

AVALIAÇÃO DO COMPORTAMENTO DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO

PROFUNDAS - LAGOAS FACULTATIVAS PRIMÁRIAS

RILDOMIRO CARMO DE ANDRADE

AVALIAÇÃO DO COMPORTAMENTO DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO
PROFUNDAS - LAGOAS FACULTATIVAS PRIMÁRIAS

Dissertação apresentada ao Curso de Mes
trado em Engenharia Civil da Universida
de Federal da Paraíba, em cumprimento
às exigências para obtenção do grau de
Mestre (M.Sc.)

ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: RECURSOS HÍDRICOS

ORIENTADORES : Prof. SALOMÃO ANSELMO SILVA
Prof. RUI DE OLIVEIRA

CAMPINA GRANDE - PARAÍBA
JUNHO / 1987



A553a Andrade, Rildomiro Carmo de
Avaliacao do comportamento de lagoas de estabilizacao profundas : lagoas facultativas primarias / Rildomiro Carmo de Andrade. - Campina Grande, 1987.
60 f. : il.

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

1. Lagoas de Estabilizacao 2. Lagoas Facultativas Primarias 3. Recursos Hidricos 4. Dissertacao I. Silva, Salomao Anselmo II. Oliveira, Rui de III. Universidade Federal da Paraiba - Campina Grande (PB)

CDU 628.357.1(043)

OFERECIMENTO

À minha mãe.

Ao meu pai "in memoriam".

Aos meus irmãos e irmãs.

AGRADECIMENTOS

Aos professores Salomão Anselmo Silva e Rui de Oliveira pela orientação e permanente apoio durante a pesquisa.

À professora Annemarie König, pela incansável colaboração e orientação.

Ao professor José Soares pela sua imprescindível ajuda.

À equipe técnica da Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários - EXTRABES, pela valiosa colaboração nos trabalhos de campo: José Taveira Leite, Maria Ilma Cordeiro de Castro, Emília Savana Maia Honório, Mário Limeira de Queiroz e Creuza Cordeiro de Castro.

Ao agente administrativo Washington Franklin Pedreira da Silva, pelas valiosas sugestões apresentadas na montagem deste trabalho.

À CAPES pelo suporte financeiro durante a realização do curso.

Ao Programa do Trópico do Semi-Árido através do CNPq-Agência Regional do Recife pela ajuda financeira para confecção desse trabalho.

Aos seguintes órgãos convenientes da EXTRABES, pelo suporte financeiro:

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

RESUMO

Este trabalho tem como objetivo avaliar o comportamento de lagoas de estabilização facultativas primárias, com uma profundidade, maior que as profundidades normalmente adotadas. Para isto, durante um período experimental de 01 (um) ano, isto é, de agosto de 1985 a julho de 1986, foram pesquisadas 04 (quatro) lagoas em escala piloto com uma profundidade de 2,30m e cargas orgânicas entre 214 e 320 kg DBO₅.ha⁻¹.dia⁻¹. As lagoas tratavam esgoto bruto da cidade de Campina Grande, Paraíba, Brasil (latitude 7° 13' 17" S, longitude 35° 52' 31" 0). O esgoto bruto que alimentou as lagoas apresentou, em média, uma DBO₅ de 160 mg/l, 1,23 x 10⁷ Coliformes fecais por 100ml e uma concentração de sólidos em suspensão de 272mg/l. Em média, as lagoas alcançaram uma remoção de parasitos intestinais, Coliformes fecais, sólidos em suspensão e DBO₅ de 99%, 95%, 78% e 71% respectivamente. Durante todo o período experimental os gêneros de algas flageladas *Pyrobotrys*, *Chlamydomonas* e *Euglena* estiveram presentes no efluente das 04 (quatro) lagoas com uma frequência superior a 95% das amostras analisadas. Enquanto que os gêneros de algas não flageladas *Scenedesmus*, *Oscillatoria* e *Navicula* apareceram com uma frequência inferior a 20% das amostras analisadas.

ABSTRACT

The aim of this work is to study the behaviour of deep primary facultative waste stabilization ponds with depths greater, as those normally used in pond design.

During an experimental period of one year (from August 1985 to July 1986) four such ponds with depths of 2.30m and superficial organic loads varying between 214 and 320 kg $\text{BOD}_5 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ were studied. The ponds received raw sewage from the city of Campina Grande - Paraíba - Brazil ($7^\circ 13' 17''$ S, $35^\circ 52' 31''$ W). The raw sewage fed into the ponds had a mean BOD_5 of 160 mg l^{-1} ; $1,23 \times 10^7$ Faecal coliforms per 100ml; and 272 mg l^{-1} of suspended solids. The ponds removed on average, 99% of intestinal parasites, 95% of the Faecal coliforms, 78% of the suspended solids and 71% of BOD_5 .

During the experimental period, the motile algae *Pyrobotrys*, *Chlamydomonas* and *Euglena* were present in the affluent of the four ponds in more than 95% of the samples analysed. Whereas the non motile algae *Scenedesmus*, *Oscillatoria* and *Navicula* were present in less than 20% of the samples.

