

UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL

"INFLUÊNCIA DO TEMPO DE DETENÇÃO NA EFICIÊNCIA DE LAGOAS
FACULTATIVAS SECUNDÁRIAS, TRATANDO ESGOTOS DOMÉSTICOS".

AUTOR

NILSON DE BRITO FEITOZA

ENGENHEIRO CIVIL

CAMPINA GRANDE - PARAÍBA

NOVEMBRO/1983



F311i Feitoza, Nilson de Brito.
Influência do tempo de detenção na eficiência de lagoas facultativas secundárias, tratando esgotos domésticos / Nilson de Brito Feitoza. - Campina Grande, 1983.
76 f.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal da Paraíba, Centro de Ciências e Tecnologia.

1. Lagoas Facultativas Secundárias - Tratamento. 2. Esgoto Doméstico. 3. Dissertação - Engenharia Civil. I. Silva, Salomão Anselmo. II. Universidade Federal da Paraíba - Campina Grande (PB). III. Título

CDU 628.357.2(043)

"INFLUÊNCIA DO TEMPO DE DETENÇÃO NA EFICIÊNCIA DE LAGOAS
FACULTATIVAS SECUNDÁRIAS, TRATANDO ESGOTOS DOMÉSTICOS".

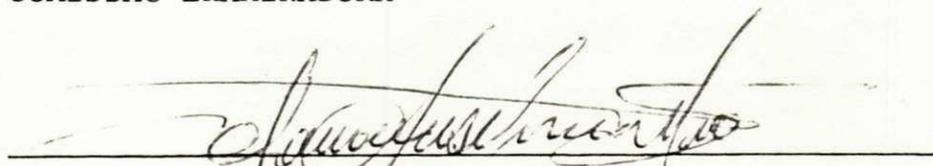
NILSON DE BRITO FEITOZA

Engenheiro Civil

DISSERTAÇÃO APRESENTADA AO CURSO DE MESTRADO EM ENGENHARIA CI
VIL DA UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA, EM CUMPRIMENTO AS EXI
GÊNCIAS PARA OBTENÇÃO DE GRAU DE MESTRE EM CIÊNCIAS.

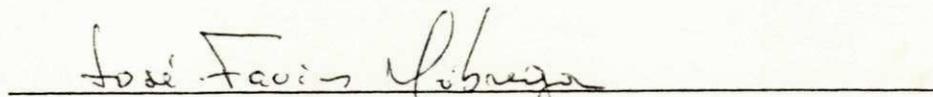
Aprovada por:

COMISSÃO EXAMINADORA

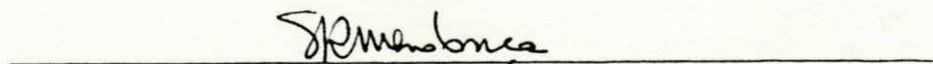


PROF^o SALOMÃO ANSELMO SILVA - M.Sc. Ph.D.

Presidente



PROF^o JOSÉ FARIAS NÓBREGA - M.Sc.



PROF^o SÉRGIO ROLIM MENDONÇA - M.Sc.

CAMPINA GRANDE PARAÍBA

NOVEMBRO/1983

OFERECIMENTOS

Aos meus pais (em memória).
A minha esposa Olga e aos
meus filhos Pedro Otávio ,
Flávia e Valéria.

AGRADECIMENTOS

A pesquisa sobre Lagoas de Estabilização enfocando especificamente Lagoas Facultativas Secundárias, tratando esgotos domésticos relatada nesta dissertação, não teria sido possível sem a inestimável colaboração e suporte financeiro da Universidade Federal da Paraíba - UFPb, através da Estação de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários - EXTRABES, e dos seguintes órgãos convenientes: 1) Companhia de Água e Esgotos da Paraíba - Cagepa; 2) Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social - BNDES; 3) Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste - SUDENE; 4) Financiadora de Estudos e Projetos - FINEP; 5) Canadian International Development Agency - CIDA e 6) Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq.

O autor deseja também expressar seu reconhecimento ao Professor Salomão Anselmo Silva, Chefe de Pesquisa da EXTRABES, e orientador deste trabalho, pelo seu encorajamento e sua preciosa orientação; à toda equipe técnica da EXTRABES pela ajuda recebida nas coletas e análises das amostras e nas medições de campo durante a fase experimental da pesquisa, bem como ao Professor José Leonidas Maciel - Coordenador do NPD/UFPb - Campus II, pela sua contribuição na análise e processamento de dados contidos neste trabalho.

RESUMO

O presente trabalho objetiva contribuir para um melhor conhecimento de desempenho das lagoas facultativas secundárias, tratando esgotos domésticos na região Nordeste do Brasil e expressa o resultado de pesquisas desenvolvidas na ESTAÇÃO EXPERIMENTAL DE TRATAMENTOS BIOLÓGICOS DE ESGOTOS SANITÁRIOS - EXTRABES.

As duas lagoas analisadas são reatores em escala piloto e foram operadas durante o período de junho de 1977 a março de 1979, sendo cada uma integrante de um sistema independente de lagoas de estabilização em série, existente na Extrabes a saber: Sistema denominado III, composto de uma lagoa anaeróbia (A_2) seguida de outra lagoa anaeróbia (A_3) e de uma lagoa facultativa secundária (F_6), e o Sistema denominado IV, composto de uma lagoa anaeróbia (A_4) seguida de uma lagoa facultativa secundária (F_7).

Os dois sistemas foram submetidos durante o período de pesquisa a cargas orgânicas e tempos de detenção diferentes

Verificou-se que o aumento do tempo de detenção numa lagoa facultativa secundária, do qual decorre aumento em sua área, não promove um aumento proporcional na eficiência de remoção da DBO_5 e de Coliformes Fecais.

ABSTRAC

The objective of the present study is to determine the basic kinetics of secondary facultative ponds treating domestic sewage in the Northeastern region of Brazil. An attempt has also been made to evaluate the effectiveness of secondary facultative ponds under the specific regional conditions. The experimental results reported herein have been carried out in the Experimental Station for the Biological Treatment of Sewage EXTRABES in Campina Grande.

Two pilot scale ponds were operated independently from June 1977 to March 1979. Each pond was integrated to a series of ponds, this forming two systems. The systems were as follows: System III comprises an anaerobic pond (A_2) followed by another anaerobic pond (A_3) and a secondary facultative pond (F_6). System IV consists of an anaerobic pond (A_4) followed by a secondary facultative pond (F_7).

During the experimental period, organic loading and detention time were different for each system.

It was verified that an increase in the detention time of a secondary facultative pond, which implies an increase of its area, does not promote a proportional increase in its efficiency on the removal of BOD_5 and Feacal Coliforms.

Í N D I C E

	Página
INTRODUÇÃO	01
CAPÍTULO I - LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO	05
1.1 - INTRODUÇÃO	05
1.2 - CAMPO DE APLICAÇÃO	05
1.3 - TIPOS DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO	06
1.4 - VANTAGENS E DESVANTAGENS DO USO DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO	07
1.5 - LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO EM SÉRIE	08
1.6 - LAGOAS ANAERÓBIAS	09
1.6.1 - DECOMPOSIÇÃO ANAERÓBIA	10
1.6.2 - CONTROLE DE ODOR	11
1.6.3 - MÉTODOS DE DIMENSIONAMENTO	12
1.7 - LAGOAS FACULTATIVAS	15
1.7.1 - MECANISMO DO TRATAMENTO NA LAGOA FACULTATIVA	15
1.7.2 - CONDIÇÕES DE MISTURA NUMA LAGOA FACULTATIVA	16
1.7.3 - PROFUNDIDADE	18
1.7.4 - MÉTODOS DE DIMENSIONAMENTO	19
1.8 - REMOÇÃO DE BACTÉRIAS	30
CAPÍTULO II - MÉTODOS EXPERIMENTAIS	32
2.1 - LAGOAS EM ESCALA PILOTO	32
2.1.1 - DESCRIÇÃO	32
2.1.2 - BOMBEAMENTO DO ESGOTO	33
2.2 - COLETA DAS AMOSTRAS	37
2.3 - EXAMES FÍSICO-QUÍMICOS	38

	Página
2.4 - ANÁLISES BACTERIOLÓGICAS	38
2.5 - ANÁLISES PARASITOLÓGICAS	39
CAPÍTULO III - RESULTADOS EXPERIMENTAIS	41
3.1 - DESCRIÇÃO DOS EXPERIMENTOS	41
3.2 - APRESENTAÇÃO DOS RESULTADOS	41
3.3 - CARACTERIZAÇÃO DO ESGOTO BRUTO	41
3.4 - RESULTADOS EXPERIMENTAIS DAS LAGOAS DOS SISTEMAS III e IV	42
CAPÍTULO IV - DISCUSSÃO	52
4.1 - REMOÇÃO DA DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO (DBO ₅) .	52
4.2 - REMOÇÃO DE COLIFORMES FECAIS	57
4.3 - REMOÇÃO DE PARASITOS	63
CAPÍTULO V - CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	65
ANEXO I - ESTAÇÃO EXPERIMENTAL DE TRATAMENTOS BIO LÓGICOS DE ESGOTOS SANITÁRIOS - EXTRABES	68
1. HISTÓRICO	68
2. PROGRAMA DE PESQUISAS	71
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	73

INTRODUÇÃO

Constitui-se hoje um desafio para os profissionais da Engenharia Sanitária e Ambiental, não só a busca dos mananciais para os Projetos de Abastecimento D'Água de uma comunidade como também, a garantia da sua preservação.

O homem vem desde os tempos primitivos, utilizando os cursos de água, para o despejo de suas águas residuárias. Este problema vem sendo agravado ultimamente, não só pelo crescimento desordenado dos aglomerados urbanos como também pelas atividades industriais, que continuam lançando suas águas residuárias nos cursos de água, muitas vezes sem nenhum tratamento prévio.

No Brasil, principalmente na Região Nordeste, esta solução vem sendo adotada e ela se reveste de maior gravidade pelo fato da maioria dos nossos rios terem regime intermitente.

O atraso histórico das condições de saneamento no nosso país, se podia explicar até o ano 1968, por inexistir uma estrutura financeira para apoiar de forma auto-sustentada os pesados investimentos exigidos para a construção de sistemas de abastecimento de água e de coleta, tratamento e disposição de esgotos.

Embora um ou outro município, pudesse mobilizar recursos, através das suas arrecadações tributárias, a maioria, entre os quais se incluem os da Região Nordeste do Brasil não podiam fazer qualquer investimento nesses setores.

O Governo Federal, criou então a partir de 1968, o

PLANASA - Plano Nacional de Saneamento atribuindo ao Banco Nacional de Habitação - BNH, a tarefa da implementação deste plano. As estatísticas sobre a infra-estrutura de serviços urbanos até então, indicavam apenas que 40% das populações eram abastecidas de água e que, parte significativa deste total correspondia a um abastecimento irregular e deficiente. Em termos de esgotos, a situação era ainda mais precária, pois das poucas cidades que contavam com redes de esgotos, a maioria, não dispunha de um sistema adequado de tratamento e disposição dos mesmos, constituindo-se em uma fonte certa de poluição dos rios.

Hoje, transcorridos cerca de 15 anos de sua implantação, a situação melhorou bastante no que diz respeito a implantação, ampliação e melhoria de sistemas de abastecimento de água, pois foram beneficiados 3.034 municípios brasileiros com este serviço de infra-estrutura urbana. (Pires, 1981)

No que diz respeito aos sistemas de esgotos sanitários o Planasa somente pôde atender a cerca de 300 municípios.

Vemos portanto que apesar dos esforços dos Governos Federais, Estaduais e Municipais a maioria dos municípios brasileiros ainda não dispõe de um sistema de coleta, tratamento e disposição de suas águas residuárias, nas áreas urbanas.

Um dos caminhos que certamente deve ser seguido para se diminuir este déficit, no que diz respeito aos sistemas de esgotos sanitários, é baratear o custo de construção dos mesmos, atendendo a capacidade de investimento de cada uma dessas comunidades, o que implica na elaboração de Projetos Téc

nicos que atinjam imediatamente este objetivo, começando com a adoção de métodos de baixo custo no tratamento das águas re siduárias tais como as lagoas de estabilização principalmen te naquelas comunidades localizadas no Nordeste do Brasil, on de a disponibilidade e custo dos terrenos são mais acessíveis além destas lagoas não necessitarem de pessoal especializado para sua operação e manutenção.

Devido ao fato de ser a lagoa de estabilização, o tipo de tratamento de esgotos cada vez mais utilizado no Brasil, se faz necessário a realização de estudos para se estabelecer critérios e parâmetros de projeto, testados em outros países ou regiões do país, e que necessitam ser adaptados às condições de cada localidade em que se deseja adotar tal tratamento, principalmente no Nordeste Brasileiro.

Considerando as observações acima expostas foi realizado o presente estudo com o propósito de verificar a aplicabilidade dos parâmetros existentes, ou se estabelecer novos critérios no dimensionamento de lagoas de estabilização de esgotos para a região nordestina, utilizando-se os dados levantados em lagoas-pilotos existentes na Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários - EXTRABES, na cidade de Campina Grande - Pb, no período de junho de 1977 a março de 1979. (vide anexo I).

O objetivo deste trabalho é analisar a influência do tempo de detenção em lagoas facultativas secundárias através da comparação das eficiências demonstradas pelas lagoas facultativas F_6 e F_7 (vide 2.1.1) com aquelas apresentadas pela lagoa F_1 pertencente a um sistema de cinco lagoas em série;

composto de uma anaeróbia A_1 , seguida de uma facultativa F_1 e de três lagoas de maturação respectivamente M_1 , M_2 e M_3 .

