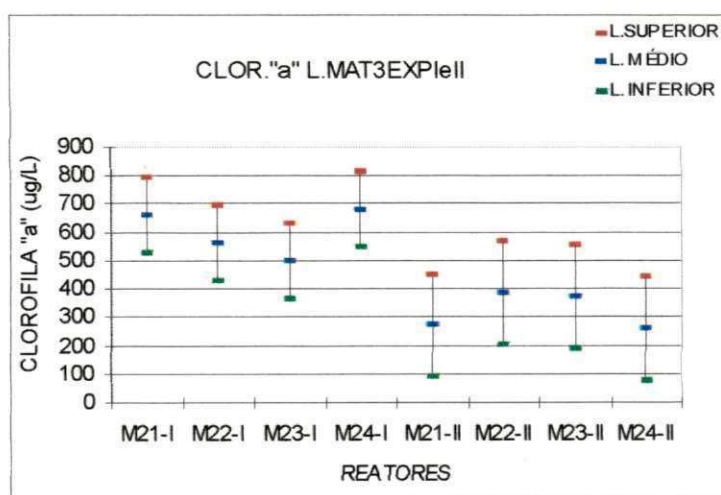


Figura 4.57 - Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de clorofila *a* nas lagoas de maturação terciárias nos exp. I e II do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).

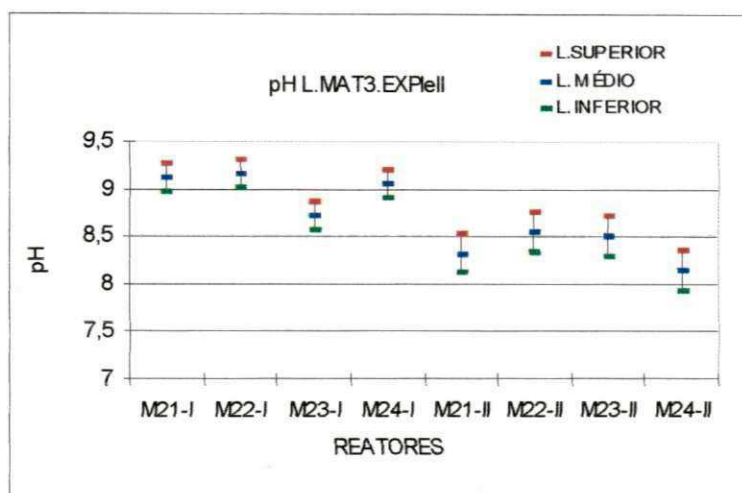


Figura 4.58 - Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de pH nas lagoas de maturação terciárias nos exp.I e II do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).

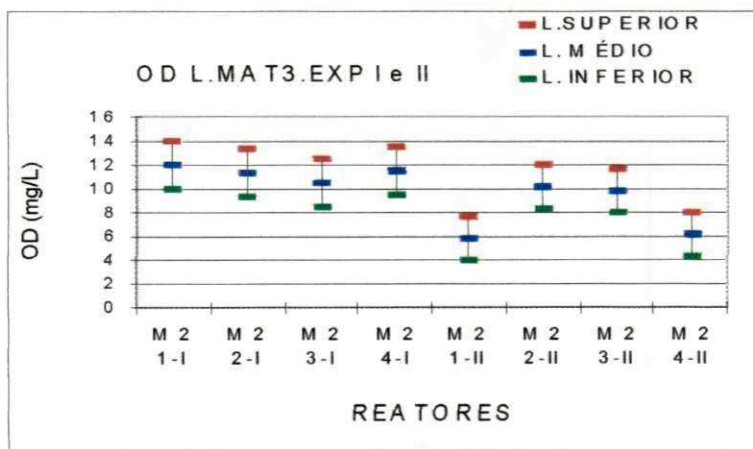


Figura 4.59 - Valores médios e limites de confiança de 95% (método GT-2) dos valores de OD nas lagoas de maturação terciárias nos exp.I e II do sistema XVI da EXTRABES em Campina Grande (PB).

Tabela 4.4 - Estatística descritiva dos parâmetros da amostra da coluna líquida dos reatores do sistema XVI da EXTRABES, exp.I (outubro / 91 - novembro / 92), localizado na ETE de Campina Grande (PB).