ÍNDICE

	Página
1 - INTRODUÇÃO	1
2 - REVISÃO DE LITERATURA.	3
2.1 - Classificação das lagoas de estabilização. . .	3
2.1.1 - Lagoas anaeróbias	3
2.1.2 - Lagoas facultativas.	3
2.1.3 - Lagoas de maturação.	4
2.1.4 - Lagoas de alta taxa de degradação. . . .	4
2.2 - Lagoas facultativas.	4
2.2.1 - Considerações gerais	4
2.2.2 - Decomposição de matéria orgânica	7
2.2.2.1 - Decomposição aeróbia	7
2.2.2.2 - Decomposição anaeróbia	9
2.2.3 - Algas e suas atividades.	12
2.2.4 - Eficiência de lagoas facultativas. . . .	16
2.2.4.1 - Remoção de DBO_5	16
2.2.4.2 - Remoção de Coliformes fecais . .	18
2.2.4.3 - Remoção de parasitos intestinais .	19

	Página
2.3 - Influência da profundidade sobre o comporta- mento de lagoas de estabilização	20
2.3.1 - Influência da profundidade na estra- tificação térmica de lagoas	20
2.3.2 - Ação dos ventos sobre lagoas profundas	21
3 - MATERIAIS E MÉTODOS	23
3.1 - Descrição	23
3.2 - Sistema de alimentação	24
3.3 - Amostragem	25
3.4 - Procedimentos analíticos	26
4 - APRESENTAÇÃO DOS RESULTADOS EXPERIMENTAIS	36
5 - DISCUSSÃO DOS RESULTADOS	45
5.1 - Algas	45
5.2 - Remoção de Coliformes fecais	47
5.3 - Remoção de DBO ₅	51
5.4 - Remoção de parasitos intestinais.	52
6 - CONCLUSÕES	54
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	56

INTRODUÇÃO

O uso de lagoas de estabilização como alternativa para o tratamento de águas residuárias é relativamente recente datando dos fins da II Guerra Mundial (COMPESA, 1975). Desde aquela época, sanitaristas tem se dedicado a estudar a aplicação dessa técnica de tratamento, notadamente para pequenas e médias comunidades, em face de baixos custos, elevadas eficiências e simplicidade de operação e manutenção.

Entende-se por lagoas de estabilização como sendo grandes reservatórios, com pequenas profundidades, projetadas especialmente com o fim de tratar despejos de origem doméstica ou industrial passíveis de serem estabilizados biologicamente (BRAILE & CAVALCANTI, 1979).

Em regiões de clima tropical, onde exista área disponível, seu uso é particularmente importante em virtude das condições climáticas serem propícias à todos os processos biológicos envolvidos.

MARA (1976) afirma que lagoas de estabilização, quando bem projetadas e operadas, poderão oferecer vantagens em relação aos sistemas convencionais de tratamento, como: remoção, a qualquer grau, de organismos patogênicos, parasitos intestinais e metais pesados; suportam sobrecargas orgânicas e hidráulicas e utilizam como fonte de energia a radiação solar e a energia química existente no substrato orgânico, em

lugar de energia elétrica.

Do ponto de vista dos processos biológicos envolvidos, as lagoas apresentam desvantagens em relação aos sistemas convencionais, visto que fatores ambientais como precipitação pluviométrica, luz solar, evaporação e temperatura interferem no processo e não são passíveis de controle (PESSOA & JORDÃO, 1975). Estes autores acrescentam ainda, como vantagem, a ocupação substancial de área superficial. A EXTRABES (Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários) da Universidade Federal da Paraíba - UFPB, atualmente encontra-se desenvolvendo pesquisas em lagoas com profundidades superiores àquelas habitualmente adotadas, numa tentativa de reduzir o tamanho da área necessária. Este trabalho estuda, em particular, o comportamento de lagoas facultativas primárias com profundidades de 2,30m e tempos de detenção hidráulica variando de 11,50 a 17,30 dias.

Os objetivos específicos do trabalho são:

. Avaliar a eficiência de remoção pelas lagoas dos seguintes parâmetros: DBO_5 , Coliformes fecais, parasitos intestinais e sólidos em suspensão.

. Avaliar o desenvolvimento do fitoplâncton nas lagoas.

. Estabelecer comparações entre as lagoas em estudo, com lagoas facultativas primárias rasas, já pesquisadas na EXTRABES.

REVISÃO DE LITERATURA

2.1 - Classificação das lagoas de estabilização

De acordo com os processos biológicos envolvidos e as características físicas e operacionais adotadas, tais como profundidade, carga orgânica e tempo de detenção hidráulica, as lagoas são normalmente classificadas em anaeróbias, facultativas, maturação e de alta taxa de degradação.

2.1.1 - Lagoas anaeróbias

Nestas lagoas, os processos de estabilização do material orgânico, ocorrem na ausência de oxigênio molecular e na presença de bactérias anaeróbias - facultativas e estritamente anaeróbias (METCALF & EDDY, 1972). Este tipo de lagoa é caracterizado por receber alta carga orgânica, de 100 a 400g DBO₅/m³.dia (MARA, 1976) e por apresentar uma remoção de DBO₅ de 50 a 80% (AZEVEDO NETTO *et alii*, 1975).

2.1.2 - Lagoas facultativas

Nestas lagoas ocorrem simultaneamente processos aeróbios e anaeróbios durante a depuração do material orgânico. Os processos aeróbios ocorrem nas camadas superficiais, enquanto os anaeróbios ocorrem junto à camada de lodo que encontra-se sedimentada no fundo da lagoa. Segundo GLOYNA (1976)

as lagoas facultativas podem se caracterizar por receber águas residuárias brutas (facultativa primária) ou efluentes de um pré-tratamento (facultativa secundária).

2.1.3 - Lagoas de maturação

Estas lagoas normalmente são destinadas ao tratamento de efluentes de sistemas convencionais de tratamento de águas residuárias ou mesmo de lagoas facultativas. Além de remover organismos patogênicos, estas lagoas poderão promover uma razoável remoção de DBO_5 , nutrientes, sólidos em suspensão e metais pesados (RAMANI, 1976).

2.1.4 - Lagoas de alta taxa de degradação

São lagoas de pequenas profundidades, projetadas para o tratamento de águas residuárias decantadas e visam a produção de algas como fonte de proteínas para a alimentação suplementar de animais como porcos e aves domésticas (SILVA & MARA, 1979).