Este sistema de lagoas existente na EXTRABES foi pesquisado durante três experimentos diferentes e em cada um o sistema foi submetido a carga orgânica e tempo de detenção diferentes.

A análise se restringirá a verificação da eficiência das lagoas na remoção da carga orgânica (DBO_5), coliformes fecais (CF) e parasitos em função dos respectivos tempos de detenção.

CAPÍTULO I

LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO

1.1 - Introdução

As lagoas de estabilização são unidades destinadas ao tratamento de águas residuárias brutas, ou de efluentes que tenham recebidos um tratamento preliminar, através de processos naturais envolvendo principalmente bactérias e algas. (Mara, 1976).

1.2 - Campo de Aplicação

As lagoas de estabilização podem ser aplicadas no tratamento de esgotos sanitários nos seguintes casos:

- a) Para tratamento completo, recebendo águas residuárias brutas;
- b) Para tratamento secundário, recebendo efluentes de tratamento primário;
- c) Para tratamento terciário, recebendo efluentes do tratamento secundário.

As lagoas de estabilização podem ainda ser usadas no tratamento de resíduos industriais de natureza orgânicas (matadouros, frigoríficos, laticínios, indústrias alimentícias de conserva, etc), como também no tratamento de águas re

siduárias resultantes de atividades agrícolas.

1.3 - Tipos de Lagoas de Estabilização

As lagoas de estabilização podem ser classificadas em quatro tipos:

- a) Lagoas Anaeróbias - destinadas ao recebimento de águas residuárias brutas e nas quais tem lugar a decomposição anaeróbia;
- b) Lagoas Facultativas - são aquelas que podem receber tanto águas residuárias brutas como efluentes pré-tratados e onde ocorrem simultaneamente uma decomposição anaeróbia com uma oxidação aeróbia em conjunção com a fotossíntese;
- c) Lagoas de Maturação - são aquelas que recebem efluentes de lagoas facultativas (ou de outra lagoa de maturação) ou de uma estação de tratamento de esgoto convencional e são usadas principalmente para a redução de organismos patogênicos;
- d) Lagoas de Alta Taxa - são lagoas de pouca profundidade que recebem esgotos sedimentados para manter condições aeróbias através de toda sua profundidade tendo como utilidade preliminar a obtenção de alto teor de algas.

1.4 - Vantagens e Desvantagens do uso de Lagoas de Estabilização

As principais vantagens das lagoas de estabilização, em comparação com o tratamento convencional de esgotos são:

- a) Alcançam qualquer grau de tratamento, com um baixo custo e reduzidas despesas de operação e manutenção, pois para tanto, não necessitam de pessoal especializado devido a simplicidade de sua operação;
- b) São muito eficientes na remoção de microorganismos patogênicos;
- c) Seus projetos são concebidos para receberem tanto sobrecargas orgânicas quanto choques de cargas hidráulicas, o que permite que o mesmo possa ser baseado na vazão média das águas residuárias a tratar;
- d) Tratam efetivamente uma grande variedade de águas residuárias, de atividades industriais ou agrícolas que sejam potencialmente biodegradáveis;
- e) Podem ser projetadas de modo que o grau de tratamento possa ser prontamente alterado;
- f) O método de construção adotado para as lagoas de estabilização, propicia no futuro, a área por ela ocupada vir a ser destinada a outra qualquer

atividade, pois a mesma pode ser facilmente retirada;

- g) As algas produzidas numa lagoa de estabilização são fontes de alimentos de alto valor protéico, o qual, pode ser convenientemente explorado na criação de peixes e em atividades agrícolas.
- h) A desvantagem normalmente mencionada para o uso de lagoas de estabilização é a maior área de terreno necessário para a sua construção quando comparada com os métodos convencionais de tratamento de esgotos.

1.5 - Lagoas de Estabilização em Série

As lagoas de estabilização operadas em série tem o seu funcionamento muito próximo do funcionamento de um reator de fluxo tubular (Plug Flow). Esta afirmativa resultou de observações feitas por Thirumurthi (1969) que verificou que a eficiência aumenta enormemente quando se usa lagoas de estabilização em série, em vez de usar isoladamente uma lagoa de estabilização de área equivalente pois neste caso ela tem o comportamento mais próximo de um reator completamente misturado.

Estudando o comportamento de várias lagoas com as mesmas áreas e o mesmo tempo de detenção, Marais (1974) verificou que só havia, pronunciada diferença na qualidade dos seus efluentes se os esgotos eram tratados em uma única lagoa ou em uma série de lagoas.

As vantagens do uso de lagoas de estabilização em série foram comprovadas pelos estudos de campo, ao se comparar através de análises dos esgotos brutos e dos efluentes destas lagoas, as remoções de bactérias fecais, alcançadas. Portanto o uso de lagoas em série pode atingir um grau de tratamento de tal ordem que normalmente qualquer restrição de ordem legal imposta pelas autoridades governamentais para o recebimento de efluentes pelos corpos receptores de água pode ser satisfeita.

A remoção de bactérias conseguida no tratamento de esgotos com lagoas de estabilização em série, é devido ao tratamento do mesmo em múltiplos estágios, o que propicia uma redução de sua concentração em cada estágio.

Consegue-se ainda com o uso de lagoas de estabilização em série uma maior degradação biológica dos resíduos orgânicos, produzindo-se efluentes com concentrações abaixo dos valores permitidos pelos padrões normais exigidos para efluentes finais (por exemplo $DBO_5 < 25 \text{ mg/l}$).

1.6 - Lagoas Anaeróbias

Lagoas anaeróbias são projetadas intencionalmente para receberem uma alta carga orgânica, que permita torná-las destituídas completamente de oxigênio dissolvido.

As lagoas anaeróbias são usadas como unidades de pré-tratamento de esgotos, pois os efluentes por elas produzidos, necessitam de um tratamento complementar o qual, poderá ser realizado por uma lagoa facultativa em série.

1.6.1 - Decomposição Anaeróbia

A decomposição anaeróbia é executada por uma grande variedade de bactérias pertencentes a dois grupos distintos, que são: 1) O grupo das bactérias formadoras de ácidos; 2) o grupo de bactérias formadoras de metano. Para um melhor entendimento do tratamento anaeróbio consideramos que os materiais orgânicos complexos existentes nos esgotos, são convertidos a dióxido de carbono e metano em dois estágios, conforme indicação na figura 1.1, abaixo: (McCarty, 1968)

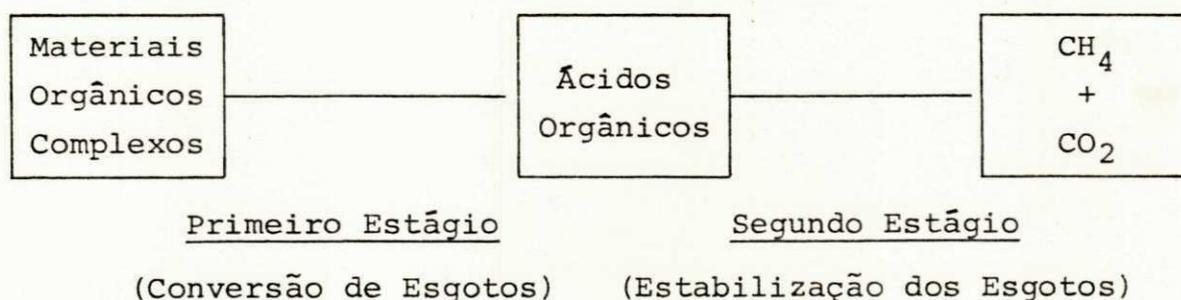


Fig. 1.1

No primeiro estágio, um grupo heterogêneo de bactérias facultativas e anaeróbias, comumente denominadas formadoras de ácido, converte proteínas, carboidratos e gorduras, inicialmente, em ácidos graxos por hidrólise e fermentação. As bactérias formadoras de metano então utilizam os ácidos orgânicos no segundo estágio, convertendo-os em dióxido de carbono e metano.

Embora estes processos sejam sequenciais, eles desenvolvem-se simultaneamente em um ambiente de pH estável.

1.6.2 - Controle de Odor

Uma lagoa anaeróbia submetida a grande carga orgânica produz odor, particularmente se existe condições apropriadas para liberação de sulfeto de hidrogênio.

A causa de emissões de odores por uma lagoa anaeróbia é portanto a liberação de sulfeto de hidrogênio, amônia, hidrocarbonetos e outros compostos orgânicos, em forma gasosa.

Outro importante fator relacionado com a carga de uma lagoa anaeróbia é o pH. Lagoas com grande carga orgânica, tenderão a ter um pH baixo, e esta é uma condição ambiental que permite a liberação de sulfeto de hidrogênio, se a lagoa contiver sulfetos.

O controle de odor de uma lagoa pode ser executado tanto pela redução de carga orgânica de lagoa, a qual atingirá um ponto onde o oxigênio dissolvido começa a estar presente na superfície, através da fotossíntese das algas, como pela utilização da recirculação do efluente de uma lagoa facultativa ou de maturação em série com a mesma.

Em 1962, Abbot, verificou que a operação de uma lagoa anaeróbia com taxa de carga de DBO_5 de aproximadamente 5.800 lb/acre.dia (6.501 kg/ha.dia), não apresentava odores, devido ao fato de haver a lagoa recebido a recirculação do efluente de uma lagoa facultativa na razão de 1 para 1.

Posteriormente Van Eck e Simpson (1966) verificaram que uma lagoa anaeróbia, com carga de DBO_5 de 1.692 a 5.214 lb/acre.dia que recebia o efluente recirculado na razão de

13,9 a 38,8% de uma lagoa facultativa não apresentava odores.

1.6.3 - Métodos de Dimensionamento

As lagoas anaeróbias vêm sendo projetadas por métodos empíricos, ora baseados em carga volumétrica ou utilizando-se as cargas superficiais como critérios.

A carga volumétrica é calculada pela seguinte expressão:

$$\lambda_v = \frac{LiQ}{AD} \quad (1.1)$$

Mas, sendo $Q/AD = t^*$, podemos reescrever a expressão (1.1)

$$\lambda_v = \frac{Li}{t^*} \quad (1.2)$$

A carga superficial é calculada pela seguinte expressão:

$$\lambda_s = 10 LiQ/A \quad (1.3)$$

Onde:

λ_v = carga volumétrica, em g de $DBO_5/m^3 \cdot dia$

λ_s = carga superficial, kg de $DBO_5/ha \cdot dia$

Li = DBO_5 do afluente, mg/l

Q = vazão, m^3/dia

A = área de lagoa, m^2

D = profundidade, m

t^* = tempo de detenção, dia

A remoção da DBO nas lagoas anaeróbias é executada

tanto por sedimentação quanto por digestão anaeróbia. A escolha para projeto, do critério da carga superficial subtende a predominância da função sedimentação sobre a outra (digestão anaeróbia), mas ainda não existem registros sobre estudos sistemáticos que comprovem essa afirmativa. O que se sabe realmente é que a sedimentação somente poderá afetar a remoção da DBO se o esgoto afluente a uma lagoa anaeróbia contiver sólidos orgânicos sedimentáveis, uma vez que as mesmas são calculadas com tempo de detenção suficiente para permitir uma eficiente sedimentação. (McGarry e Pescod, 1970)

Baseados nisto, não nos parece razoável adotar as cargas superficiais no projeto de lagoas anaeróbias, uma vez que as condições ótimas só ocorrem neste tipo de lagoa, na ausência de oxigênio, e por não existir o envolvimento de algas nesse processo, a transferência de oxigênio ou recepção de luz na superfície não são consideradas importantes.

A justificativa na adoção da carga volumétrica como critério de projeto para a lagoa anaeróbia é que o mesmo permite a construção de lagoas com grandes profundidades, em pequenas áreas maximizando o uso da terra.

Diversos pesquisadores têm recomendado o uso de lagoas anaeróbias:

- 1) McGarry e Pescod (1970), recomendam o seu uso no tratamento de águas residuárias industriais, com alta DBO, utilizando-se as mesmas em série, cada uma com uma carga superficial constante e elevada.

Esse conceito trará uma redução no tempo de detenção

ção em cada lagoa, da primeira à última da série e resultará também numa diminuição da área de cada lagoa ao longo da série.

2) Para os países de clima tropical, Marais recomenda uma carga volumétrica de $250 \text{ g/m}^3 \cdot \text{dia}$, para ser aplicada em uma única lagoa, com um tempo de detenção de no mínimo um dia. (Silva, 1982)

3) Gloyna (1971) cita uma fórmula empírica deduzida a partir de trabalhos realizados nos USA, em tanques sépticos e aqua-privies (Weibel e outros, 1949) e Zambia (Vicent e outros, 1963), a qual, permite um cálculo aproximado da redução na DBO_5 em regiões tropicais:

$$Le = Li / \{ (K_n (Le/Li)^n \cdot t^* + 1) \} \quad (1.4)$$

onde:

$Le = \text{DBO}_5$, mg/l, no efluente da lagoa ou substrato

$Li = \text{DBO}_5$, mg/l, do afluente da lagoa

$t^* =$ tempo de detenção, dia

$n =$ expoente para ser determinado experimentalmente (4.8, para o Zambia)

$K_n =$ coeficiente do projeto (igual a 6, para o Zambia)

4) Silva (1982) baseado na análise das eficiências de lagoas anaeróbias pesquisadas na EXTRABES recomenda uma carga volumétrica de projeto igual a $300 \text{ g DBO}_5/\text{m}^3 \cdot \text{dia}$ para a região nordeste do Brasil e para lagoas anaeróbias tratando esgotos domésticos.

A eficiência de remoção de DBO_5 na lagoa anaeróbia submetida a tal carga orgânica pode ser estabelecida em 70%.