PARÂMETROS		REATORES														
		LAGOAS FACULTATIVAS SECUNDÁRIAS						LAGOAS DE MATURAÇÃO SECUNDÁRIAS					LAGOAS DE MATURAÇÃO TERCIÁRIAS			
		F-21	F-22	F-23	F-24	F-25		M-16	M-17	M-18	M-19	M-20	M-21	M-22	M-23	M-24
DBO ₅ (mg/L)	méd	32	29	27	23	25		22	21	25	26	26	25	26	21	17
	mín	2	4	1	3	2		4	6	5	6	6	6	4	4	1
	máx	112	96	107	107	96		52	41	56	62	110	52	62	50	42
	n	46	45	46	45	44		44	46	45	44	44	45	46	45	44
S.S. (mg/L)	méd	81	77	67	63	69		79	74	119	123	112	101	89	94	107
	mín	17	9	5	1	7		8	16	4	24	5	31	2	19	19
	máx	142	91	102	106	111		140	140	397	222	314	293	205	187	321
	n	46	46	46	45	46		53	53	52	52	52	45	46	46	46
Clorofila "a" (ug/L)	méd	448	541	364	374	337		544	624	923	974	545	663	564	499	683
	mín	15	33	21	9	11		54	46	72	112	67	122	139	93	62
	máx	2334	2138	1321	1545	866		3520	4058	4487	4692	1888	3993	3118	2149	4076
	n	43	42	43	43	43		43	43	43	43	43	43	43	43	43
S ² (mg/L)	méd	1,06	1,1	1,01	0,795	0,85		0,02	0,01	0,02	0,02	0,02	0,10	0,07	0,12	0,10
	mín	0	0	0	0	0		0	0	0	0	0	0	0	0	0
	máx	5,16	8	5,01	6,36	4,2		0,09	0,06	0,16	0,1	0,15	1,53	1,89	3,35	1,69
	n	41	42	42	42	41		42	42	42	41	41	42	42	42	41
O.D. (mg/L)	méd	1,70	3,30	2,66	2,94	3,31		8,33	10,25	11,25	13,22	7,69	12,04	11,32	10,56	11,65
	mín	0	0	0	0	0		1,7	4,1	1,7	5,2	2,8	0,5	2,1	1,3	3,1
	máx	5,8	15	6,5	8,5	10		16,8	20	20	19,8	20	19,4	20	18,4	19,2
	n	22	22	22	22	22		22	22	21	22	22	21	21	22	22
PH	méd	7,47	7,51	7,54	7,58	7,58		8,71	8,74	8,63	8,72	8,00	9,13	9,16	8,71	9,06
	mín	6,8	7	6,9	7	7		7,5	7,5	7,8	7,3	7,3	8,2	8,2	7	8,1
	máx	8,3	8,6	8,3	8,6	8,5		10	10	10	9,9	8,9	10	9,8	9,7	9,7
	n	48	48	48	48	48		48	48	47	48	48	48	48	48	48
N-NH ₄ ⁺ (mg N/L)	méd	33,19	32,35	32,09	31,54	31,02		6,75	6,45	7,04	7,72	16,71	3,30	2,48	2,63	2,27
	mín	10,6	3,6	4,5	5,2	3,4		0	0	0	0	0	0	0	0	0
	máx	68,3	63,5	63,3	59,4	65,1		27,7	20,6	19,1	24,8	51	28,2	27,1	24,2	24,3
	n	48	47	47	47	47		47	47	47	47	47	47	47	46	47
D.Q.O. (mg/L)	méd	116	119	103	97	102		188	191	228	232	216	219	208	201	196
	mín	121	110	85	84	97		78	80	86	68	3	121	135	89	51
	máx	398	843	355	314	354		516	310	471	350	440	333	318	312	391
	n	47	47	46	47	47		47	47	47	47	47	47	47	47	47
C.F. (UFC/100ml)	méd	2,23E+06	1,83E+06	1,84E+06	1,30E+06	1,38E+06		5,43E+03	4,25E+03	6,13E+03	5,35E+03	2,96E+04	2,72E+02	9,34E+01	7,77E+02	1,09E+02
	mín	4,50E+04	1,50E+04	1,00E+04	3,67E+04	1,05E+03		2,00E+01	1,00E+01	2,00E+01	3,00E+01	4,00E+01	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
	máx	1,22E+07	1,83E+06	9,80E+06	5,85E+06	4,70E+06		6,40E+04	3,43E+04	3,70E+04	4,70E+04	4,60E+05	3,50E+03	1,10E+03	1,30E+04	1,50E+03
	n	45	45	45	45	43		40	42	42	44	45	44	46	44	40
Temperatura (°C)	méd	24,7	24,7	24,2	24,7	23,9		24,8	25,3	25,9	25,8	25,7	25,8	26,0	24,9	26,1
	mín	23	22,2	21,7	23,5	22		22,5	23,2	23,5	23,2	23,5	23	23,8	22,2	23,5
	máx	27	27	26,5	26,5	27,2		27,5	28	28,5	28,8	28,5	28	28,5	27	28,5
	n	46	46	46	46	46		53	53	53	52	53	46	46	46	46

OBS: Os dados do reator M15 não foram objeto de estudo neste trabalho;

Tabela 4.5 - Estatística descritiva dos parâmetros da amostra da coluna líquida dos reatores do sistema XVI da EXTRABES, exp.II (dezembro / 93 - setembro / 94), localizado na ETE de Campina Grande (PB).