2.2 - Lagoas facultativas

2.2.1 - Considerações gerais

Em lagoas facultativas distinguem-se três zonas: a primeira junto a superfície (zona aeróbia), a segunda no fundo da lagoa (zona anaeróbia) e a terceira uma zona intermediária ou facultativa. A figura 2.1 ilustra o funcionamento de uma lagoa facultativa; nas camadas superficiais observa-se uma ação de mútuo benefício entre algas e bactérias, ou seja,

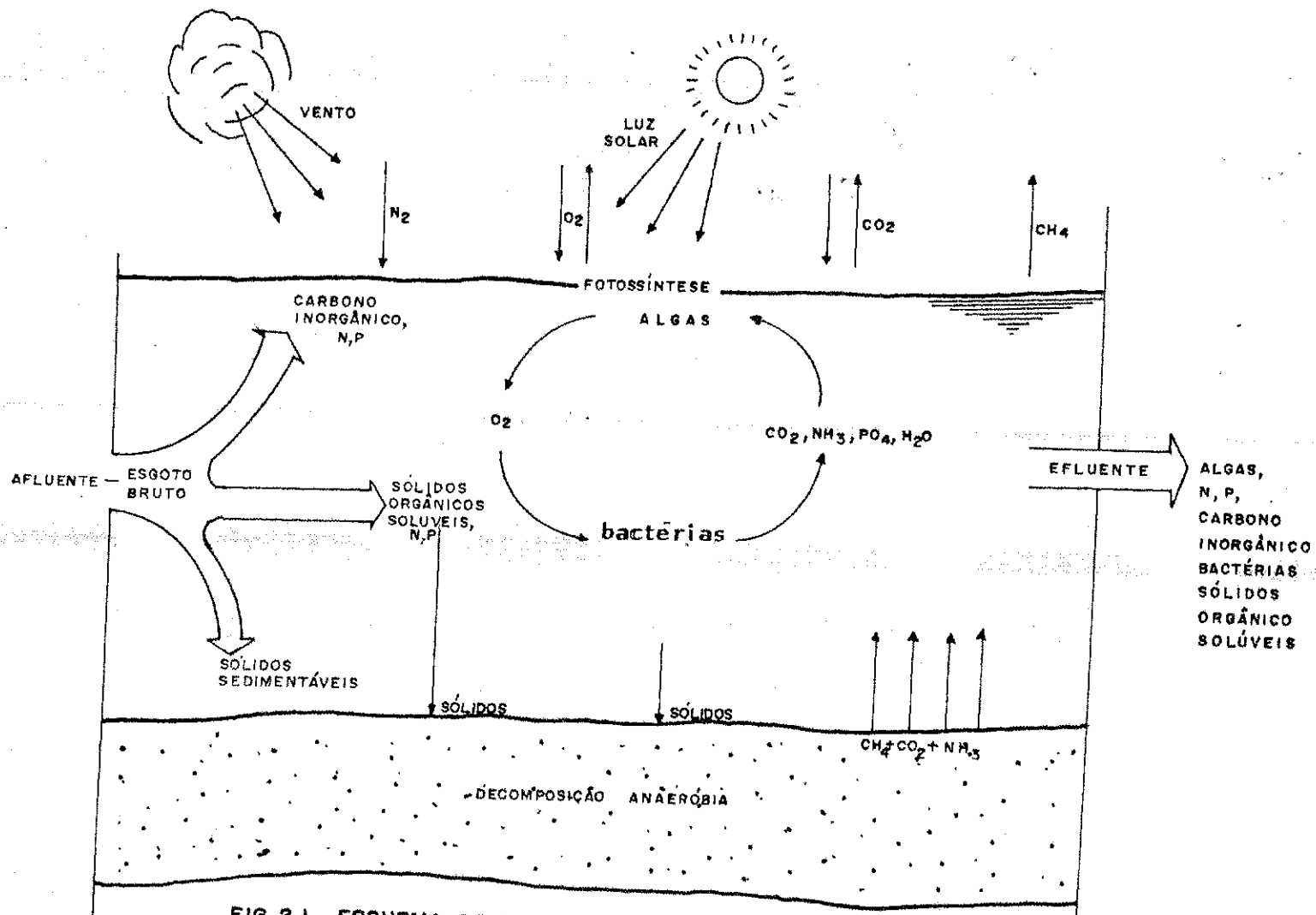


FIG. 2.1 - ESQUEMA DE FUNCIONAMENTO DE UMA LAGOA FACULTATIVA (Pessoa & Jordão, 1975)

as algas, na presença de luz solar e elementos nutrientes, como nitrogênio e fósforo, assimilam gás carbônico como fonte de material carbônico e fornecem oxigênio para as bactérias, por sua vez, as bactérias ao degradarem a matéria orgânica, produzem gás carbônico importante à sobrevivência das algas. Conforme MARA (1976) quando as algas necessitam de uma quantidade de dióxido de carbono superior àquela produzida pelas bactérias, os íons bicarbonatos presentes na massa líquida se dissociam produzindo dióxido de carbono e íons hidroxila. Com isto o pH do meio poderá alcançar valores próximos de 10.



O oxigênio dissolvido presente na lagoa é mantido, em parte, pelas algas, devido à sua atividade fotossintética, e em parte pela difusão atmosférica através de sua superfície, que varia de acordo com as condições climáticas, principalmente com o regime dos ventos (SILVA, 1982).

Para que as condições aeróbias sejam mantidas, é preciso que, o oxigênio fornecido pelas algas somados com o oxigênio suprido da atmosfera, excedam a demanda de oxigênio devido às atividades respiratórias do ecossistema aquático (METCALF & EDDY, 1972). Segundo GLOYNA (1976) quando o crescimento das algas ocorre em excesso, o comportamento da lagoa poderá ser afetado negativamente. Isso porque os produtos extracelulares excretados pelas algas no meio aquático e estas ao morrerem, poderão servir de substrato para as bactérias.

rias e conseqüentemente exercer uma demanda bioquímica de oxigênio (DBO).