1.7 - Lagoas Facultativas

As lagoas facultativas são utilizadas no tratamento de esgotos brutos ou de efluentes que receberam um tratamento preliminar, geralmente de lagoas anaeróbias ou de unidades de estação de tratamento convencional.

1.7.1 - Mecanismo do Tratamento na Lagoa Facultativa

Nas lagoas facultativas uma parte da DBO_5 que entra na lagoa é incorporado ao líquido, e o restante, se sedimenta para formar a camada de lodo no fundo da lagoa, a qual com a ausência de oxigênio, torna-se anaeróbia.

Nas camadas mais próximas de superfície de uma lagoa facultativa, se desenvolvem os processos aeróbios da degradação da matéria orgânica. Estas camadas são ambientes propícios ao desenvolvimento das algas, que nelas realizam a sua fotossíntese, devido a existência da energia solar e de nutrientes.

O mesmo não acontece nas camadas mais profundas, pelo fato da luz solar não penetrar em toda profundidade do perfil de lagoa, evitando deste modo que as algas se desenvolvam e dando origem a condições inteiramente anaeróbias.

Nas camadas superiores onde se desenrolam os processos aeróbios, as bactérias utilizam o oxigênio resultante

da fotossíntese das algas, para oxidar a matéria orgânica. O dióxido de carbono resultante das atividades das bactérias é utilizado pelas algas, juntamente com a energia solar e os nutrientes existentes, formando assim numa lagoa facultativa o relacionamento simbiótico entre algas e bactérias.

1.7.2 - Condições de Mistura numa Lagoa Facultativa

A mistura preenche um número de funções vitais numa lagoa facultativa, tais como: minimizar o aparecimento de curto-circuito hidráulico, minimizar a formação de regiões de estagnação dentro da lagoa e melhorar a distribuição da DBO, algas e oxigênio.

Para que ocorra uma mistura numa lagoa facultativa dois fatores principais concorrem para a sua consecução: o vento e a temperatura.

Na ausência de mistura, verifica-se que rapidamente ocorre a estratificação térmica, numa lagoa facultativa.

A mistura obedece à um ciclo diário em regiões tipicamente tropical ou sub-tropical como se segue: (Marais, 1970)

1) Pela manhã se há algum vento, há um período de completa mistura, no qual a temperatura é uniforme por toda lagoa mas, devido a absorção da radiação solar, a temperatura aumenta gradualmente.

2) Num certo período, geralmente quando o vento não estiver atuando na lagoa, haverá uma estratificação térmica, a qual desenvolve-se rapidamente e forma a chamada termocli

na - delgada camada estática no interior da lagoa, onde há mudança abrupta de temperatura. A temperatura acima da termoclina aumenta para um máximo e decresce, enquanto que a temperatura abaixo da termoclina cai para um valor aproximadamente igual ao valor da temperatura do terreno e depois permanece praticamente constante.

Acima da termoclina pode acontecer um pouco de mistura.

3) Durante a tarde e noite um segundo período de mistura pode ser iniciado por um dos dois mecanismos seguintes:

a) Mistura Térmica;

b) Mistura pelo Vento.

a) Acima da termoclina, sobre condições tranquilas de vento, as camadas do topo perdem o seu calor pela irradiação, numa taxa mais alta que as camadras do fundo. O esfriamento das camadas do topo torna-as mais densas produzindo o seu afundamento e por decorrência uma mistura térmica ou convectiva, resultando no abaixamento da temperatura até a termoclina, a qual permanece aproximadamente uniforme para depois decrescer gradualmente. A termoclina também baixa gradualmente tornando iguais as temperaturas acima e abaixo dela e com novo esfriamento térmico a mistura se propaga por toda a profundidade da lagoa.

b) Sob condições do movimento do vento, geralmente durante o período de decréscimo das temperaturas, a energia comunicada pelo vento para a água acima da termoclina, em alguma fase, supera as forças de estratificação e progressivamente mistura as camadas adjacentes à termoclina, motivando o seu deslocamento para baixo, até que a temperatura fique completamente uniforme e toda a lagoa entre num estado de mistura.

1.7.3 - Profundidade

A profundidade de uma lagoa facultativa é um parâmetro importante para o desempenho da mesma. Profundidade inferior a 1 (hum) metro pode proporcionar o surgimento de vegetação aquática e proliferação de mosquitos. São sugeridos como valores mínimos 1 (hum) metro e como valores máximos 1,5 (hum metro e meio) para as lagoas facultativas. (Van Eck, 1958)

A profundidade de uma lagoa facultativa pode também contribuir para a estabilidade do sistema. Quanto a temperatura de uma lagoa facultativa atinge 35°C, nos períodos em que ocorrem altas temperaturas, o pH pode elevar-se a 11 (usualmente quando a superfície da lagoa se encontra limpa). Ocorrendo estas duas condições simultaneamente, haverá a precipitação de hidróxido de magnésio, fosfato de cálcio e outros componentes, os quais atuando como floculantes, arrastam para o fundo da lagoa os sólidos em suspensão juntamente com as algas. Ocupando camadas mais baixas as algas iniciam a produção de oxí

gênio rompendo desse modo a degradação anaeróbia do lodo, pois a presença de oxigênio inibe as bactérias formadoras de metano. A flotação das células de algas através de bôlhas do oxigênio por elas mesmas produzidas, tem resultado algumas vezes na formação de uma camada de espuma na superfície, a qual, se não for removida atuará como um anteparo a penetração da luz, evitando assim a fotossíntese pelas algas e consequentemente interrompendo o processo de degradação da matéria orgânica na lagoa. Se o suprimento de DBO é continuado, isto causará a redução do pH e estimulará o crescimento de algas. Todo este processo poderá repetir-se em ciclo de 2 a 3 semanas, tendo sido o mesmo observado em lagoas com profundidade menor do que 1,20 m. Uma maneira de evitar todos estes transtornos é projetar uma lagoa facultativa com a profundidade mínima de 1,20 m. (Oswald, 1968)

1.7.4 - Métodos de Dimensionamento

Embora existam diversos métodos para o projeto de lagoas facultativas, os mais utilizados são aqueles baseados em: a) na cinética de primeira ordem; e b) nas cargas superficiais.

a) Métodos baseados na Cinética de Primeira Ordem

Estes métodos são baseados no regime de fluxo que prevalece na lagoa, bem como na taxa de degradação da matéria orgânica existente na lagoa. Como sabemos os regimes de fluxo hidráulico são geralmente descritos como completamente misturado, disperso e tubular (Plug flow).

O modelo de fluxo disperso é considerado o mais racional e foi proposto por Thirumurthi (1969) e baseia-se na equação de Wehner e Wilhelm (1956):

$$\frac{L_e}{L_i} = \frac{4 a e^{1/2\delta}}{(1+a)^2 e^{a/2\delta} - (1-a)^2 e^{-a/2\delta}} \quad (1.5)$$

Onde:

$$a = \sqrt{(1 + 4K_1 t^* \delta)}$$

L_e = DBO₅ do efluente, mg/l

L_i = DBO₅ do afluente, mg/l

δ = número de dispersão da lagoa (variando de zero para o regime tubular - Plug flow - ao infinito para mistura completa)

K_1 = constante de degradação de primeira ordem para a remoção da DBO₅, d⁻¹

t^* = tempo de detenção, dia

O uso desta equação está limitada na prática pelo fato das disponibilidades de informações do número de dispersão de lagoas, serem mínimas.

1) Método de Marais e Shaw

A equação para o cálculo do tempo de detenção necessário para a redução da DBO de uma água residuária afluente a uma lagoa facultativa, para qualquer nível requerido, desenvolvida por Marais e Shaw (1961) baseou-se no trabalho executado por Streeter e Phelps (1925), sobre a auto depuração dos rios.

Seu método se fundamenta na equação de primeira or

dem:

$$\frac{dL}{dt} = -K_1 L \quad (1.6)$$

Onde:

L = DBO_5 existente no tempo t , mg/l

K_1 = constante de degradação de primeira ordem para remoção da DBO , d^{-1}

A variação da DBO numa lagoa, admitindo uma completa mistura, é dada por:

$$dLe = Q_1 Li \frac{dt}{V} - Q_2 Le \frac{dt}{V} - K Le dt$$

Onde:

Li = DBO_5 do afluente, mg/l

Le = DBO_5 do efluente, mg/l

Q_1 = vazão afluente, m^3 /dia

Q_2 = vazão efluente, m^3 /dia

V = volume da lagoa, m^3

Considerando que a vazão afluente (Q_1) é igual a vazão efluente (Q_2), a equação acima pode ser reescrita:

$$Le = Li / (1 + K_1 t^*) \quad (1.7)$$

Sendo:

$t^* = \frac{V}{Q}$ = tempo de detenção hidráulico médio, expresso em dias.

Marais e Shaw (1961) basearam-se na equação (1.7) para relacionar a DBO_5 máxima da lagoa, em conformidade com a manutenção de condições predominantemente aeróbias com a pro

fundidade da lagoa:

$$Le = \frac{N}{2D + 8} \quad (1.8)$$

onde:

N = constante

D = profundidade da lagoa, em metros

Os dados originais foram obtidos de trabalhos de campo, e se encontrou para N um valor igual a 1.000. O valor de N recomendado para os projetos foram reduzidos para:

750 - Marais e Shaw (1961)

700 - Marais (1970)

600 - Meiring e outros (1968)

O objetivo do uso da equação empírica foi selecionar um valor de Le , que assegurasse que a lagoa não se tornaria anaeróbia. Analisando ainda a equação (1.8) veremos que a variação de DBO_5 efluente (Le) com a profundidade da lagoa (D) é muito pequena e que pelo menos dentro da variação normal de profundidade, compreendida em 1,00 m e 1,50 m para quaisquer valores de N que seja escolhido na tabela 1.1, podemos considerar Le , independente de D .

TABELA 1.1 - Valores de Le para várias profundidades da lagoa.

Profundidade da Lagoa (D) (m)	Le (mg/l)			
	N = 1.000	N = 750	N = 700	N = 600
1,0	100	75	79	60
1,1	98	74	69	59
1,2	96	72	67	58
1,3	94	71	66	57
1,4	93	69	65	56
1,5	91	68	64	55

Fonte: Mara, (1976)

O método de Marais e Shaw (equação 1.7) foi modificado por Marais (1966), tendo em vista a variação de K_1 com a temperatura, cuja modificação foi expressa por:

$$K_T = K_{T_0} e^{(T-T_0)} \quad (1.9)$$

Onde:

- K_T = valor de K na temperatura T, d^{-1}
- K_{T_0} = valor de K na temperatura T_0 , d^{-1}
- θ = coeficiente de reação da temperatura

A equação (1.7) passa a ter a seguinte notação:

$$Le = Li / (1 + K_T t^*) \quad (1.10)$$

Marais analisou os resultados obtidos por Suwannakarn

(1963), de lagoas em modelo de laboratório, alimentadas com resíduos sintético de leite, e encontrou a seguinte expressão:

$$K_T = 1,2 (1,085)^{T-35} \quad (1.11)$$

Os valores de $K_{35} = 1,2 \text{ d}^{-1}$ e $\theta = 1,085$ não devem ser aplicados sem as devidas cautelas em projetos de lagoas de estabilização em tamanho natural pelo fato de se desconhecer os seus valores para esgotos domésticos. Para contornar este impasse, Mara (1975) propôs a equação alternativa, seguinte:

$$K_T = 0,3 (1,05)^{T-20} \quad (1.12)$$

2) Método da Exponencial Retardada

Na equação (1.6) admitiu-se que todos os componentes de uma água residuária seriam oxidados ao mesmo tempo e que a taxa não variava com o tempo, estas assertivas são improváveis de acontecer na prática mesmo no tratamento de esgotos domésticos. A equação (1.6) pode ser reescrita como:

$$\frac{dL}{dt} = K_1 L / (1 + \alpha t) \quad (1.13)$$

Onde:

α = um coeficiente de retardamento, d^{-1}

K_1 = o valor da constante de degradação no tempo zero, d^{-1}

Combinando a equação (1.13) com a equação (1.9) em

contramos: (Arthur, 1981)

$$K_{Tt} = K_{T_0} \theta^{T-T_0} / (1 + \alpha t) \quad (1.14)$$

Onde:

K_{Tt} = valor da taxa de degradação na temperatura T
e tempo de detenção t , d^{-1}

Os valores de θ , α e $K_{T_{oto}}$ foram calculados por Arthur (1981) baseados numa temperatura de referência de $20^{\circ}C$, admitindo-se que o valor médio de K_{Tt} ocorreu a um terço do tempo de detenção, ou seja 1,077, 0,23 e 0,92 respectivamente. Substituindo os valores de θ , α e $K_{T_{oto}}$ na equação (1.14) teremos:

$$K_{Tt} = 0,92 (1.077)^{T-20} / \{1 + 0,23(t*/3)\} \quad (1.15)$$

b) Métodos Empíricos Baseados nas Cargas Superficiais

Os engenheiros sanitaristas têm utilizado mais comumente estes métodos para a elaboração dos seus projetos os quais se baseiam em experiências obtidas de lagoas já em funcionamento. Estes dados são mais precisos, quando os parâmetros disponíveis são conseguidos de regiões, cujas condições ambientais, são idênticas as das regiões onde se deseja implantar as lagoas em projeto.