PARÂMETROS		REATORES																
		LAGOAS FACULTATIVAS SECUNDÁRIAS							LAGOAS DE MATURAÇÃO SECUNDÁRIAS						LAGOAS DE MATURAÇÃO TERCIÁRIAS			
		F-21	F-22	F-23	F-24	F-25	M-15	M-16	M-17	M-18	M-19	M-20	M-21	M-22	M-23	M-24		
DBO ₅ (mg / L)	méd	54	51	46	52	49		22	28	31	38	48	19	17	22	19		
	mín	34	33	11	29	25		9	9	10	14	23	8	8	9	5		
	máx	81	73	73	72	78		43	63	58	72	75	29	35	43	34		
	n	23	23	23	23	23		23	23	23	23	23	23	23	23	22		
S.S. (mg / L)	méd	94	78	76	68	104		82	139	443	472	362	78	101	197	179		
	mín	34	18	26	24	41		12	25	36	103	45	2	19	50	43		
	máx	119	91	74	68	61		186	534	963	854	645	130	191	459	383		
	n	46	46	46	45	46		25	25	24	23	23	25	25	25	25		
Clorofila " a " (ug / L)	méd	287	285	311	253	214		272	261	415	467	519	272	386	371	259		
	mín	64	52	122	68	54		24	55	78	126	192	31	38	68	16		
	máx	1103	703	599	619	523		463	773	779	1498	1021	703	884	753	807		
	n	24	24	24	23	23		24	24	24	23	23	24	24	24	24		
S ² (mg / L)	méd	5,18	4,48	5,67	5,64	6,09		0,19	0,35	0,11	0,28	0,70	0,03	0,03	0,06	0,07		
	mín	0,42	0,39	0,41	1,86	3,13		0	0	0	0	0,07	0	0	0	0		
	máx	12,9	18,57	15,03	15,03	28,82		2,44	2,32	0,33	0,88	2,65	0,14	0,14	0,51	0,54		
	n	25	25	25	25	25		25	25	25	25	25	25	25	25	25		
O.D. (mg / L)	méd	0,46	0,66	0,66	0,40	0,35		3,96	2,77	7,51	4,74	2,48	6,24	11,42	11,53	7,06		
	mín	0	0	0	0	0		0,1	0,1	1,5	0,1	0,1	0,3	3,5	1,5	1,3		
	máx	2,5	6,2	4,5	4,5	2		8,4	8,4	17,8	12	9	15	18	19,5	18,8		
	n	25	25	24	25	25		25	25	25	25	23	25	25	25	25		
PH	méd	7,45	7,44	7,58	7,53	7,58		8,02	7,96	8,06	7,86	7,69	8,32	8,55	8,50	8,15		
	mín	7,3	7	7,4	7,3	7,4		7,7	7,7	7,7	7,6	7,4	7,7	6,7	7,7	7,3		
	máx	7,7	7,7	7,8	7,8	7,9		8,4	8,3	8,5	8,3	8,1	9,3	9,3	9,3	9,2		
	n	25	25	25	25	25		25	25	25	25	25	25	25	25	25		
N-NH ⁺ ₄ (mg N / L)	méd	31,45	31,40	39,33	32,00	30,97		6,75	6,45	7,04	7,72	16,71	9,18	6,16	6,63	7,51		
	mín	16,3	14,7	16	15,1	15		0	0	0	0	0	1,1	0,3	0,6	0,5		
	máx	46,2	49,1	247	55,5	52,4		27,7	20,6	19,1	24,8	51	20,6	19,5	21,1	16,7		
	n	25	25	25	25	25		47	47	47	47	47	25	25	25	25		
D.Q.O. (mg / L)	méd	141	130	119	117	133		174	234	513	609	545	159	178	239	230		
	mín	139	148	123	95	125		61	103	157	146	184	68	95	131	90		
	máx	371	332	263	283	689		338	614	1317	1925	1356	264	339	430	427		
	n	25	25	25	25	25		25	25	25	24	25	25	25	25	25		
C.F. (UFC/100ml)	méd	7,20E+06	6,57E+06	5,96E+06	5,51E+06	5,37E+06		1,40E+05	1,10E+05	1,33E+05	1,76E+05	2,80E+05	1,03E+04	5,57E+03	5,87E+03	1,39E+03		
	mín	1,18E+06	6,85E+05	5,15E+05	1,27E+06	1,40E+06		4,60E+02	3,00E+02	3,00E+03	1,35E+04	1,20E+04	3,60E+02	6,00E+01	1,30E+02	3,00E+01		
	máx	1,37E+07	8,05E+06	4,00E+06	5,90E+06	2,50E+06		9,60E+05	4,05E+05	4,55E+05	3,55E+05	9,35E+05	7,80E+04	3,10E+04	3,15E+04	5,33E+03		
	n	25	25	25	25	25		25	25	25	24	24	23	25	25	25		
Temperatura (° C)	méd	24,9	25,0	25,0	25,1	24,7		25,8	25,7	26,3	26,5	26,3	25,7	26,2	26,0	25,9		
	mín	22,5	23,8	23,8	23,8	23,5		24	23,2	24,7	24,7	25	22,7	24,5	24,2	24		
	máx	27,2	27	27	27,5	26,5		27,7	28	28,5	28,5	28,8	28	28,5	28,8	27,5		
	n	21	21	21	21	21		21	21	21	21	21	21	21	21	21		

OBS: Os dados do reator M15 não foram objeto de estudo neste trabalho;

Tabela 4.6 – Valor crítico (F_c) e estatística F ($\alpha = 0,05$) para os dados amostrais dos parâmetros analíticos determinados nos exp. I e II, para a verificação da existência de diferenças significativas entre os valores médios (média aritmética) de amostras coletadas na coluna líquida, de lagoas facultativas secundárias, do sistema XVI da EXTRABES nas dependências da ETE de Campina Grande (PB).

Parâmetro analítico	Valores de F e F_c					
	exp. I		exp. II		exp. I e II	
	F	F_c	F	F_c	F	F_c
OD (mg /L)	1,16	2,45	0,46	2,44	9,01	1,92
DBO ₅ (mg /L)	1,13	2,41	1,18	2,45	1,40	1,90
DQO (mg /L)	3,20	2,41	2,41	2,44	3,54	1,90
SS (mg /L)	2,00	2,41	2,19	2,44	2,98	1,90
Clorofila a ($\mu\text{g/L}$)	3,01	2,41	1,37	2,45	4,40	1,90
pH	1,04	2,41	4,88	2,44	1,36	1,90
$S^=$ (mg S/L)	0,42	2,41	0,53	2,44	6,46	1,90
N-NH_4^+ (mg N/L)	0,21	2,41	0,64	2,44	0,61	1,90
CF (UFC/100 mL)	1,95	2,41	1,96	2,44	38,20	1,90
Temperatura (°C)	4,99	2,41	0,41	2,46	4,28	1,90

Tabela 4.7 – Valor crítico (F_c) e estatística F ($\alpha = 0,05$) para os dados amostrais dos parâmetros analíticos determinados nos exp. I e II, para a verificação da existência de diferenças significativas entre os valores médios (média geométrica) de amostras coletadas na coluna líquida, de lagoas facultativas secundárias, do sistema XVI da EXTRABES nas dependências da ETE de Campina Grande (PB).