De acordo com GLOYNA, citado por SILVA (1982), lagoas de estabilização em regiões de clima tropical para funcionarem como facultativas primárias deverão operar com cargas de DBO_5 variando entre 150 e 350 $kg\ DBO_5 \cdot ha^{-1} \cdot dia^{-1}$. Por outro lado, SILVA & MARA (1979) afirmam que em região de clima tropical uma lagoa facultativa primária com profundidade de 1,25m funcionou perfeitamente bem com carga de DBO_5 tão elevada quanto 400 $kg\ DBO_5 \cdot ha^{-1} \cdot dia^{-1}$. Contudo, a DBO_5 do efluente poderá ser um bom indicativo para decidir sobre o funcionamento de lagoas de estabilização. Segundo MARA (1976) em trabalhos realizados na África do Sul sugere que lagoas com profundidades na faixa de 1 a 1,5m para serem mantidas sob condições predominantemente aeróbias, a DBO_5 efluente deverá manter-se entre 50 e 70 mg/l .

As lagoas facultativas tornaram-se muito populares entre os projetistas devido à sua eficiência e tem sido bem aceitas pela população graças ao seu aspecto estético, marcado pela ausência de odores.

2.2.2 - Decomposição da matéria orgânica

2.2.2.1 - Decomposição aeróbia

A decomposição aeróbia da matéria orgânica em lagoas de estabilização, caracteriza-se por ocorrer num meio onde existe oxigênio molecular como acceptor final de hidrogênio e pelo elevado rendimento energético que apresenta (BRAN

CO, 1978). O oxigênio necessário para a manutenção dos processos aeróbios advém da atividade fotossintética das algas e através da interface ar-água. GLOYNA (1976) cita que teoricamente são necessários 1,35 mg de oxigênio molecular para a completa estabilização de 1,0 mg de matéria orgânica presente no esgoto bruto afluente. A figura 2.2 ilustra de forma simplificada a decomposição aeróbia da matéria orgânica.

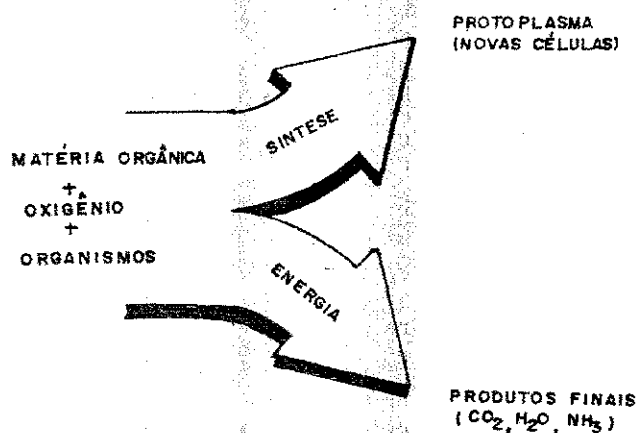
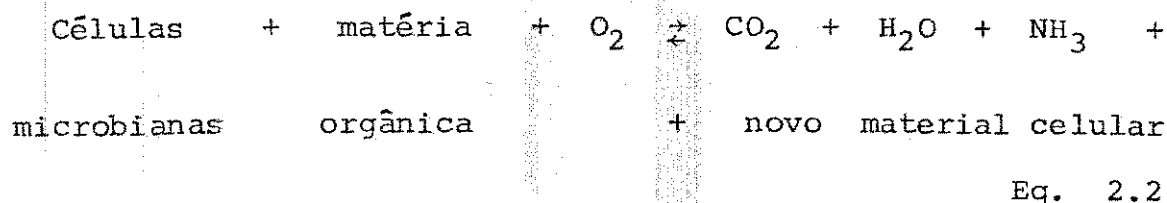


FIG.2.2. METABOLISMO AERÓBIO DA MATÉRIA ORGÂNICA (Simpson, 1960 a)

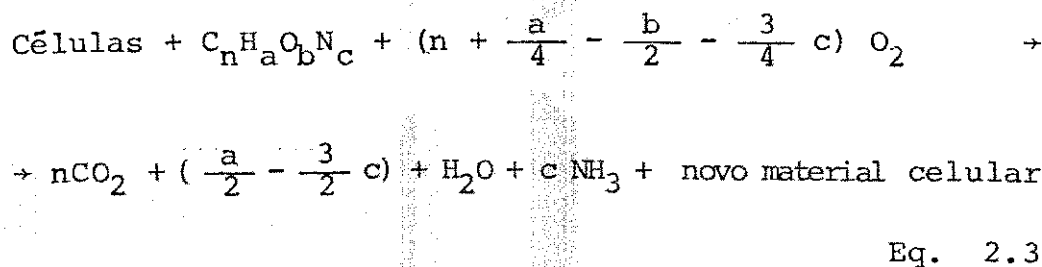
As bactérias são os principais microorganismos envolvidos durante a mineralização da matéria orgânica, mas fungos, protozoários e rotíferos também contribuem para a dinâmica do processo. As bactérias ao degradarem a matéria orgânica, utilizam a energia liberada para as suas funções vitais como reprodução, locomoção e nutrição além de transporte ativo de substâncias nutritivas do meio extracelular para o meio intracelular (METCALF & EDDY, 1972). McKINNEY (1976) relata que 1/3 da matéria orgânica é usada para a pro

dução de energia, sendo convertida essencialmente a produtos estáveis como dióxido de carbono (CO_2), água (H_2O) e gás amônia (NH_3), enquanto os 2/3 remanescentes simplesmente são transformados em novo material celular.