O mais simples destes métodos é aquele em que calculamos a área da lagoa a meia profundidade, baseado numa carga superficial pré-fixada, a qual é expressa pela equação seguin

te:

$$A = \frac{10 Q Li}{\lambda_s} \quad (1.16)$$

Onde:

A = área, em ha

Q = vazão, em m³/dia

Li = DBO₅ afluente

λ_s = carga superficial da DBO₅ de projeto em kg/ha.dia

1) Método de McGarry e Pescod

Após analisar os dados de 143 lagoas facultativas em operação em diversos países, sob as mais diferentes condições, de funcionamento como lagoas facultativas primárias, McGarry e Pescod (1970), verificaram que a carga máxima superficial da DBO₅ que uma lagoa facultativa poderia receber, antes de se tornar anaeróbia, estava relacionada com a temperatura média mensal do ambiente, e estabeleceram a seguinte equação:

$$\hat{\lambda}_s = 11,2 (1,054)^{T_f} \quad (1.17)$$

Onde:

$\hat{\lambda}_s$ = carga máxima superficial da DBO₅ em kg/ha.dia

T_f = temperatura média mensal do ar em °F

A equação (1.17) recebeu duas modificações apresentadas por Mara (1976):

- a) A primeira modificação é baseada no fato de que como as lagoas de estabilização não são projetadas para operarem com uma carga máxima foi introduzido um coeficiente de segurança, passando a carga do projeto a ser calculada, como se segue:

$$\lambda_s = 7,5 (1,054)^{T_f} \quad \text{ou} \quad (1.18)$$

$$\lambda_s = 40,4 (1,099)^{T_c} \quad (1.19)$$

Onde:

λ_s = carga do projeto em kg de DBO_5 por ha.dia

T_c = temperatura média do ar em $^{\circ}\text{C}$

T_f = temperatura média do ar em $^{\circ}\text{F}$

- b) Ele também introduziu uma equação alternativa no cálculo de λ_s :

$$\lambda_s = 20T - 120 \quad (1.20)$$

Onde:

T = temperatura $^{\circ}\text{C}$

O modelo estatístico desenvolvido por McGarry e Pescod (1970) foi estabelecido após a análise de dados colhidos em lagoas primárias das regiões temperadas e sub-tropical com um elevado coeficiente de correlação e conduziu a seguinte correlação:

$$\lambda_r = 10,75 + 0,725 \lambda_s \quad (1.21)$$

Onde:

λ_r = taxa de remoção da DBO_5 , kg/ha.dia

λ_s = taxa de carga de DBO_5 aplicada, kg/ha.dia

Mara e Silva (1979) estabeleceram a equação de correlação seguinte:

$$\lambda_r = 0,79 \lambda_s + 2 \quad (1.22)$$

Arthur (1981) estabeleceu a equação de correlação seguinte:

a) para amostras do efluente não filtradas

$$\lambda_r = 0,72 \lambda_s + 25 \quad (1.23)$$

b) para amostras do efluente, filtradas

$$\lambda_r = 0,8 \lambda_s + 15 \quad (1.24)$$

Yanez (1980), estabeleceu a equação de correlação seguinte:

$$\lambda_r = 0,8063 \lambda_s + 7,67 \quad (1.25)$$

Esta equação foi estabelecida com uma variação de cargas superficiais compreendidas entre 200 e 1.158 kg/ha.dia, colhidas de amostras filtradas do efluente e com a equação de regressão tendo um coeficiente de correlação de 0,9962.

A equipe da superintendencia de pesquisa da CETESB (Kawai, e outros, 1981), estabeleceu a seguinte equação de correlação:

$$\lambda_r = 0,2243 + 0,8322 \lambda_s \quad (1.26)$$

Com um coeficiente de correlação de 0,5974, a qual é válida para a aplicação de cargas superficiais de 90 a 210 kg/ha.dia.

Hermann e Gloyna (1958) em seus trabalhos de pesquisas no estado do Texas - USA, determinaram que a temperatura ótima de operação de uma lagoa era de 35°C e que o tempo de detenção necessária (t^*) em qualquer temperatura T para a remoção de 80 - 90% de DBO de um esgoto doméstico típico nos USA ($DBO_5 = 200 \text{ mg/l}$) mostrou estar relacionada ao tempo de detenção à temperatura de 35°C, pela seguinte equação:

$$t^* = t^*_{35} e^{35-T} \quad (1.27)$$

e que a área da lagoa facultativa, a meia profundidade seria dada por:

$$A = \frac{Q \cdot t^* \cdot T}{D} \quad (1.28)$$

Onde:

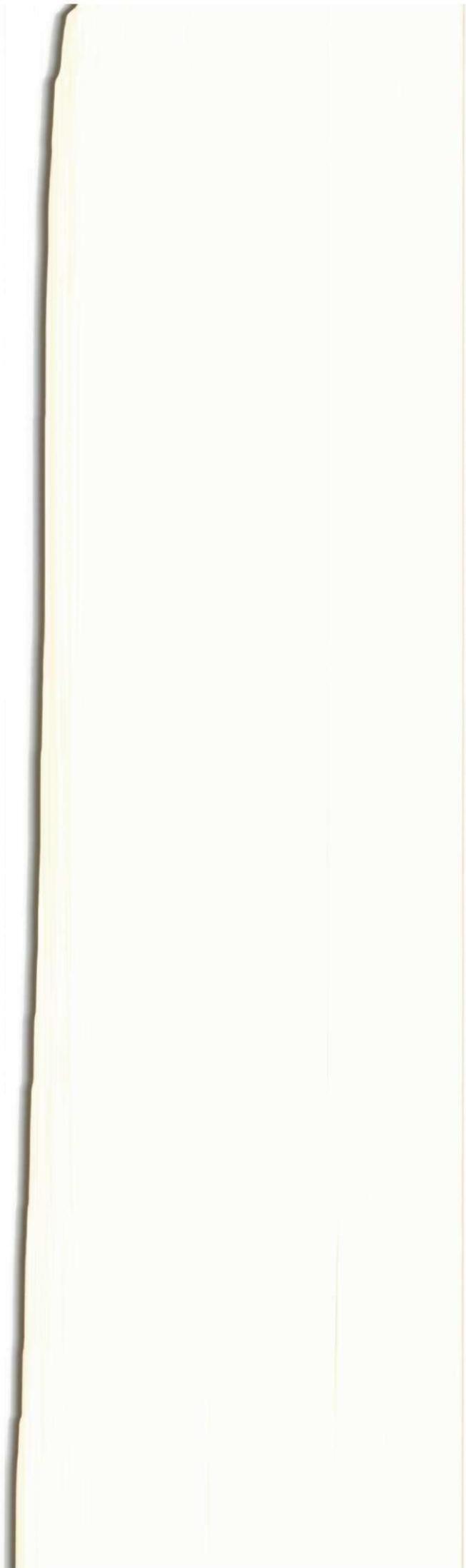
Q = vazão em m^3/dia

D = profundidade da lagoa, m

logo substituindo o valor de t^* da equação (1.27) na equação (1.28), encontramos:

$$A = t^*_{35} e^{35-T} Q/D \quad (1.29)$$

Para águas residuárias com a DBO_5 afluyente (Li) diferente de 200 mg/l, foi introduzido a razão Li/200 na expres



são (1.29):

$$A = t^*_{35} \cdot \theta^{35-T} (Q/D) (Li/200) \quad (1.30)$$

Para uso prático dessas equações é necessário conhecer os valores de t^*_{35} e θ .

Os seguintes valores têm sido adotados ou mencionados:

Para t^*_{35} : 3,5 (Hermann e Gloyna, 1958)

7,5 (Marais, 1966)

7,0 (Huang e Gloyna, 1968)

Para θ : 1.072 (Hermann e Gloyna, 1958)

1.085 (Gloyna, 1971 e Marais, 1966)

Assim como observado por Mara (1976), não está claro quais são os melhores valores de projetos para t^*_{35} e θ ; nem também se a fórmula é aplicável no projeto de lagoas facultativas com uma alta DBO_5 ($>>200$ mg/l), se o volume assim calculado é para uma única lagoa ou se para uma série de 2 ou 3 lagoas.

1.8 - Remoção de Bactérias

A remoção de bactérias fecais em lagoas (anaeróbia, facultativa ou de maturação) foi estabelecida seguindo-se a cinética de primeira ordem. A versão apropriada da equação (1.7) é:

$$N_e = N_i / (1 + K_b t^*) \quad (1.31)$$

Onde:

N_e = número de coliformes fecais/100 ml do efluente

N_i = número de coliformes fecais/100 ml do afluente

K_b = constante de degradação de primeira ordem para remoção de coliformes fecais, d^{-1}

t^* = tempo de detenção, dia

O valor de K_b é muito sensível à variação da temperatura e foi estabelecido por Marais (1974):

$$K_b(T) = 2,6 (1,19)^{T-20} \quad (1.32)$$

Onde:

$K_b(T)$ = é o valor de K_b a T °C

Um valor de N_i razoável para projeto é 4×10^7 CF/100 ml, que é um valor pouco maior de que os valores médios normalmente encontrados na prática.

Embora os coliformes fecais (CF) sejam utilizados comumente para indicar a remoção de organismos fecais em um sistema de lagoas, há evidências de que algumas bactérias patogênicas não morrem tão rapidamente como os coliformes fecais. Para exemplificar, observou-se que uma salmonella teve um $K_b = 0,8 d^{-1}$, enquanto que na mesma lagoa os coliformes fecais tiveram um $K_b = 2,0 d^{-1}$ (Silva e Mara, 1979).

CAPÍTULO II

MÉTODOS EXPERIMENTAIS

2.1 - Lagoas em Escala Piloto

2.1.1 - Descrição

As unidades de remoção de areia e os clarificadores da antiga estação de tratamento de esgotos da cidade de Campi na Grande, foram convertidos em dois sistemas experimentais de lagoas.

Os canais de remoção de areia foram aproveitados para a construção de 3 (três) lagoas anaeróbias, as quais foram codificadas como A_2 , A_3 e A_4^* , enquanto os clarificadores foram utilizados como lagoas facultativas, codificadas como F_6 e F_7^* . O sistema de lagoas de estabilização III é composto das lagoas anaeróbias em série A_2 e A_3 em série com a lagoa facultativa F_6 . O sistema IV é composto da lagoa anaeróbia A_4 em série com a lagoa facultativa F_7 .

As dimensões das lagoas, tanto do sistema III quanto do sistema IV se encontram na Tabela 2.1.

As modificações sofridas pelo duplo canal de remoção de areia, para serem utilizados como lagoas anaeróbias experimentais, compreenderam as elevações das paredes laterais,

* A = anaeróbia; F = facultativa

dos mesmos e a construção de uma parede intermediária para separar as lagoas A_2 e A_3 , em alvenaria de tijolo, revestida com argamassa de cimento.

Os clarificadores só tiveram alteradas as suas profundidades, através do aterro dos mesmos, cujas estanqueidades estão garantidas pelas características construtivas originais, pois os mesmos, foram construídos em concreto armado com revestimentos que asseguram uma completa impermeabilização.

Os detalhes construtivos das lagoas experimentais são apresentados na Figura 2.1.

2.1.2 - Bombeamento do Esgoto

O interceptor leste do atual sistema de esgotos da cidade de Campina Grande foi implantado em toda extensão da área que serve de estação experimental de pesquisas, construído em tubos de concreto pré-moldado, com 900 mm de diâmetro.

Junto a esse trecho do interceptor se encontra um dos poços de inspeção, de onde era bombeado o esgoto para as lagoas experimentais.

Este bombeamento era efetuado através de um conjunto motor-bomba, com eixo vertical, com 1HP, 1.750 RPM, (marca Lenz, modelo T.214-6, São Paulo), para um reservatório de nível constante, existente na casa de bombas que servia aos sistemas III e IV. Deste reservatório de nível constante o esgoto era bombeado, com uma vazão horária desejada, para as lagoas A_2 e A_4 , o qual era feito por intermédio de bombas peris

tálticas, dotadas de vazões ajustáveis, (marca Watson-Marlow Falmouth, Inglaterra, modelo H.R.S.V.) equipadas com motor trifásico de 1/4" HP, as quais usam mangueiras de neoprene com diâmetros variáveis de 3/4" ou 1" de acôrdio com a necessidade. O excesso de esgoto do reservatório de nível constante que alimentava as lagoas retornavam ao interceptor por gravidade, enquanto os efluentes das lagoas A₃ e A₄ se destinavam às lagoas F₆ e F₇ respectivamente. Os efluentes das lagoas F₆ e F₇, eram descarregados no riacho que corre paralelo ao interceptor, pelo fato do interceptor se encontrar em nível superior ao nível das saídas das lagoas F₆ e F₇.

As vazões das bombas peristálticas foram aferidas a cada duas semanas e quando necessário, eram corrigidas, nunca ultrapassando uma faixa de variação de $\pm 2\%$.