Parâmetro analítico	Valores de F e F_c					
	exp. I		exp. II		exp. I e II	
	F	F_c	F	F_c	F	F_c
OD (mg /L)	0,97	2,45	0,26	2,44	11,1	1,92
DBO ₅ (mg /L)	1,36	2,41	1,38	2,45	13,9	1,90
DQO (mg /L)	3,71	2,41	3,18	2,44	5,02	1,90
SS (mg /L)	2,35	2,41	2,40	2,44	3,08	1,90
Clorofila a ($\mu\text{g/L}$)	1,47	2,41	1,58	2,45	2,06	1,90
pH	1,06	2,41	5,46	2,44	1,36	1,90
S^- (mg S/L)	0,57	2,41	0,31	2,44	29,5	1,90
N-NH_4^+ (mg N/L)	0,30	2,41	0,12	2,44	0,21	1,90
CF (UFC/100 mL)	1,75	2,41	1,38	2,44	21,60	1,90
Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	5,12	2,41	0,41	2,46	4,42	1,90

Tabela 4.8 – Valor crítico (F_c) e estatística F ($\alpha = 0,05$) para os dados amostrais dos parâmetros analíticos determinados nos exp. I e II, para a verificação da existência de diferenças significativas entre os valores médios (média aritmética) de amostras coletadas na coluna líquida, lagoas de maturação secundárias, do sistema XVI da EXTRABES nas dependências da ETE de Campina Grande (PB).

Parâmetro analítico	Valores de F e F_c					
	exp. I		exp. II		exp. I e II	
	F	F_c	F	F_c	F	F_c
OD (mg /L)	5,09	2,45	11,50	2,44	21,09	1,92
DBO ₅ (mg /L)	1,48	2,41	13,62	2,45	9,98	1,90
DQO (mg /L)	3,80	2,41	2,30	2,44	33,22	1,90
SS (mg /L)	7,42	2,41	25,05	2,44	69,16	1,90
Clorofila a ($\mu\text{g/L}$)	4,10	2,41	7,14	2,45	6,12	1,90
pH	17,95	2,41	15,40	2,44	32,29	1,90
$S^=$ (mg S/L)	1,11	2,41	7,13	2,44	20,83	1,90
N-NH ₄ ⁺ (mg N/L)	12,90	2,41	9,96	2,44	21,03	1,90
CF (UFC/100 mL)	3,58	2,41	3,69	2,44	22,53	1,90
Temperatura (°C)	6,38	2,41	2,12	2,46	6,92	1,90

Tabela 4.9 – Valor crítico (Fc) e estatística F ($\alpha = 0,05$) para os dados amostrais dos parâmetros analíticos determinados nos exp. I e II, para a verificação da existência de diferenças significativas entre os valores médios (média geométrica) de amostras coletadas na coluna líquida, lagoas de maturação secundárias, do sistema XVI da EXTRABES nas dependências da ETE de Campina Grande (PB).

Parâmetro analítico	Valores de F e Fc					
	exp. I		exp. II		exp. I e II	
	F	Fc	F	Fc	F	Fc
OD (mg /L)	4,68	2,45	11,72	2,44	22,71	1,92
DBO ₅ (mg /L)	1,26	2,41	12,64	2,45	8,52	1,90
DQO (mg /L)	2,49	2,41	32,46	2,44	29,29	1,90
SS (mg /L)	4,79	2,41	39,11	2,44	36,62	1,90
Clorofila a (µg/L))	8,34	2,41	7,43	2,45	8,46	1,90
pH	18,81	2,41	15,73	2,44	33,81	1,90
S ⁼ (mg S/L)	0,87	2,41	10,14	2,44	32,93	1,90
N-NH ⁺ ₄ (mg N/L)	5,52	2,41	6,96	2,44	17,44	1,90
CF (UFC/100 mL)	2,53	2,41	3,77	2,44	21,60	1,90
Temperatura (°C)	6,45	2,41	2,21	2,46	7,03	1,90

Tabela 4.10 – Valor crítico (F_c) e estatística F ($\alpha = 0,05$) para os dados amostrais dos parâmetros analíticos determinados nos exp. I e II, para a verificação da existência de diferenças significativas entre os valores médios (média aritmética) de amostras coletadas na coluna líquida, lagoas de maturação terciárias, do sistema XVI da EXTRABES nas dependências da ETE de Campina Grande (PB).

Parâmetro analítico	Valores de F e F_c					
	exp. I		exp. II		exp. I e II	
	F	F_c	F	F_c	F	F_c
OD (mg /L)	0,48	2,71	5,45	2,69	6,06	2,06
DBO ₅ (mg /L)	5,54	2,65	1,39	2,70	3,88	2,04
DQO (mg /L)	1,44	2,65	7,67	2,69	4,98	2,04
SS (mg /L)	1,14	2,65	14,51	2,69	14,08	2,04
Clorofila a ($\mu\text{g/L}$)	1,07	2,65	2,13	2,70	4,16	2,04
pH	7,16	2,65	2,81	2,69	17,22	2,04
$S^=$ (mg S/L)	0,13	2,66	1,83	2,69	0,38	2,04
N-NH_4^+ (mg N/L)	0,49	2,65	2,14	2,69	11,72	2,04
CF (UFC/100 mL)	2,94	2,65	3,40	2,70	11,53	2,04
Temperatura (°C)	9,12	2,65	0,52	2,71	4,64	2,04

Tabela 4.11 – Valor crítico (F_c) e estatística F ($\alpha = 0,05$) para os dados amostrais dos parâmetros analíticos determinados nos exp. I e II, para a verificação da existência de diferenças significativas entre os valores médios (média geométrica) de amostras coletadas na coluna líquida, lagoas de maturação terciárias, do sistema XVI da EXTRABES nas dependências da ETE de Campina Grande (PB).