Para que a estabilização aeróbia seja eficiente e ocorra continuamente, oxigênio molecular deve estar sempre presente, elementos tóxicos como metais pesados, sulfetos e amônia deverão estar ausentes e o pH do meio deve manter-se entre 6,5 e 7,5, valores estes que satisfazem a maioria das bactérias (SIMPSON 1960a). Este mesmo autor cita que o metabolismo aeróbio pode ser descrito de acordo com a equação que segue:



No entanto, SAWYER & McCARTY (1967) acreditam que o metabolismo aeróbio pode ser bem apresentado pela seguinte equação literal:



2.2.2.2 - Decomposição anaeróbia

Durante a decomposição anaeróbia da matéria or

gânica segundo SIMPSON (1960b) pode-se distinguir dois estágios, os quais se apresentam de forma simplificada na figura 2.3. No primeiro estágio compostos orgânicos complexos, como proteínas e carboidratos, são transformados em ácidos orgânicos simples tais como ácido acético e propiônico, este estágio envolve um mecanismo combinado de hidrólise e fermentação e é conduzido por bactérias anaeróbias e facultativas, comumente denominadas de acidogênicas ou formadoras de ácidos. Já o segundo estágio é conduzido por bactérias estritamente anaeróbias ou formadoras de metano. Estas bactérias convertem os ácidos orgânicos anteriormente formados em gás carbônico e metano.

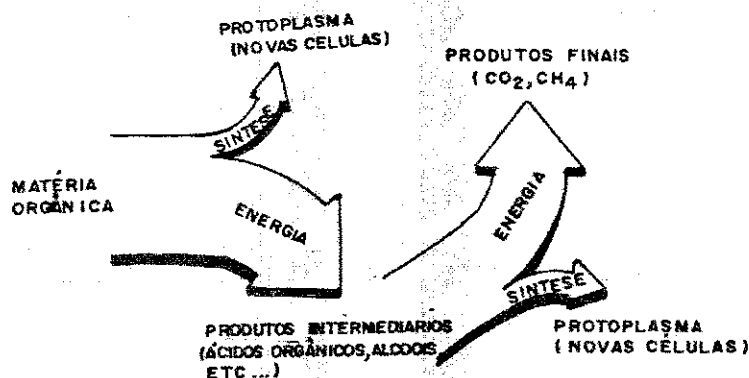
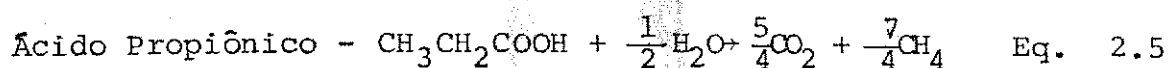
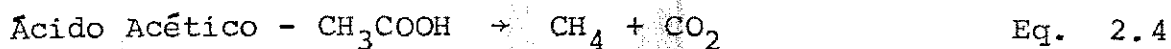


FIG.2.3 - METABOLISMO ANAERÓBIO DA MATÉRIA ORGÂNICA (Simpson, 1960 b)

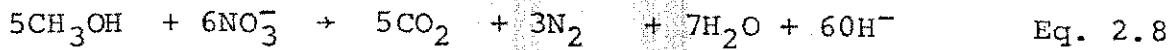
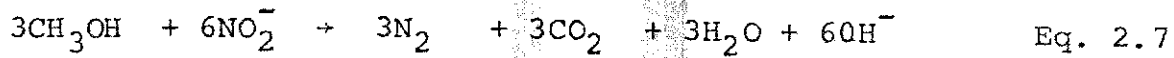
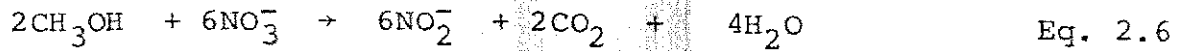
No primeiro estágio não existe uma considerável estabilização da matéria orgânica (McCARTY 1971), simplesmente existe uma mudança de forma, uma porção é convertida em ácidos orgânicos e outra porção é transformada em novo material celular, ao passo que no segundo estágio existe de verdade uma estabilização da matéria orgânica e esta estabilização é pro

porcional à quantidade de gás metano produzido. Geralmente, de acordo com SIMPSON (1960b), o gás produzido é da ordem de 16 a 18 pés cúbicos por libra (0,99 a 1,12 metros cúbicos por kilo) de matéria orgânica estabilizada, sendo 25% a 35% de gás carbônico e 65% a 75% de gás metano.

O gás metano produzido, conforme McCARTY (1971) pode ser atribuído a reações de fermentação de ácido acético e propiônico como segue:



Além de envolver reações de fermentação, a digestão anaeróbica envolve também reações de respiração (OLIVEIRA, 1983). Por exemplo, o processo de desnitrificação constitui um caso típico de respiração anaeróbica, aqui a matéria orgânica é utilizada pelas bactérias desnitrificantes como fonte redutora e nitrato (NO_3^-) e nitrito (NO_2^-) são usados sucessivamente como aceptores de hidrogênio (ou elétrons). As equações 2.6 e 2.7 representam as reações parciais quando o material orgânico utilizado é o álcool metílico, enquanto que a equação 2.8 representa a reação de desnitrificação no seu todo.



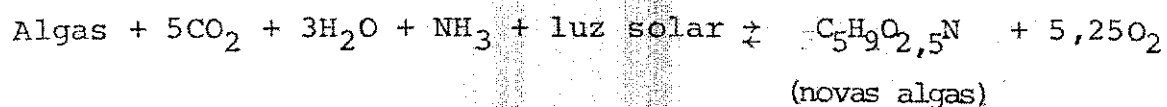
Para que a digestão anaeróbia ocorra de forma eficiente e contínua é preciso que as bactérias acidogênicas e metanogênicas encontrem-se em perfeito equilíbrio dinâmico. Para que isto aconteça as reações deverão ocorrer na ausência de oxigênio dissolvido, livre de elementos tóxicos, como metais pesados e sulfetos, e o pH da massa líquida deverá encontrar-se entre 6,6 e 7,6, para isto a alcalinidade do meio, expressa como carbonato de cálcio (CaCO_3), deverá manter-se na faixa de 1000 a 5000 mg/l e a concentração máxima de ácidos voláteis deve ser de 250 mg/l (METCALF & EDDY, 1972).