TABELA 2.1 - Características Físicas das Lagoas

Lagoa	Dimensões (m)	Área (m ²)	Volume (m ³)
A ₂	9,80 x 1,23 x 1,75	12	21
A ₃	5,00 x 1,23 x 1,65	6	10
A ₄	14,90 x 1,27 x 1,75	19	33
F ₆	15,24 m (diâmetro) x 1,55	182	282
F ₇	15,24 m (diâmetro) x 1,55	182	282

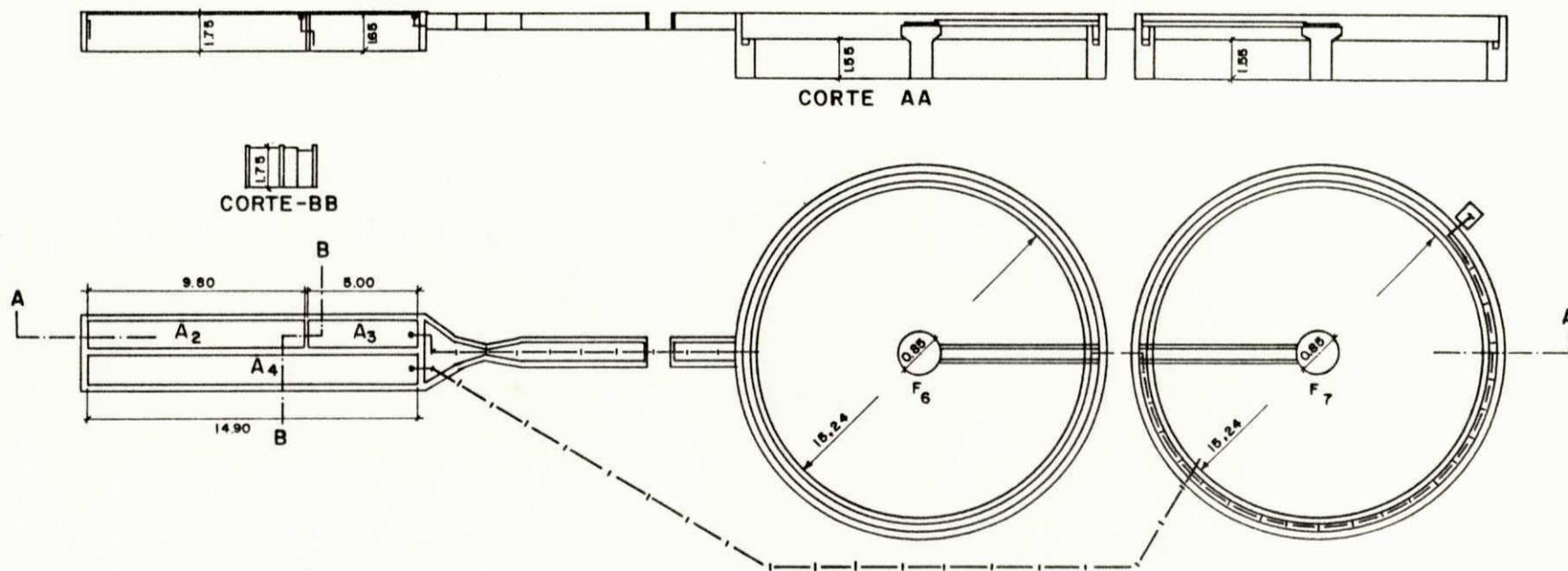


FIG. 2.1 - DETALHES EM PLANTA E EM CORTE DAS LAGOAS PERTENCENTES AOS SISTEMAS III E IV.

2.2 - Coleta das Amostras

O processo de amostragem adotado compreendeu a coleta de amostras do esgoto bruto do reservatório de nível constante localizado na casa de bombas, tanto para o sistema III, quanto para o sistema IV. As amostras dos efluentes das lagoas anaeróbias foram coletadas dentro do guarda escuma, imediatamente adjacente aos tubos de saída de cada lagoa, enquanto nas lagoas facultativas as amostras dos efluentes eram coletadas na saída de cada lagoa.

As amostras do esgoto bruto e dos efluentes de cada lagoa, eram coletadas entre 8 e 9 horas da manhã, cada dia da semana, em baldes plásticos de 3 litros de capacidade.

Os baldes plásticos com as amostras coletadas eram levados ao laboratório e de cada um deles eram retirados após homogeneização do volume da amostra por agitação 300 ml para compor uma amostra semanal que era colocada num refrigerador e condicionada a -5°C .

A retirada dos 300 ml das amostras eram realizados por sifonamento, durante contínua agitação para que se mantivesse a amostra homogeneizada.

Além disso, duas vezes por semana, segundas e sextas feiras, quando necessário, novas alíquotas do volume da amostra eram retiradas e analisadas como amostras diárias. Essas amostras compostas e amostras diárias eram usadas para as análises físico-químicas.

As amostras para as análises bacteriológicas eram coletadas as segundas e quintas feiras às 9 horas da manhã,

em garrafas de vidro estéreis e analisadas como amostras diárias.

Este processo de amostragem foi seguido durante todo o período das experiências, isto é, junho/1977 a março/1979.

2.3 - Exames Físico-Químicos

Os métodos descritos no "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater" (1975), foram usados para determinar as concentrações de vários parâmetros nas amostras do esgoto bruto e dos efluentes das lagoas.

2.4 - Análises Bacteriológicas

As determinações bacteriológicas foram feitas seguindo a técnica de membrana de filtração, obedecendo ao Standard Methods, (1975) e ao Report 71, (1969).

O equipamento usado foi o "Millipore Sterifil", com membranas de filtração, de celulose, "Hawg 047" de diâmetro total de 47 mm.

Os meios de cultura utilizados para a contagem de coliformes fecais (CF) e estreptococcus fecais (SF), foram respectivamente:

- a) "m - FC" - Difco;
- b) "m - Enterococcus Agar"

As membranas foram incubadas 44,5°C através das pla

cas de petri, uma estufa "millipore" (tipo incubador millipore-MF com placas de alumínio) ou em um banho maria com agitação, controlado termostaticamente.

2.5 - Análises Parasitológicas

Para as análises parasitológicas uma alíquota de 500 ml era retirada da amostra coletada para as análises físico-químicas e tratada com 10 ml de uma solução de formaldeído a 35% (v/v) e centrifugada a 2500 rpm em 10 lotes de 50 ml durante 10 minutos. Aproximadamente 45 ml do sobrenadante de cada tubo eram retirados e os restantes 5 ml transferidos para dois tubos de centrífuga de 50 ml os quais eram completados a 50 ml com a água de lavagem com água destilada dos tubos originalmente utilizados. Após outra centrifugação a 2500 rpm durante 10 minutos o sobrenadante dos dois tubos era descartado e os restantes 5 ml em cada um transferido para outro tubo de centrífuga de 50 ml, o qual era também completado até 50 ml com a água de lavagem dos dois tubos anteriormente utilizados. Finalmente este último tubo era centrifugado a 2500 rpm durante 10 minutos e para aquelas amostras que continham muitos sólidos em suspensão 45 ml do sobrenadante era descartado e para aquelas outras com pouco sólidos em suspensão descartavam-se 49 ml, com o volume remanescente passando a representar o volume de referência final.

Uma alíquota de 0,2 ml do centrifugado remanescente era então removido e examinado ao microscópio com uma ampliação de 100 X. A fim de facilitar a identificação de cistos de

protozoários a amostra era tingida com uma ou duas gotas de uma solução de Lugol Acético; os ovos e larvas dos diferentes parasitos eram contados e a respectiva contagem por litro en tão calculada.

CAPÍTULO III

RESULTADOS EXPERIMENTAIS

3.1 - Descrição dos Experimentos

As experiências foram executadas utilizando-se os dois sistemas de lagoas existentes na EXTRABES, denominados do Sistema III e Sistema IV, no período compreendido entre junho de 1977 a março de 1979.

As Tabelas 3.1 e 3.2, fornecem detalhadamente os elementos desses sistemas, no que diz respeito a vazão, tempo de detenção média hidráulico e cargas orgânicas superficiais e volumétricas, as quais, foram predimensionadas no pressuposto de que a DBO_5 do esgoto bruto, fosse igual a 300 mg/l.

3.2 - Apresentação dos Resultados

Os resultados obtidos na monitoração do esgoto bruto e dos efluentes das lagoas dos dois sistemas estão apresentados nas seções 3.3 e 3.4 respectivamente, sendo que para as lagoas dos sistemas III e IV somente são apresentados dados referentes à DBO_5 , coliformes fecais e parasitos.

A Tabela 3.3 apresenta a metodologia da amostragem geradora dos dados apresentados neste trabalho.

3.3 - Caracterização do Esgoto Bruto

Os valores médios de todos os parâmetros que foram

analisados das amostras do esgoto bruto, se encontram na Ta
bela 3.4 e se referem também ao período de junho de 1977 a
março de 1979.

A concentração do esgoto bruto apresenta uma acen
tuada variação sazonal no período da experiência como mostra
a Figura 3.1, com a baixa concentração ocorrendo entre os me
ses de março a julho (período das chuvas) e com alta concen
tração nos meses de setembro a fevereiro, considerados os
mais quentes do ano. Vemos portanto, que os resultados dos es
gotos brutos da cidade de Campina Grande, apresentados na Ta
bela 3.4, é considerado relativamente fraco.

3.4 - Resultados Experimentais das Lagoas do Sistema III e IV

Tanto as lagoas pertencentes ao Sistema III quanto
as lagoas pertencentes ao Sistema IV, foram operadas durante
um único experimento.

O Sistema III, compreendendo as lagoas em série A_2 ,
 A_3 e F_6 , tem os resultados apresentados nas Tabelas 3.5, 3.6
e 3.9. O Sistema IV, compreendendo as lagoas em série A_4 e
 F_7 , apresentam os seus resultados nas Tabelas 3.7, 3.8 e 3.10.

A faixa de temperatura a que a água das lagoas esti
veram submetidas, durante todo o experimento ficou compreendi
da entre $22,8^{\circ}\text{C}$ e $27,2^{\circ}\text{C}$.

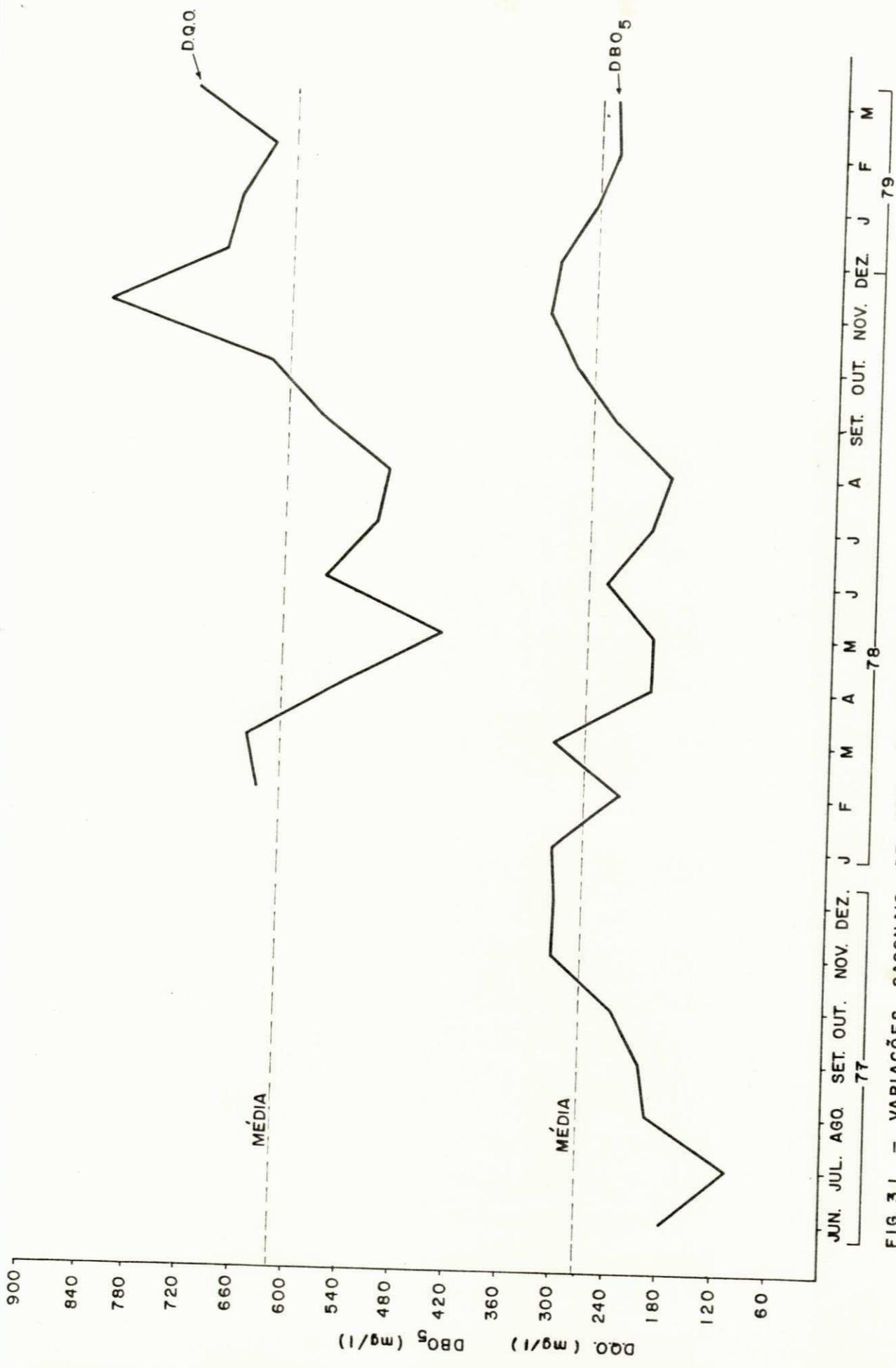


FIG. 3.1 - VARIAÇÕES SASONAIS DE DBO5 E DE DQO.

TABELA 3.1 - Detalhes Experimentais das Lagoas do Sistema III

Experimento	Lagoa	Vazão do Esgoto Bruto (m ³ /dia)	Tempo de Detenção Hidráulico (dia)	Carga Orgânica, DBO ₅ *	
				Superficial (kg de DBO ₅ /ha.dia)	Volumétrica (g de DBO ₅ /m ³ .dia)
1	A ₂	26,78	0,8	6695	380
	A ₃	26,78	0,4	----	---
	F ₆	26,78	10,5	----	----

* Admitindo o DBO₅ do esgoto bruto afluente igual a 300 mg/l.

TABELA 3.2 - Detalhes Experimentais das Lagoas do Sistema IV

Experimento	Lagoa	Vazão do Esgoto Bruto (m ³ /dia)	Tempo de Detenção Hidráulico (dia)	Carga Orgânica, DBO ₅ *	
				Superficial (Kg de DBO ₅ /ha.dia)	Volumétrica (g de DBO ₅ /m ³ .dia)
1	A ₄	17,81	1,9	2810	160
	F ₇	17,81	15,8	----	---

* Admitindo a DBO₅ do esgoto bruto afluente igual a 300 mg/l.