Parâmetro analítico	Valores de F e F_c					
	exp. I		exp. II		exp. I e II	
	F	F_c	F	F_c	F	F_c
OD (mg /L)	0,37	2,71	4,32	2,69	7,01	2,06
DBO ₅ (mg /L)	5,13	2,65	1,42	2,70	5,73	2,04
DQO (mg /L)	2,14	2,65	5,37	2,69	2,98	2,04
SS (mg /L)	1,01	2,65	12,45	2,69	11,08	2,04
Clorofila a ($\mu\text{g/L}$)	1,61	2,65	1,93	2,70	3,14	2,04
pH	7,57	2,65	3,81	2,69	11,12	2,04
$S^{=}$ (mg S/L)	0,13	2,66	1,83	2,69	0,23	2,04
N-NH_4^+ (mg N/L)	0,35	2,65	1,14	2,69	7,21	2,04
CF (UFC/100 mL)	5,36	2,65	7,40	2,70	8,51	2,04
Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	9,08	2,65	0,46	2,71	3,31	2,04

Capítulo 5

DISCUSSÃO

Diante da constatação de que as condições climáticas da região nordeste do Brasil eram muito favoráveis ao uso de lagoas de estabilização para o tratamento biológico de águas residuárias domésticas, a EXTRABES, com base na sua experiência acumulada desde 1977, promoveu, a partir de 1984, a investigação de séries de lagoas de diferentes configurações nas quais variáveis físicas e operacionais foram estudados, objetivando sempre a otimização desse sistema de tratamento que a literatura sugeria ser muito adequado para regiões com as características climáticas e sócio-econômicas do nordeste do Brasil.

Dentro desse contexto a EXTRABES, reunindo parâmetros de projeto (profundidade, relação entre dimensões, tempo de detenção hidráulica e carga orgânica aplicada) sugeridos por diversos autores, projetou o sistema XVI que, como mencionado anteriormente, reuniu reatores de diferentes configurações buscando analisar o comportamento de diversos parâmetros físico-químicos, microbiológicos e biológicos sob diferentes condições de operação em dois períodos experimentais distintos.

Dessa forma surgiram algumas observações que, em determinados pontos confirmam o que vem sendo mencionado na literatura e, em outros, esclarecem conceitos ou sugestões que foram enfatizados e, aqui, numa análise minuciosa não se mostraram tão nítidos.

Por exemplo, tem sido citada na literatura a importância do fluxo hidráulico no desempenho de reatores de tratamento e, na prática, os reatores de fluxo pouco disperso são superiores aos completamente dispersos. Sendo na prática, a maior ou menor dispersão relacionada a fatores físicos, especialmente a relação largura/comprimento/profundidade e, operacionais como o TDH.

Neste trabalho, as lagoas F21 a F24, com maior relação comprimento/largura, apresentaram a tendência ao melhor desempenho de tratamento quando comparadas com a lagoa de seção quadrada F25.

Uma análise mais aprofundada (one-way ANOVA) demonstrou, no entanto, que lagoas facultativas secundárias com profundidades entre 1 e 2 m e, com relação comprimento/largura de 1:1 e 6:1, quando submetidas a uma mesma carga orgânica superficial média não apresentaram diferenças de desempenho operacional significativas. Diferenças significativas foram demonstradas quando a carga orgânica superficial foi aumentada cerca de três vezes do experimento I para o experimento II o que implicou, por exemplo, em redução expressiva e significativa de oxigênio dissolvido e aumento das concentrações de matéria orgânica, sulfeto total e coliformes fecais. De fato, a carga orgânica superficial é o parâmetro de projeto mais distintivo no comportamento do desempenho operacional de lagoas facultativas secundárias. Sendo assim, do ponto de vista do projeto, para uma mesma área superficial é aconselhável o uso de reatores menos profundos (1 m) em detrimento dos de 2 m de profundidade, visto que a qualidade do efluente de ambos é similar e nos primeiros o custo de construção é menor.

Como mencionado na literatura, foi observado um aumento da carga orgânica nas lagoas de maturação secundárias, sendo esse relacionado ao aumento da biomassa de algas. Entretanto, quando esses reatores foram submetidos a uma maior carga orgânica superficial houve uma tendência à diminuição da biomassa na massa líquida, que foi relacionado ao efeito tóxico de algumas substâncias cujas concentrações aumentaram devido a elevação da carga orgânica aplicada a esses reatores que, geralmente, são projetados para operar em faixas de carga orgânica mais baixas.

Lagoas de maturação, ordinariamente, são projetadas para melhorar a qualidade sanitária da água residuária sendo que, também, outras melhorias como aumentos de oxigênio dissolvido e pH e, diminuição de amônia e sulfeto podem ser observadas. Remoções de material orgânico são, comumente muito pequenas ou negativas e a observação de remoções muito

expressivas é um indicador de que as cargas orgânicas aplicadas podem ser excessivas. Outras evidências negativas do uso de elevadas cargas orgânicas especialmente nas condições operacionais do experimento II, são a diminuição do pH, do oxigênio dissolvido e aumento de coliformes fecais, sulfeto total e nitrogênio amoniacal.