A presença de nutrientes como nitrogênio e fósforo é de fundamental importância e de acordo com McCARTY (1971), são necessários 0,11 mg de nitrogênio e 0,02 mg de fósforo por mg de material celular produzido.

2.2.3 - Algas e suas atividades

As algas constituem um dos mais importantes microorganismos que existem em lagoas facultativas, visto que durante a sua atividade fotossintética produzem o oxigênio que as bactérias aeróbias necessitam para degradar a matéria orgânica solúvel presente no esgoto bruto afluente.

Algas são protistas unicelulares ou multicelulares foto-autotróficos, portanto dotadas de uma capacidade de elaborar seu próprio alimento. Na presença de luz solar e nutrientes (como nitrogênio e fósforo), e na ausência de elementos tóxicos (como cromo hexavalente, cobre e sulfeto), gás carbônico e água são assimilados e convertidos em sólidos orgânicos suspensos na forma de protoplasma de algas com consequente liberação de oxigênio molecular no meio. Segundo MCKINNEY (1976) quantitativamente, quando nitrogênio amoniacal é a fonte original de nitrogênio, a equação que descreve a síntese de algas é a seguinte:



Eq. 2.9

Como os demais microorganismos, as algas exigem certas condições ambientais para a realização de suas atividades. Os materiais que compõem o esgoto doméstico são fontes permanentes de nutrientes e portanto não constituirão fator limitante ao desenvolvimento das algas (BRANCO, 1978). No entanto, KING (1976) faz referência a uma situação em que o nutriente nitrogênio, quando usado na forma de amônia, poderá ser limitante: quando o pH da lagoa exceder 9,2 há predominância da amônia (NH_3) sobre o íon amônio (NH_4^+), conforme a equação 2.10. Com isso a perda de NH_3 para a atmosfera é mais fácil, notadamente por ocasião da ação do vento sobre a superfície da lagoa:



Eq. 2.10

A temperatura é um dos fatores ambientais de importância significativa para o metabolismo das algas, ou seja dependendo da temperatura a atividade das algas pode ser inibida ou estimulada. Segundo GLOYNA (1976) valores ideais de temperatura da massa líquida deverão manter-se entre 5°C e 35°C, e inibição do crescimento das algas pode ocorrer em temperatura acima de 35°C ou abaixo de 5°C.

KING & WARD (1976) citam que as algas durante as suas atividades excretam substâncias extracelulares, que contribuem para a diversidade química do ecossistema aquático. Essas substâncias poderão servir de substrato orgânico para as bactérias e é provável que a sucessão de algas existentes no ecossistema aquático possa ser afetada pela inibição ou ativação das algas decorrente da liberação destes produtos extracelulares. Os autores observaram que *Nostoc muscorum* liberava dihidroxi-antraquinona que inibia o crescimento de *Cosmarium*, *Phormidium* e *Scenedesmus*. Já *Chlamydomonas reinhardtii* liberava certos compostos não identificados que inibiam o crescimento de *Haematococcus pluvialis* e *Chlamydomonas globosa* mas não inibia *Chlorococcum elipsoideum*, enquanto que a autoinibição ocorria com *Nostoc punctiforme* e *Chlorella vulgaris*. Portanto é provável que este mecanismo, controle a magnitude e duração do crescimento e florescimento das algas no meio aquático.

Relativamente poucos gêneros de algas são encontrados em lagoas de estabilização, o que depende, segundo KING & WARD (1976), da localização geográfica, condições climáticas

da região e da composição química do esgoto bruto afluente. SLESS citado por GUIMARÃES (1986) relata que cargas orgânicas altas promovem o desenvolvimento de grandes quantidades de algas, mas de poucos gêneros; já cargas orgânicas baixas promovem o aparecimento de grandes números de gêneros e a população de algas tende a flutuar devido a presença de predadores. No entanto um aumento excessivo da carga orgânica aplicada poderá diminuir a população de algas devido ao aumento das concentrações de agentes tóxicos como sulfeto e amônia (MARA *et alli* 1983).

KONIG (1984) estudando 04 (quatro) lagoas facultativas com uma profundidade de 1,25m e cargas orgânicas entre 150 e 300 kg DBO₅.ha⁻¹.dia⁻¹, observou que os gêneros mais frequentes de algas flageladas foram *Euglena*, *Pyrobotrys* e *Chlamydomonas* enquanto que os gêneros *Pandorina* e *Eudorina* foram frequentes apenas na lagoa de mais baixa carga. O número médio de gêneros de algas presentes nessas lagoas foi de 13, exceto na lagoa de mais baixa carga onde foi observada a presença de 17 gêneros. Segundo a autora, quando o objetivo principal é o aproveitamento das algas do efluente, as cargas superficiais aplicadas às lagoas deverão se encontrar entre 170 e 230 kg DBO₅.ha⁻¹.dia⁻¹, uma vez que essa faixa de carga provavelmente conduzirá a uma máxima população de algas.