TABELA 3.3 - Metodologia da Amostragem

Parâmetros	Sistema	Sistema	Esgoto Bruto -EB-
	III	IV	
DBO ₅	S	S	S
DQO	S	S	S
Amonia N	S	S	S
Nitrato N	S	S	S
C. Fecais	D	D	D
E. Fecais	D	D	D
Sulfeto (S)	D	D	D
Sólidos Totais	S	S	S
Sólidos Totais Voláteis	S	S	S
Sólidos em Suspensão	S	S	S
Sólidos em Suspensão Voláteis	S	S	S
Sólidos Sedimentáveis	D	D	D
Temperatura	D	D	D
pH	S	S	S
Cloretos (Cl ⁻)	S	S	S
Alcalinidade Total (CaCO ₃)	D	D	D
Condutividade	S	S	S
Fósforo Total P	S	S	S
Fósforo Solúvel P	S	S	S

S = Amostra Semanal

D = Amostra Diária

TABELA 3.4 - Características do Esgoto Bruto - EB.

Período: Junho de 1977/março de 1979.

Parâmetros	Unidades	Média e Variação (Mínima e Máxima)
DBO ₅	mg/l	245 (105 - 327)
DQO	mg/l	617 (440 - 827)
Amonia N	mg/l	45,40 (29,2 - 54,5)
Nitrato N	mg/l	0,38 (0,07 - 1,65)
Coliformes Fecais	CF/100ml	4,7 x 10 ⁷ (2,5x10 ⁷ - 8,4x 10 ⁷)
Estreptococcus Fecais	EF/100ml	6,8 x 10 ⁶ (2,6x10 ⁶ - 12,4x10 ⁶)
Sulfeto (S=)	mg/l	4,26 (2,58 - 5,77)
Sólidos Totais	mg/l	1141 (1060 - 1264)
Sólidos Totais Voláteis	mg/l	387 (285 - 500)
Sólidos em Suspensão	mg/l	310 (160 - 405)
Sólidos em Suspensão Voláteis	mg/l	261 (223 - 292)
Sólidos Sedimentáveis	mg/l	7,3 (3,4 - 10,3)
Temperatura	°C	26,6 (24,5 - 28,1)
pH	Unidades	7,49 (7,35 - 7,65)
Cloreto (Cl ⁻)	mg/l	378 (296 - 246)
Alcalinidade Total (CaCo ₃)	mg/l	346 (325 - 381)
Condutividade	µmho/cm	1621 (1475 - 1765)
Fósforo Total P	mg/l	6,74 (4,50 - 9,70)
Fósforo Solúvel P	mg/l	4,10 (3,27 - 4,38)

TABELA 3.5 - Resultados dos Parâmetros Químicos e Microbiológicos das Lagoas do Sistema III - Experimento I

Lagoa	Média e Faixa de Variação (mínimo e máximo) de:	
	DBO ₅ (mg/l)	Coliformes Fecais (CF/100ml)
EB	245 (105-327)	$4,5 \times 10^7$ ($2,5 \times 10^7$ - $8,4 \times 10^7$)
A ₂	59 (39-96)	$8,1 \times 10^6$ ($3,7 \times 10^6$ - $31,3 \times 10^6$)
A ₃	46 (25 - 108)	$5,0 \times 10^6$ ($3,1 \times 10^6$ - $12,8 \times 10^6$)
F ₆	29 (19-38)	$4,3 \times 10^5$ ($1,4 \times 10^5$ - $8,75 \times 10^5$)

TABELA 3.6 - Eficiência das Lagoas do Sistema III (Expressa como Percentagem de Remoção e Percentagem de Remoção Cumulativa dos Vários Parâmetros) - Experimento I

Parâmetros	EB-A ₂	A ₂ -A ₃	A ₃ -F ₆	EB-F ₆
DBO ₅	76	22	37	88
Coliformes Fecais	83	38	91	99

TABELA 3.7 - Resultados dos Parâmetros Químicos e Microbiológicos das Lagoas do Sistema IV - Experimento I

Lagoa	Média e Faixa de Variação (mínimo e máximo) de:	
	DBO ₅ (mg/l)	Coliformes Fecais (CF/100ml)
EB	245 (105-327)	$4,5 \times 10^7$ ($2,5 \times 10^7$ - $8,4 \times 10^7$)
A ₄	49 (21 - 160)	$4,7 \times 10^6$ ($2,5 \times 10^6$ - $15,6 \times 10^6$)
F ₇	31 (21-50)	$2,0 \times 10^5$ ($0,106 \times 10^5$ - $4,8 \times 10^5$)

TABELA 3.8 - Eficiência das Lagoas do Sistema IV (Expressa como Percentagem de Remoção e Percentagem de Remoção Cumulativa dos Vários Parâmetros) - Experimento I

Parâmetros	EB-A ₄	A ₄ -F ₇	EB-F ₇
DBO ₅	80	37	87
Coliformes Fecais	90	96	99

TABELA 3.9 - Contagem de Parasitos nas Lagoas do Sistema III.

(NP/l: número de parasitos por litro)

Parasitos \ Lagoa	EB (NP/l)	A ₂ (NP/l)	A ₃ (NP/l)	F ₆ (NP/l)
Ascaris Lumbricoides	382 (316-486)	50 (38-170)	88 (47-150)	0
Ancilostomideo SP	440 (306-577)	38 (25-40)	31 (10-25)	0
Entamoeba Coli	335 (215-450)	35 (23-53)	41 (18-78)	0
Entamoeba Histolitica	6 (0-42)	0	0	0
Trichuris Trichiura	9 (0-18)	0 (0-2)	1 (0-3)	0
Hymenolepis Nana	2 (0-12)	0 (0-2)	0 (0-2)	0

Mês: Setembro (1978) - Março (1979)

TABELA 3.10 - Contagem de Parasitos nas Lagoas do Sistema IV.

(NP/1: número de parasitos por litro)

Parasitos \ Lagoa	EB (NP/1)	A ₄ (NP/1)	F ₇ (NP/1)
Ascaris Lumbricoides	382 (316-486)	36 (12-85)	0
Ancilostomideo SP	440 (306-577)	39 (20-72)	0
Entamoeba Coli	335 (215-450)	28 (13-45)	0
Entamoeba Hystolitica	6 (0-42)	0 (0-3)	0
Trichuris Trichiura	9 (0-18)	0	0
Hymenolepis Nana	2 (0-12)	0 (0-2)	0

Mês: Setembro (1978) - Março (1979)

CAPÍTULO IV

DISCUSSÃO

4.1 - Remoção da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅)

Admitindo-se que as lagoas facultativas secundárias F₆ e F₇, pertencentes aos Sistemas III e IV, são reatores completamente misturados, podemos calcular a carga orgânica real, a taxa de degradação da matéria orgânica e o tempo de detenção em cada lagoa em estudo, que são apresentados na Tabela 4.1.

TABELA 4.1 - Média das Cargas Orgânicas Superficiais, do Tempo de Detenção e da Constante de Primeira Ordem para Remoção de DBO₅ nas Lagoas F₆ e F₇

Lagoa	Experimento		Tempo de Detenção (dias)	λ_s (DBO ₅) (kg/ha.dia)	K_1 (DBO ₅) (d ⁻¹)
	Nº	Período (mêses)			
F ₆	1	22	10,5	68	0,06
F ₇	1	22	15,8	48	0,04

Analisando os dados apresentados nas Tabelas 3.6, 3.8 e 4.1, encontraremos que a remoção alcançada na lagoa F₆ para a DBO₅ foi de 37%, correspondente a uma concentração de DBO₅ no efluente da lagoa de 29 mg/l, para um tempo de dete

ção de 10,5 dias, e com taxa de degradação K_1 (DBO_5) = $0,06 \text{ d}^{-1}$.

Fazendo a mesma análise para a lagoa F_7 , após consultar a Tabela 4.1, veremos que esta lagoa alcançou uma remoção de DBO_5 de 37%, correspondente a uma concentração de DBO_5 no efluente de 31 mg/l, para um tempo de detenção de 15,8 dias e com taxa de degradação de K_1 (DBO_5) = $0,04 \text{ d}^{-1}$.

A Tabela 4.2 apresenta os resultados alcançados na remoção de DBO_5 pelas lagoas F_6 e F_7 , bem como aqueles alcançados pela lagoa F_1 , do sistema I, durante os três experimentos pesquisados na EXTRABES (Silva, 1982).

TABELA 4.2 - Comparação dos Resultados Alcançados pelas Lagoas F_6 , F_7 e F_1 , durante os três Experimentos, na Remoção de DBO_5

Lagoa	Experimento		Tempo de Detenção (dias)	λ_s (DBO_5) (kg/ha.dia)	Eficiência na Remoção da DBO_5 na Lagoa (%)
	Nº	Período (mêses)			
F_1	1	24	5,5	116	29
F_1	2	18	1,6	375	10
F_1	3	12	3,2	290	15
F_6	1	22	10,5	68	37
F_7	1	22	15,8	48	37

Os resultados apresentados na Tabela 4.2, mostram que a lagoa F_7 alcançou a mesma eficiência (37%) da DBO_5 alcançada pela lagoa F_6 , em um tempo de detenção 50% maior e submetida a uma carga orgânica igual a 70% da carga orgânica que foi aplicada na lagoa F_6 .

A lagoa F_1 , durante o experimento 2, com um tempo de detenção cerca de 10 vezes menor, do que o tempo de detenção da lagoa F_7 , e submetida a uma carga orgânica 7,8 vezes maior do que aquela a que foi submetida a lagoa F_7 , apresenta uma eficiência na remoção da DBO_5 de 10% contra somente 37% alcançada pela lagoa F_7 . Observa-se também, que a lagoa F_6 com um tempo de detenção 1,9 vezes superior ao tempo de detenção da lagoa F_1 - experimento 1 e submetida a uma carga orgânica 1,70 vezes menor do que aquela aplicada na lagoa F_1 - experimento 1, apresentou uma eficiência 8% superior a aquela apresentada pela lagoa F_1 - experimento 1. Comparando os resultados alcançados pelas lagoas F_1 - experimento 2 com F_1 - experimento 3, vemos que o tempo de detenção a que foi submetida a lagoa F_1 - experimento 3 foi o duplo do tempo de detenção a que a mesma foi submetida durante o experimento 2, e ainda que sua carga orgânica foi 1,29 vezes menor do que a do experimento 2, no entanto a sua eficiência foi somente 5% superior àquela alcançada durante o experimento 2.

A lagoa F_7 só conseguiu aumentar a sua eficiência relativamente àquela alcançada pela lagoa F_1 durante o experimento 1 em 8%, embora tivesse a mesma um tempo de detenção igual a 2,87 daquele da lagoa F_1 e a carga orgânica a que esteve submetida fosse somente 41% daquela a que foi submetida a

lagoa F₁ durante o experimento 1.

A análise através de regressão linear das taxas de remoção de DBO₅, com relação às respectivas cargas orgânicas superficiais nas lagoas F₆, F₇ e F₁ durante os três experimentos, utilizando-se o SPSS (Statistical Package for Social Sciences) produziram as seguintes equações, todas significativas ao nível 0,01:

Lagoa F₆

$$\lambda_r(\text{DBO}_5) = 0,435 \lambda_s(\text{DBO}_5) \quad (4.1)$$

$$(r = 0,917)$$

Lagoa F₇

$$\lambda_r(\text{DBO}_5) = 0,417 \lambda_s(\text{DBO}_5) \quad (4.2)$$

$$(r = 0,899)$$

Lagoa F₁ - Experimento 1

$$\lambda_r(\text{DBO}_5) = 0,292 \lambda_s(\text{DBO}_5) \quad (4.3)$$

$$(r = 0,919)$$

Lagoa F₁ - Experimento 2

$$\lambda_r(\text{DBO}_5) = 0,108 \lambda_s(\text{DBO}_5) \quad (4.4)$$

$$(r = 0,841)$$

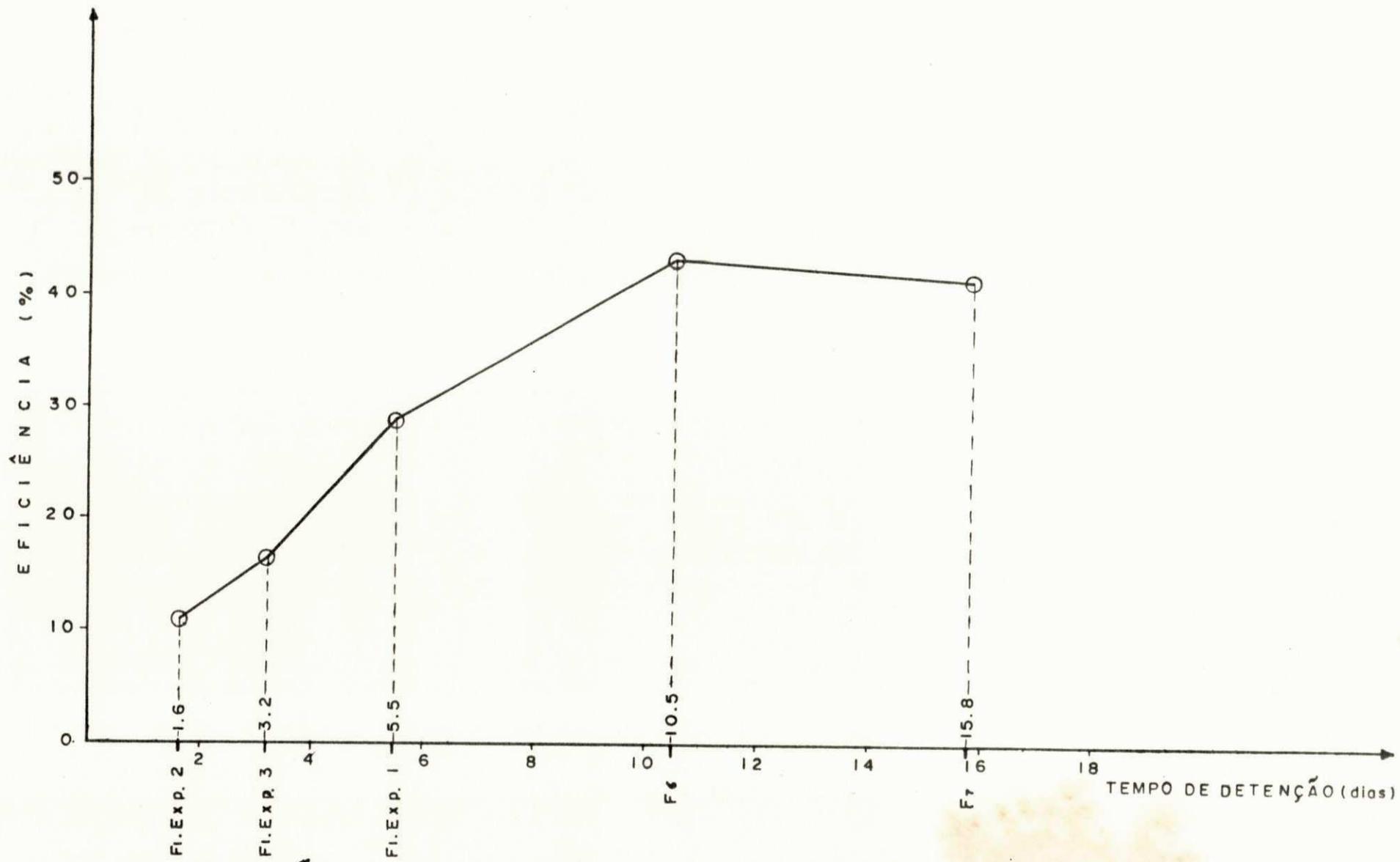


FIG. 4.1 - REMOÇÃO DA DBO₅ EM FUNÇÃO DO TEMPO DE DETENÇÃO NAS LAGOAS F₁, F₆ E F₇.

Lagoa F₁ - Experimento 3

$$\lambda_r(\text{DBO}_5) = 0,164 \lambda_s(\text{DBO}_5) \quad (4.5)$$

$$(r = 0,786)$$

A Figura 4.1 apresenta a relação entre a eficiência da remoção da DBO₅ nas lagoas F₆, F₇ e F₁, durante os três experimentos e seus respectivos tempos de detenção com base nas equações 4.1, 4.2, 4.3, 4.4 e 4.5. De seu exame verificamos que a eficiência na remoção da DBO₅ aumenta mais rapidamente com o aumento do tempo de detenção até o experimento 1 da lagoa F₁ ou seja 5,5 dias; deste nível de eficiência até aquele representativo da lagoa F₆ a eficiência aumenta, porém mais lentamente e até atingir o valor observado para F₇, não há aumento da eficiência mesmo com um aumento de 50% no tempo de detenção.

4.2 - Remoção de Coliformes Fecais

Procedendo-se uma análise análoga àquela realizada com a DBO₅, resulta a Tabela 4.3 a qual apresenta para as lagoas F₆ e F₇ o tempo de detenção médio, a média das cargas superficiais de coliformes fecais e a constante de primeira ordem para remoção de coliformes fecais, considerando-se essas lagoas como reatores de mistura completa.

TABELA 4.3 - Média de Cargas Reais de Coliformes Fecais Aplicadas, Tempo de Detenção e Constante de Primeira Ordem para Remoção de Coliformes Fecais nas Lagoas F_6 e F_7 .

Lagoa	Experimento		Tempo de Detenção (dias)	λ_s (CF) (Células/ha.dia) 10^9	K_b (CF) (d^{-1})
	Nº	Período (meses)			
F_6	1	22	10,5	$73,2 \times 10^3$	1,30
F_7	1	22	15,8	$45,7 \times 10^3$	2,02

Examinando os resultados alcançados na remoção de coliformes fecais nas lagoas F_6 e F_7 (Tabelas 3.6, 3.8 e 4.3), vemos que a lagoa F_7 foi submetida a uma carga 38% menor do que a de F_6 , durante um tempo de detenção 50% maior do que o de F_6 e apresenta uma eficiência 5,0% maior do que aquela conseguida na lagoa F_6 .

Comparando os desempenhos das lagoas F_6 , F_7 e F_1 , durante os três experimentos (Silva, 1982) no que diz respeito à remoção de coliformes fecais, podemos compor a Tabela 4.4.

Analisando os dados da tabela 4.4, e comparando o desempenho da lagoa F_1 experimento 2, com o da lagoa F_1 experimento 3, vemos que a lagoa F_1 durante o experimento 3 apresenta um tempo de detenção duas vezes superior ao do experimento 2, bem como uma carga de coliformes fecais 2,24 vezes menor e uma constante de primeira ordem para remoção de coliformes fecais (K_b) 1,31 vezes menor, resultando em um aumento

de 18% na eficiência em relação àquela alcançada no experimento 2.

TABELA 4.4 - Dados Comparativos dos Desempenhos das Lagoas F₆, F₇ e F₁, Durante os três Experimentos na Remoção de Coliformes Fecais.

Lagoa	Experimento		Tempo de Detenção (dias)	λ_s (CF) (Células/ha.dia) ($\times 10^9$)	K_b (CF) (d^{-1})	Eficiência na Remoção de CF na Lagoa (%)
	Nº	Período (meses)				
F ₁	1	24	5,5	$52,9 \times 10^3$	1,87	87,78
F ₁	2	18	1,6	285×10^3	0,58	38,65
F ₁	3	12	3,2	127×10^3	0,44	56,71
F ₆	1	22	10,5	$73,2 \times 10^3$	1,30	90,25
F ₇	1	22	15,8	$45,7 \times 10^3$	2,02	95,03

Por sua vez a lagoa F₁ durante o experimento 1, a apresentou em relação a si mesma durante o experimento 3 um tempo de detenção 1,72 vezes superior, uma carga de coliformes fecais 2,4 vezes inferior e uma constante de primeira ordem para remoção de coliformes fecais 4,25 vezes superior, o que proporcionou um aumento em sua eficiência na remoção de coliformes fecais de 31%.

Uma comparação entre os desempenhos das lagoas F₆ e F₁ - experimento 1, mostra que a primeira apresentou um aumento de eficiência de 2,5% em relação à segunda, apesar de ter

sido submetida a um tempo de detenção 1,9 vezes maior do que F_1 durante o experimento 1 porém, por outro lado, esteve submetida a uma carga superficial de coliformes fecais 1,38 vezes maior do que aquela de F_1 experimento 1.

A maior eficiência na remoção de coliformes fecais apresentada pela lagoa F_7 quando comparada com F_6 , reforça a tendência delineada nas análises anteriores de que o seu aumento é função de maior tempo de detenção e menor carga superficial de coliformes fecais, o que resulta em um valor maior para K_b .

A análise através de regressão linear das taxas de remoção de coliformes fecais com relação às respectivas cargas superficiais aplicadas nas lagoas F_6 , F_7 e F_1 durante os três experimentos, utilizando-se o SPSS (Statistical Package for Social Sciences) produziu as seguintes equações todas significativas ao nível 0,01:

Lagoa F_6

$$\lambda_r(\text{CF}) = 0,929 \lambda_s(\text{CF}) \quad (4.6)$$

$$(r = 0,998)$$

Lagoa F_7

$$\lambda_r(\text{CF}) = 0,967 \lambda_s(\text{CF}) \quad (4.7)$$

$$(r = 0,999)$$

Lagoa F₁ - Experimento 1

$$\lambda_r(\text{CF}) = 0,896 \lambda_s(\text{CF}) \quad (4.8)$$

$$(r = 0,998)$$

Lagoa F₁ - Experimento 2

$$\lambda_r(\text{CF}) = 0,435 \lambda_s(\text{CF}) \quad (4.9)$$

$$(r = 0,895)$$

Lagoa F₁ - Experimento 3

$$\lambda_r(\text{CF}) = 0,562 \lambda_s(\text{CF}) \quad (4.10)$$

$$(r = 0,983)$$

A Figura 4.2 apresenta a relação entre a eficiência na remoção de coliformes fecais, nas lagoas F₆, F₇ e F₁, durante os três experimentos e seus respectivos tempos de detenção, com base nas equações 4.6, 4.7, 4.8, 4.9 e 4.10. De seu exame verificamos que a eficiência da remoção de coliformes fecais em uma lagoa de estabilização facultativa secundária tratando esgotos domésticos, aumenta com o aumento do tempo de detenção, sendo que o aumento é mais rápido até um tempo de detenção em torno de 6 dias (Lagoa F₁ - Experimento 1), continuando aumentando com o aumento do tempo de detenção, porém mais lentamente de forma a somar somente 4,78% em sua eficiência quando se multiplica o tempo de detenção por 2,9 (Lagoa F₇).

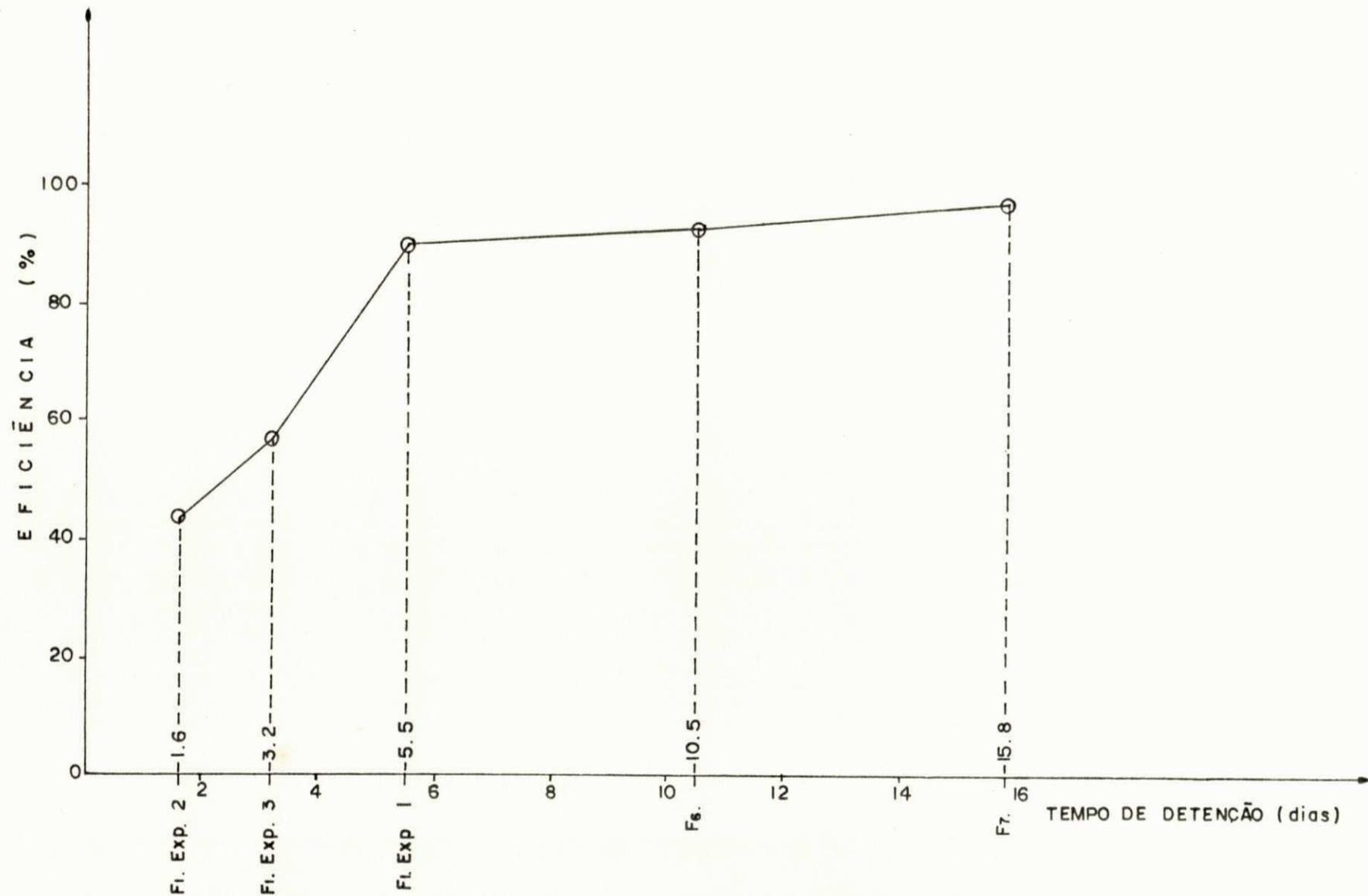


FIG. 4.2 - REMOÇÃO DE COLIFORMES FECAIS EM FUNÇÃO DO TEMPO DE DETENÇÃO NAS LAGOAS F₁, F₆ e F₇.

4.3 - Remoção de Parasitos

Observando-se as Tabelas 3.9 e 3.10, pode-se notar que as lagoas anaerobias contribuíram ponderavelmente para a remoção dos parasitos presentes no esgoto bruto.

No entanto no Sistema III de lagoas, a lagoa anaeróbia A₃, apresenta maiores valores para algumas espécies de parasitos (Ascaris Lumbricoides, Entamoeba Coli e Trichuris Trichiura), tendo sido este resultado provavelmente provocado pela resuspensão do lodo devido ao seu curto tempo de detenção. Todavia nos efluentes das lagoas Facultativas Secundárias não se detectou nenhum parasito.