Analisando o aspecto da profundidade, em nível de lagoa de maturação secundária foi verificado que entre os limites de 0,39 m e 0,90 m, considerando uma mesma carga orgânica superficial média, os menores valores médios dos parâmetros SS, DQO e clorofila "a" estavam relacionados aos reatores mais profundos. O reator de "*passagem muito rápida*" M20 foi, nos dois experimentos, operado sobre condições que combinaram elevadas cargas orgânicas, pequenas profundidades e baixos tempos de detenção hidráulica. Este parâmetro, de fato, foi nos dois experimentos, inferior ao mínimo de 3 dias recomendado por Marais (1974) e mesmo ao tempo de 2 dias, utilizado com bons resultados por Araújo (1993) e de Oliveira *et al.* (1996). Essas condições operacionais determinaram um severo processo de deterioração da massa líquida especialmente em termos de CF, nitrogênio amoniacal, sulfeto total e matéria orgânica.

De fato, em análise mais aprofundada (*one-way ANOVA*), foi observada a importância do parâmetro operacional, a carga orgânica superficial média com relação à profundidade, por exemplo, entre esses reatores (lagoas de maturação secundárias) foi distinguida uma relação direta entre os valores médios de matéria orgânica e CF, sendo notória a redução da qualidade microbiológica da massa líquida de tais reatores com o aumento da carga orgânica aplicada.

Os valores médios de nitrogênio amoniacal, obtidos nas lagoas de maturação secundárias, confirmaram a importância dos elevados valores de pH na sua remoção através da volatilização da amônia, pois aos mais elevados valores de pH foram associadas as menores concentrações de nitrogênio amoniacal. Não sendo possível, no entanto, distinguir diferenças significativas entre os reatores M16 a M20 para um mesmo experimento.

A condição de praticamente anaerobiose do sistema, observada principalmente durante o segundo experimento, foi responsável pelo aumento dos valores médios de sulfeto total na massa líquida das lagoas de maturação secundárias. Nesse experimento a carga orgânica aplicada foi aumentada, como mencionado anteriormente, com a redução do TDH pela metade, sendo possível distinguir que a concentração de sulfeto total foi inversamente proporcional à de OD, não tendo essa relação direta ou inversa com a característica física, profundidade, nesses reatores.

No nível de tratamento das lagoas de maturação terciárias foi, ainda, detectada elevada quantidade média de matéria orgânica na massa líquida desses reatores, a qual foi relacionada à biomassa de algas e, diferentemente do sugerido pela literatura, ocorrem nelas remoção de matéria orgânica, comportamento que foi evidenciado com o aumento da carga orgânica superficial média e redução do TDH, do primeiro para o segundo experimento. Numa análise mais acurada (one-way ANOVA), no entanto a carga orgânica superficial aplicada e o TDH não serviram de referência para o comportamento dos valores médios de matéria orgânica na massa líquida desses reatores.

No entanto, foi comprovada a eficiência das lagoas de maturação terciárias na obtenção de efluentes de boa qualidade sanitária que, do ponto de vista da Engenharia Sanitária, podem ser usados para irrigação irrestrita, particularmente aqueles do exp. I, sendo também comprovada a importância do fluxo hidráulico na obtenção de efluente de melhor qualidade bacteriológica pois, mesmo com o aumento da carga orgânica aplicada o reator M24 (reator provido de chicanas) apresentou qualidade bacteriológica equivalente à obtida com a carga orgânica superficial média menor aplicada no primeiro experimento.

De modo similar ao que ocorreu nas lagoas de maturação secundárias, os valores médios de OD e pH, tenderam a diminuir, em consequência das maiores λ s aplicadas no exp. II e os valores médios de amônia, sulfeto total e coliformes fecais tenderam a aumentar.

Capítulo 6

CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

- 1) O desempenho de lagoas de estabilização em escala-piloto tratando esgotos domésticos foi influenciado por parâmetros físicos e operacionais;
- 2) Foi destacada a influencia da carga orgânica superficial no comportamento de lagoas facultativas secundárias e, de maturação secundárias e terciárias.
- 3) Do ponto de vista do projeto, quando são levadas em conta também outros elementos como o custo, particularmente parâmetros como a profundidade devem ser considerados. De fato, a combinação de faixas de carga adequadas com pequenas profundidades, relações de comprimento/largura e tempo de detenção próprios conduzem à obtenção de bom desempenho operacional associado à redução de custos;
- 4) O projeto do sistema de lagoa, no entanto, deve estar baseado em critérios de diferentes naturezas (por exemplo, custos, eficiência de tratamento, reuso, estético, operacional e de manutenção, etc.) e considerar que, particularmente em nível de lagoas de maturação o uso de dispositivos do tipo chicanas pode se tornar um importante elemento que contribui para o melhor desempenho operacional e a obtenção de efluentes de melhor qualidade sanitária;
- 5) Baseado nas observações feitas acima pode ser sugerido um estudo da otimização das características físicas e operacionais mencionadas nesse trabalho para execução de um sistema no qual o efluente pudesse ser utilizado, em nível de lagoas de maturação secundárias, para irrigação de árvores frutíferas e, os efluentes das lagoas de maturação terciárias para irrigação irrestrita. Neste projeto

deverá também ser analisado o efeito do uso desses efluentes na salinização do solo, pois é notório o elevado teor de cloretos presente no esgoto doméstico.