Os gêneros de algas *Euglena*, *Pyrobotrys*, *Chlamydomonas*, são típicos de lagoas de estabilização e toleram cargas orgânicas acentuadas, ao passo que os gêneros *Chlorella*, *Chlorococcum*, *Micractinium*, *Ankistrodesmus*, *Scenedesmus*, *Actinastrum* e *Pandorina* também encontram-se em lagoas de estabilização mas supor

tam graus moderados de poluição orgânica (BRANCO, 1978). GLOYNA (1976) relata que *Euglena*, *Chlamydomonas*, *Micractinium*, *Ankistrodesmus*, *Scenedesmus* e *Chlorella* apresentam um alto grau de adaptabilidade em lagoas de estabilização, suportam diferentes condições climáticas e estão presentes durante quase todas as estações do ano. Em pesquisas realizadas na EXTRABES, por GUIMARÃES (1986) durante a estação de verão em 04 (quatro) lagoas facultativas primárias profundas com cargas orgânicas entre 193 e 290 kg DBO₅.ha⁻¹.dia⁻¹, foram observados com frequência e em grandes números os gêneros de algas *Euglena*, *Pyrobotrys* e *Chlamydomonas*. Já os gêneros *Navicula*, *Oscillatoria* e *Scenedesmus*, apareceram esporadicamente e em números relativamente baixos.

Com relação à biomassa de algas (expressa como clorofila a), GUIMARÃES (1986), observou uma diminuição da biomassa com o aumento da carga orgânica superficial. O mesmo aconteceu no estudo feito por BACK (1986) numa série de 04 (quatro) lagoas profundas.

2.2.4 - Eficiência de lagoas facultativas

2.2.4.1 - Remoção de DBO₅

Em pesquisas desenvolvidas em diferentes cidades da Índia, MOHANRAO & SASTRY (1976) puderam observar que em 23 lagoas facultativas primárias, operando com cargas orgânicas variando aproximadamente de 80 a 820 kg DBO₅.ha⁻¹.dia⁻¹, apresentaram uma remoção média de DBO₅ de 80% a 85%. A figura 2.4 mostra as eficiências de remoção de DBO₅ para todas as lagoas estudadas com relação a carga orgânica aplicada.

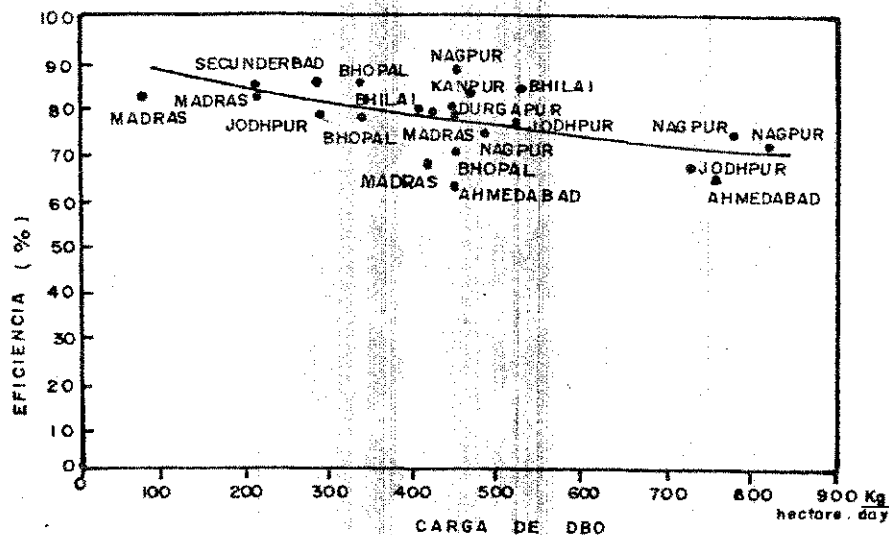


FIG.2.4 - EFICIÊNCIA DE LAGOAS FACULTATIVAS SITUADAS EM DIFERENTES CIDADES DA INDIA EM FUNÇÃO DA CARGA DE DBO₅ APLICADA (Mohanrao & Sastry, 1976)

AUERSWALD (1979) estudando 04 (quatro) lagoas facultativas primárias, em escala piloto, no Nordeste do Brasil (EXTRABES), com profundidade de 1,25m e cargas orgânicas entre 198 e 388 kg DBO₅.ha⁻¹.dia⁻¹, observou uma remoção média de DBO₅ que variou entre 84% e 90%. Por outro lado, estudos de monitoramento, realizados na cidade de Durango-México, em 04 (quatro) lagoas facultativas primárias, operando em escala real, com profundidades de 1,13m a 1,68m e cargas orgânicas variando de 90 a 107 kg DBO₅.ha⁻¹.dia⁻¹, apresentaram eficiência de remoção de DBO₅ entre 70% e 80% (MARTINEZ & ESPINO, 1976).

WACHS & BEREND (1971) pesquisando em Israel lagoas consideradas profundas (construídas em terreno irregular apresentando depressões de até 4m) puderam constatar uma redução média de DBO₅ de 80%. OSWALD (1976), a partir de estudos teóri

cos avaliou o desempenho de lagoas facultativas primárias com vista à remoção de DBO_5 em função da temperatura e do tempo de detenção hidráulica e constatou que, para uma temperatura de $20^{\circ}C$ e períodos de detenção de 10 e 15 dias, as eficiências foram de 85% e 93% respectivamente; com relação a uma temperatura de $15^{\circ}C$ e os mesmos períodos de detenção, as eficiências de remoção de DBO_5 observadas foram reduzidas a valores de 68% e 82% respectivamente.

2.2.4.2 - Remoção de Coliformes fecais

Diversos autores citados por SILVA (1982) e SOARES (1985), associam a morte de Coliformes fecais em lagoas de estabilização com as atividades das algas. São citados como condições prejudiciais à sobrevivência dos Coliformes fecais: a produção e liberação de substâncias antibacterianas, a competição por nutrientes, altos níveis de pH e elevadas concentrações de oxigênio dissolvido. São ainda sugeridos como fatores que influenciam na remoção dos Coliformes fecais: o efeito bactericida da luz solar (raios ultravioleta), a ação de vírus, predadores como protozoários e rotíferos, agregação e decantação.