Fazendo-se uma comparação com a lagoa Facultativa F₁ do Sistema de lagoas I, durante aos três Experimentos em que a referida lagoa foi submetida, elaboramos a Tabela 4.5, seguinte.

Observando-se a Tabela 4.5, vemos que a medida em que se vai aumentando o tempo de detenção vai-se constatando a diminuição da presença de Parasitos nos efluentes das Lagoas Facultativas Secundárias sendo que a partir do tempo de detenção de 5,5 praticamente não se encontra a presença de parasitos nas lagoas analisadas.

TABELA 4.5 - Comparação dos Resultados Alcançados pelas Lagoas F₆, F₇ e F₁, Durante os Três Experimentos, na Remoção de Parasitos

Lagoas	Experimentos		Tempo de Detenção (dias)	Ascaris Lumbricoi <u>des</u> (NP/1)	Ancilostomi <u>deo</u> SP (NP/1)	Entamoeba Coli (NP/1)	Entamoeba Histolitica (NP/1)	Trichuris Trichiura (NP/1)	Himenolo <u>pis</u> Nana (NP/1)
	Nº	Mês							
F ₁	1	9	5,5	0	1,0	1,0	0	0	0
F ₁	2	18	1,6	1,0	10,0	17,0	5,0	0	0
F ₁	3	12	3,2	3,0	7,0	11,0	5,0	0	0
F ₆	1	7	10,5	0	0	0	0	0	0
F ₇	1	7	15,8	0	0	0	0	0	0

CAPÍTULO V

CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Dos resultados obtidos no presente estudo, podemos retirar as seguintes conclusões, quanto ao desempenho de lagoas facultativas secundárias tratando esgotos domésticos e submetidos a faixa de temperatura prevalecente durante todos os experimentos ($22,8^{\circ}\text{C}$ - $27,2^{\circ}\text{C}$):

- a) O acréscimo do tempo de detenção em uma lagoa facultativa secundária, o que implica em aumento de sua área, não promove um aumento proporcional em sua eficiência na remoção da sua carga orgânica (DBO_5);
- b) A diminuição da carga orgânica superficial de uma lagoa facultativa secundária, o que significa aumentar o seu tempo de detenção e portanto sua área, provoca um aumento mínimo em sua eficiência na remoção da carga orgânica, quando comparado àquela conseguida para um tempo de detenção em torno de 6 dias (Fig. 5.1);
- c) A eficiência na remoção de coliformes fecais promovida por uma lagoa facultativa secundária, aumenta com o aumento do seu tempo de detenção e diminuição de sua carga superficial de coliformes fecais;

- d) A exemplo do comportamento na remoção da carga orgânica a eficiência na remoção de coliformes fecais de uma lagoa facultativa secundária, cresce muito lentamente a partir de um tempo de detenção de cerca de 6 dias (Fig. 5.2);
- e) Fica comprovado o critério de dimensionamento recomendado por Silva (1982), o qual preconiza para lagoas facultativas secundárias tratando esgotos domésticos, o cálculo de sua área tomando-se como base um tempo de detenção de 6 dias e uma redução de 20% em sua DBO_5 ;
- f) Como decorrência das conclusões anteriores, um sistema de lagoas facultativas não deve ter uma lagoa facultativa secundária como lagoa terminal, mesmo que a mesma tenha um grande tempo de detenção, e sim, aumentar racionalmente o número de lagoas, acrescentando ao sistema lagoas de maturação, principalmente quando se pretende conseguir uma maior redução de coliformes fecais;
- g) Em um sistema de lagoas de estabilização em série, as lagoas facultativas secundárias com tempo de detenção igual ou superior a 5,5 dias, produziram um efluente livre de parasitos.
- h) Recomendamos a execução de pesquisas semelhantes àquelas aqui descritas em outras regiões do Brasil, submetidas a diferentes faixas de temperatura

ra, para que se possa observar nestas regiões o desempenho de lagoas facultativas secundárias.

ANEXO I

ESTAÇÃO EXPERIMENTAL DE TRATAMENTOS BIOLÓGICOS DE ESGOTOS SANITÁRIOS - EXTRABES

1 - Histórico

A cidade de Campina Grande está localizada na Zona Agreste do Estado da Paraíba, na latitude 7° 13' sul e longitude 35° 52' 3" oeste, distando 120 km da Capital do Estado, João Pessoa, com uma altitude média de 550 m acima do nível do mar. Sua população de acordo com o censo de 1980 é de 247.964 habitantes. (Civita, 1982)

Os seus sistemas de abastecimento d'água e de coleta e tratamento de esgotos foram originalmente inaugurados em 1938. O sistema de tratamento de esgotos era do tipo convencional utilizando-se de processos físico-químicos para remoção da matéria orgânica, as quais eram então estabilizadas em dois digestores, cada um representando uma fase dessa estabilização, seguida de secagem em leitos de secagem. O efluente final da estação de tratamento era clorado antes de ser lançado num riacho que passa próximo a estação.

Esta estação de tratamento funcionou até 1960 mas devido a uma ineficiente manutenção, foi colocada fora de operação, tendo a sua recuperação se tornando anti-econômica, ao mesmo tempo que houve um aumento considerável no volume de esgotos a ser tratado diariamente como consequência do crescimento da população da cidade que foi quadruplicado neste período.

do (1938 - 1960).

Atualmente após uma nova expansão dos sistemas de abastecimento de água e de coleta de esgotos a cidade de Campina Grande vem tendo o tratamento dos seus esgotos, feito através de um sistema de lagoas aeradas.

As antigas instalações da estação de tratamento de esgotos foram então aproveitadas para ali se instalar uma estação experimental, visando investigar a eficiência e benefícios dos vários processos de tratamento biológico de esgotos domésticos no Nordeste do Brasil começando as pesquisas com lagoas de estabilização.

Para tanto a Cagepa - Companhia de Água e Esgotos da Paraíba, que detém o monopólio de operação e manutenção dos sistemas de abastecimento de água e sistemas de esgotos em todos os municípios do estado, cedeu a Universidade Federal da Paraíba sob a forma de comodato as instalações da antiga estação de tratamento, a quem coube a responsabilidade da conversão destas instalações na Estação Experimental de Tratamento Biológicos de Esgotos Sanitários - EXTRABES.

A Extrabes iniciou sua fase operacional em março de 1977 e agora conta com as seguintes unidades: a) 3 blocos para laboratórios; b) Bloco administrativo; c) Estação meteorológica; d) 21 reatores de tratamentos biológicos de esgotos, em escala piloto. Figura A1.

Para concretização da implantação das EXTRABES a Universidade Federal da Paraíba empregou recursos e recebeu doações de diversas instituições nacionais e estrangeiras, a saber;

- 1 - Companhia de Água e Esgotos da Paraíba - CAGEPA
- 2 - Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social - BNDES
- 3 - Superintendencia do Desenvolvimento do Nordeste - SUDENE
- 4 - Financiadora de Estudos e Projetos - FINEP
- 5 - Canadian International Development Agency - CIDA University Waterloo
- 6 - Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq

Os recursos doados pela CIDA foram utilizados para aquisição de equipamentos para os laboratórios, recursos estes recebidos através do programa de treinamento para pós-graduação e incentivo a pesquisas.

2 - Programa de Pesquisas

A Extrabes estabeleceu como objetivo do seu programa de pesquisas em suas instalações o estudo do desempenho de diferentes tipos de processos de tratamento biológico de esgotos sanitários sob diferentes condições de operação e assim definir os parâmetros ótimos de projetos para esses tratamentos em toda região Nordeste do Brasil.

As pesquisas têm sido conduzidas em vários tipos de lagoas de estabilização (anaeróbias, facultativas, de maturação e de alta taxa de degradação) bem como tanques sépticos seguidos de filtro anaeróbio de fluxo ascendente.

Inclui-se em sua programação ampliar sua área de

pesquisa, num futuro próximo de modo a que se possa estudar lagoas aeradas, valos de oxidação, bio-filtros e lodos ativos.

Os dados utilizados neste trabalho foram coletados durante 22 meses, no período junho/77 a março/79, de dois sistemas de lagoas de estabilização em escala piloto, sendo 2 anaeróbias em série e em série com uma lagoa facultativa e uma lagoa anaeróbia em série com uma lagoa facultativa.

Estas lagoas estão descritas no Capítulo II.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abbott, A.L. (1962). The Wynberg-Muizenberg Sewage Treatment Scheme, J. Proc. Inst. Sew. Purif. (3), 224.
- Arthur, J.P. (1981). The Development of Design Equations for Facultative Waste Stabilization Ponds in Semi-arid Areas. Proceedings of the Institution of Civil Engineers, 71 (Part 2), 197-213.
- Civita, V. (1982). Almanaque Abril - São Paulo. Editora Abril Ltda.
- Gloyna, E.F. (1971). Waste Stabilization Ponds. Geneva: World Health Organization.
- Herman, E.R. and Gloyna, E.F. (1958). Waste Stabilization Ponds. Sewage and Industrial Wastes, (30), 963.
- Huang, J. and Gloyna, E.F. (1968). Effect of Organic Compounds on Photosynthetic Oxygenation. Water Research, (2), 459.
- Kawai, H. e outros (1981). Estabelecimento de Critérios para Dimensionamento de Lagoa de Estabilização. Revista DAE, 127, 37-45.
- Mara, D.D. (1975). Design Manual for Sewage Lagoons in the Tropics. East African Literature Bureau, Nairobi.
- Mara, D.D. (1976). Sewage Treatment in Hot Climates. Chichester: John Wiley.
- Mara, D.D. and Silva, S.A. (1979). Sewage Treatment in Waste

Stabilization Ponds: Recent Research in Northeast Brazil. Progress in Water Technology, 1979, 11, No. 2, 340.

Marais, G.v.R. and Shaw, V.A. (1961). A Rational Theory for the Design of Sewage Stabilization Ponds in Central and South Africa. Trans. South African Institute of Civil Engineers, (3), 105.

Marais, G.v.R. (1966). New Factors in the Design, Operation and Performance of Waste Stabilization Ponds. Bulletin of World Health Organization, (34), 737.

Marais, G.v.R. (1970). Dynamic Behaviour of Oxidation Ponds. In: Proceedings of the Second International Symposium for Waste Treatment Lagoons, Kansas City.

Marais, G.v.R. (1974). Faecal Bacterial Kinetics in the Stabilization Ponds. Journal of the Environmental Engineering Division, ASCE, USA, 100, 119

McCarty, P.L. (1968). Advances in Water Quality Improvement. Water Resources Symposium No 1, Austin.

McGarry, M.G. and Pescod, M.B. (1970). Stabilization Pond Design Criteria for Tropical Asia. In: Proceedings of the Second International Symposium for Waste Treatment Lagoons. Kansas City.

Meiring, P.G.J., Drews, R.J.L.C., Van Eck, H. and Stander, G. J. (1968). A guide to the Use of Pond Systems in South Africa for the Purification of Raw and Partially Treated Sewage. CSIR Special Report WAT 34. Council for Scientific

and Industrial Research, Pretoria.

Oswald, W.J. (1968). Advances in Anaerobic Ponds Systems Design. Advances in Water Quality Improvement, Vol. 1, Austin. The University of Texas Press.

Pires, I.M. (1981). O Planasa e o Desenvolvimento Institucional das Companhias de Saneamento no Brasil. Engenharia Sanitária, Rio de Janeiro, 3 (20), 257-263.

Report 71. (1969). Bacteriological Examination of Water Supplies (Reports on Public Health and Medical Subjects No. 71), 4th Edition, London: HMSO.

Silva, S.A. e Mara, D.D. (1979). Tratamento Biológico de Águas Residuárias - Lagoas de Estabilização. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. Rio de Janeiro.

Silva, S.A. (1982). On the Treatment of Domestic Sewage in Waste Stabilization Ponds in Northeast Brazil. PhD Thesis. University of Dundee, Scotland.

Standard Methods (1975). For the Examination of Water and Wastewater, 13th Edition, New York, APHA - AWWA - WPCF.

Streeter, H.W. and Phelps, E.B. (1925). A Study of the Pollution and Natural Putification of the Ohio River. Public Health Bulletin No. 146, U.S. Public Health Service, Washington, C.D.

Suwannakarn, V. (1963). Temperature Effects on Waste Stabilization Pond Treatment. Ph.D. Thesis, University of Texas, Austin.

- Thirumurthi, D. (1969). Design Principles of Waste Stabilization Ponds. Journal of the Sanitary Engineering Division American Society of Civil Engineers, 95, 311.
- Van Eck, H. (1958). Sewage Stabilization Ponds - A Critical Review. Transactions of the South African Institution of Civil Engineers, 9, 137.
- Van Eck, H. and Sympson, D.E. (1966). The Anaerobic Pond System. Journal and Proceedings of the Institute of Sewage Purification, Part 3.
- Vincent, J.L., Algie, W.E. and Marais, G.v.R. (1963). A System of Sanitation for Low High Density Housing. In: Proceedings of a Symposium on Hygiene and Sanitation in Relation to Housing, Niamey, 1961. London: Commission for Technical Cooperation South of the Sahara (Publication No. 84).
- Wehner, J.F. and Wilhelm, R.H. (1958). Boundary Conditions of Flow Reactor. Chemical Engineering Science, 6, 89.
- Weibel, S.R., Straub, C.P. and Thoman, J.R. (1949). Studies on Household Sewage Disposal Systems, Part I. Cincinnati: U.S. Public Health Service.
- Yanez, F. (1980). Evaluation of the San Juan Stabilization Ponds. Final Research Report of the First Phase. Pan American Center for Sanitary Engineering and Environmental Sciences. CEPIS. Lima, Peru.