Capítulo 7

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- APHA, AWWA, WPCF (1989). *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 17th edition. Washington D.C.: American Public Health Association.
- ARAÚJO, A. L. C. (1993). *Comportamento de formas de fósforo em sistemas de lagoas de estabilização, em escala-piloto, sob diferentes configurações, tratando esgoto doméstico*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande.
- 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: World Bank.
- COUNCIL OF EUROPEAN COMMUNITIES-CEC (1991). Council Directive of 21 May 1991 concerning urban wastewater treatment (91/271/EEC). *Official Journal of the European Communities*, L135/40-52 (30 May).
- CURTIS, T. P., MARA, D.D. AND SILVA, S. A. (1992). The effect of sunlight on faecal coliforms in ponds: implications for research and design. *Water Science and Technology*, v.26, n. 7-8, pp. 1729-1738.
- da SILVA, F.J.A.(1994). *Estudo do ciclo do nitrogênio em lagoas de estabilização tratando esgotos domésticos no nordeste do Brasil*. Campina Grande: Centro de Ciências e Tecnologia da Universidade Federal da Paraíba (Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil).
- da SILVA, J.L.B. (1992). *Estudo sobre a remoção de fósforo em uma série longa de dez lagoas de estabilização tratando esgotos domésticos em região de clima tropical*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande.
- de OLIVEIRA, R. (1990). *The Performance of Deep Waste Stabilization Ponds in Northeast Brazil*. Ph.D. Thesis, University of Leeds, U.K.

- de OLIVEIRA, R. (1993). *Avaliação do desempenho de uma série longa de lagoas de estabilização tratando esgoto doméstico*. Campina Grande: Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários da UFPB. (Relatório técnico para o CNPq - 1ª etapa).
- de OLIVEIRA, R. (1995). *Avaliação do desempenho de uma série longa de lagoas de estabilização tratando esgoto doméstico*. Campina Grande: Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários da UFPB. 16p. (Relatório técnico para o CNPq - 2ª etapa).
- de OLIVEIRA R., SILVA, S. A. , ARAÚJO, A. L. C., SOARES, J. , MARA, D. D. and PEARSON, H. W. (1996). The performance of a pilot-scale series of ten ponds treating municipal sewage in northeast Brazil. *Water Science & Technology*, 33 (7), pp. 165-171.
- ELLIS, K. V. (1983). Stabilization ponds: design and operation. *Critical Reviews in Environmental Control*, 13(2), pp. 69-102.
- FEACHEM, R.G., BRADLEY, D.J., GERELICK, H. AND MARA D.D. (1983). *Sanitation and Disease. Health Aspects of Excreta and Wastewater Management*. Chichester: John Wiley & Sons.
- FERRARA, R. A. and HARLEMAN, D. R. F. (1981). Hydraulic Modeling for Waste Stabilization Ponds. *Journal of the environmental Engineering Division, ASCE*, 107, pp.817-830.
- GLOYNA, E. F. and TISCHLER, L. F. (1981). Recommendations for regulatory modifications: the use of waste stabilization pond systems. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, v.53 n.11, pp. 1559-1563.
- EMERSON, K. ; RUSSO, R. C.; LUND, R. E.; THRUSTON, R. V. (1975). Aqueous ammonia equilibrium calculations: effect of pH and temperature. *J. Fisheries. Res. Board Can.* 32, pp. 2379-2383.
- JONES, J. G. (1979). *A Guide to Methods for Estimating Microbial Numbers and Biomass in Fresh Water*. Ambleside: Freshwater Biological Association - Scientific Publication (39).
- KÖNIG, A. (1984). *Ecophysiological Studies on Some Algae and Bacteria of Waste Stabilization Ponds*. PhD. Thesis, University of Liverpool, UK.

- KÖNIG, A; PEARSON, H. W. and SILVA, S. A. (1987). Ammonia toxicity to algal growth in waste stabilization ponds. *Water Science Technology* (19), pp.115-122.
- LUMBERS, J. P. (1979). Waste stabilization ponds: design considerations and methods. *The Public Health Engineering*, 7 (2), pp. 70-78.
- MALINA JR., J. F. and RIOS, R. A. (1976). *Anaerobic ponds. In: Ponds as a Wastewater Treatment Alternative* (Ed. E. F. Gloyna, J. F. Malina Jr. And E. M. Davis). Austin: Center for Research in Water Resources, pp. 131-141.
- MARA, D. D. (1976). *Sewage Treatment in Hot Climates*. Chichester : John Wiley & Sons.
- MARA, D. D. and PEARSON, H. W. (1986). Artificial freshwater environment : Waste stabilization ponds. In: *Biotechnology - A comprehensive treatise*, Vol. 8, Chapter 4. (Ed. H. J. Rehm and G. Reed). Weinheim: Verlagsgesellschaft, pp. 177-206.
- MARA, D. D. and PEARSON, H. W. (1987). *Waste Stabilization Ponds: Design Manual for Mediterranean Europe*. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe.
- MARA, D. D. (1988). Waste stabilization ponds: the production of high quality effluents for crop irrigation. In: *Treatment and use of sewage effluent for irrigation*. (Ed. M. B. Pescod and A. Arar). London: Butterworths, pp. 87-92.
- MAYO, A. W. (1989). Effect of pond depth on bacterial mortality rate. *Journal of environmental Engineering*, 115(5), pp.964-977.
- MARA, D. D. ; MILLS, S. W.; PEARSON, H. W. and ALABASTER, G. P. (1992). Waste stabilization ponds: a viable alternative for small community treatment. *Journal of the Institution of Water & Environmental Management*, 6, pp. 72-78.
- MARAIS, G. v. R. (1974). Faecal bacterial kinetics in the stabilization ponds. *Journal of the Environmental Engineering Division*, 100 (EE 1), pp. 119-139.
- MIDDLEBROOKS, E. J., MIDDLEBROOKS, C. H., REYNOLDS, J. H., WATTERS, G.Z., REED, S. C. and GEORGE, D. B. (1982). *Wastewater*

Stabilization Lagoon Design, Performance and Upgrading. New York: Macmillan Publishing Co., Inc.

- MOELLER, J. R. and CALKINS, J. (1980). Bactericidal agents in wastewater lagoons and lagoon design. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, v.52, n.10, pp. 2442-2451.
- ORAGUI, J. I., CURTIS, T. P., SILVA, S. A. and MARA, D. D. (1987). The removal of excreted bacteria and viruses in deep waste stabilization ponds in northeast Brazil. *Water Science and Technology*, 19(34), pp. 569-573.
- OSWALD, W. J. (1968). Advances in anaerobic ponds systems design. *Advanced in Water Quality Improvement*, vol. 1, Austin. The University of Texas Press.
- PANO, A. and MIDDLEBROOKS, E. J. (1982). Ammonia nitrogen removal in facultative wastewater stabilization ponds. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 54 (4), pp. 341-351.
- PARKER, C. D. (1979). Biological mechanisms in lagoons. *Water Technology*, 11 (415), pp. 71-85.
- PEARSON, H. W. (1986). *Estimation of chlorophyll a as a measure of algal biomass in waste stabilization ponds*. Presented at the Regional Seminar on Waste Stabilization Ponds Research, CEPIS, Lima, Peru, 3-7 March 1986.
- PEARSON, H. W. (1987). Algae associated with sewage treatment. In: *Microbial Technology in the Developing World*. (Ed. E. J. da Silva, Y. R. Dommergues, E. J. Nyns and C. Ratledge). New York: Oxford University Press, pp. 260-288.
- PEARSON, H. W. ; MARA, D. D. ; KÖNIG, A. ; DE OLIVEIRA, R. ; MILLS, S. W. ; SMALLMAN, D. J. and SILVA, S. A. (1987). Water column sampling as a rapid and efficient method of determining effluent quality and the performance of waste stabilization ponds. *Water Science and Technology*, 19, pp. 109-113.
- PESCOD, M. B. and MARA, D. D. (1988). Design, operation and maintenance of wastewater stabilization ponds. In: *Treatment and use of sewage effluent for irrigation*. (Ed. M. B. Pescod and A. Arar). London: Butterworths, pp. 93-115.

- POLPRASERT, C., DISSANAYAKE, M. G. and THANH, N. C. (1983). Bacterial die-off kinetics in waste stabilization ponds. *Journal of the Wastes Pollution Control Federation*, 55(3), pp. 285-296.
- RAVEN, Peter H.; EVERT, Ray F.; Eichhorn, Susan E. (1992). *Biologia Vegetal*. 5ª ed. Editora Guanabara Koogan S.A. Rio de Janeiro.
- REED, S. C. (1985). Nitrogen removal in stabilization ponds. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 57 (1), 39-45.
- SANTOS, M. C. R. and OLIVEIRA, J. F. S. (1987). Nitrogen transformations and removal in waste stabilization ponds in Portugal seasonal variations. In: *Waste Stabilization Ponds. Proceedings of an International Association on Water Pollution Research and Control*. (Ed. D. D. Mara and M. H. M. do Monte). Oxford: Pergamon Press. pp. 123-130.
- SAWYER, C. N., McCARTY, P.L. & PARKIN, G. F. (1994). *Chemistry for Environmental Engineering*. 4th edition, International Student Edition, McGraw-Hill Book Company.
- SILVA, S. A. e MARA, D. D. (1979). *Tratamentos Biológicos de Águas Residuárias: Lagoas de Estabilização*. Rio de Janeiro. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES.
- SILVA, S. A. (1982). *On the Treatment of Domestic Sewage in Waste Stabilization Ponds in Northeast Brazil*. Ph. D. Thesis, University of Dundee, UK.
- SILVA, S. A. , MARA, D. D. and de OLIVEIRA, R. (1987). The performance of a series of five deep waste stabilization ponds in northeast Brazil. *Water Science and Technology*, 19 (12), pp. 61-64.
- SILVA, S. A.; ATHAYDE JR., G. B.; de OLIVEIRA, R.; ARAÚJO, A. L. C.; SILVA, S. T. A.; PEARSON, H. W. (1997). *Efeito de Características Físicas e Operacionais na Cinética de Remoção de Coliformes Fecais em Lagoas Facultativas Secundárias e de Maturação*. *Anais do 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*. I-076; pp 475-479. Foz do Iguaçu-PR, 14 a 19 de setembro de 1997.
- SOARES, J. (1985). *Avaliação do Comportamento de um Sistema de Lagoas de Estabilização em Série*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande.

- SOARES, J. (1996). *Nitrogen removal in waste stabilisation ponds in northeast Brazil*. PhD. First Year Transfer Report. Department of Civil Engineering, University of Leeds, UK.
- SOKAL, R. R. AND ROHLF, F. J. (1981). *Biometry - The Principles and Practice of Statistics in Biological Research*. 2nd edition. San Francisco: W. H. Freeman and Company.
- STANIER, R. Y., INGRAHAM, J. L., WHEELIS, M. L. and PAINTER, P. R. (1986). *The Microbial World*, 5th edition. Englewood Cliffs, N. J., USA: Prentice Hall.
- VAN HAANDEL, A. C. e LETTINGA, G. (1994). *Tratamento Anaeróbio de Esgoto em Regiões de Clima Quente*. Campina Grande-Pb: Epgraf.
- WHO (1987). *Wastewater Stabilization Ponds: Principles of Planning and Practice*. Technical Publication n^o.10. Alexandria: Regional Office for the Eastern Mediterranean.
- WHO (1989). *Health Guidelines for the Use of Wastewater in Agriculture and Aquaculture*. Technical Report Series 778. Geneva: World Health Organization.