Através de estudos realizados na EXTRABES por AUERSWALD (1979), foi verificado que a remoção de Coliformes fecais em lagoas facultativas primárias aumentava com o aumento do tempo de detenção hidráulico; os percentuais de remoção estiveram muito próximos com valores entre 98,90% e 99,38%. As lagoas pesquisadas apresentavam em média uma profun

didade de 1,25m e cargas orgânicas variando entre 198 e 388 KgDBO₅.ha⁻¹.dia⁻¹.

Numa série de 05 (cinco) lagoas profundas, localizadas na EXTRABES, (sendo 01 (uma) anaeróbia, seguida por 01 (uma) facultativa e 03 (três) de maturação), com um tempo de detenção total de 21 dias, estudada por SOARES (1985) foi verificado uma remoção de Coliformes fecais de 99,92464%. Esse valor obtido era inferior à remoção de 99,99994% alcançada por uma série de 05 (cinco) lagoas rasas (sendo 01 (uma) anaeróbia, seguida por 01 (uma) facultativa e 03 (três) de maturação) pesquisadas na EXTRABES por SILVA (1982), onde o tempo de detenção total era 29,1 dias, bem como era inferior à remoção de 99,96585% quando a mesma série de lagoas rasas operava com um tempo de detenção de 17 dias.

2.2.4.3 - Remoção de parasitos intestinais

A remoção de cistos e ovos de parasitos intestinais em lagoas de estabilização são atribuídas, segundo SILVA & MARA (1979), às condições de quiescência hidráulica e longo tempo de detenção, fatores estes que determinam a remoção por meio de sedimentação.

De acordo com SOARES (1985) uma série de 05 (cinco) lagoas profundas (uma anaeróbia seguida por uma facultativa e três de maturação) com um tempo de detenção hidráulica total de 21 dias, reteve praticamente todos os parasitos exceto *Ancilostomídeo sp*, o qual além de ter sido o parasito mais numeroso no esgoto bruto, apresentam larvas que

nadam na massa líquida o que leva a uma menor possibilidade de sedimentação.

MOHANRAO & SASTRY (1976) relatam que apesar do esgoto bruto encerrar uma quantidade de 635 a 1705 parasitos por litro, o efluente final de lagoas facultativas primárias estava totalmente livre destes parasitos.

Lagoas de estabilização são dotadas de uma boa capacidade para a remoção de parasitos intestinais e segundo SILVA (1982), quando lagoas facultativas são projetadas para funcionarem com um tempo de detenção superior a 19 dias, os efluentes destas lagoas deverão encontrar-se totalmente isentos de parasitos intestinais.

2.3 - Influência da profundidade sobre o comportamento de lagoas de estabilização profundas.

2.3.1 - Influência da profundidade na estratificação térmica de lagoas.

O fenômeno da estratificação térmica em lagoas de estabilização acontece quando uma zona quente da massa líquida fica sobreposta a uma zona fria, decorrente de uma diferença de densidade de ambas as massas líquidas. Uma camada líquida denominada de termoclina, situada em média a 40cm de profundidade da lagoa (SILVA, 1982), é responsável pela separação da massa líquida de maior temperatura (e portanto de menor densidade) da massa líquida de menor temperatura (e portanto de maior densidade).

Num estudo de caracterização de lagoas profundas em escala piloto, onde a temperatura era determinada em diferentes níveis ao longo da profundidade durante períodos de 24 horas, BACK (1986) e GUIMARÃES (1986) fazem referências à permanência e à rapidez com que a estratificação térmica ocorre em lagoas de estabilização, especialmente nos dias ensolarados.

Pesquisas realizadas por vários autores em lagoas profundas destacam diferenças apreciáveis de temperatura entre a superfície e o fundo: 11°C (WACHS & BEREND, 1971), 9°C (GUIMARÃES, 1986) e 5°C (BRANCO, 1978).

2.3.2 - Ação dos ventos sobre lagoas profundas

A ação dos ventos é de fundamental importância ao processo de mistura das lagoas, visto que o vento poderá ser capaz de manter a uniformização da temperatura, da concentração de oxigênio dissolvido, do pH, bem como da massa de algas por todo o conteúdo da lagoa. Além disso a ação dos ventos favorece o rompimento de zonas mortas responsáveis pelos curto-circuitos hidráulicos nas lagoas (MCKINNEY, 1976).

Tendo em vista que lagoas profundas apresentam reduzidas áreas superficiais e que a ação dos ventos é tanto maior quanto maior for a área superficial (AZEVEDO NETTO *et alii*, (1975) conclui-se que a ação dos ventos sobre lagoas profundas é menos acentuada se comparada com a ação dos ventos sobre lagoas rasas.

Mesmo sabendo dos inconvenientes que a profundidade po

derá exercer sobre o desempenho de lagoas de estabilização, não se conhece até o presente, os limites de profundidades que deverão ser aplicados às mesmas, sem que ocorram problemas no seu comportamento.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 - Descrição do sistema experimental

O sistema experimental estudado era constituído de 04 (quatro) lagoas facultativas primárias profundas. Estas lagoas eram alimentadas com esgoto doméstico bruto do sistema de esgotos de Campina Grande, Paraíba - Brasil e eram denominadas de F10, F11, F12 e F13.

As lagoas foram construídas em escala piloto com paredes verticais, cujo fundo e as paredes foram construídos em alvenaria de tijolo e revestidos com argamassa de cimento e areia a fim de assegurar uma boa vedação. Isto possibilitaria melhores condições operacionais, bem como permitiria possíveis balanços de massa de interesse durante a pesquisa.

Os dispositivos de entrada de esgotos e saída de efluentes das lagoas, eram constituídos de tubos de PVC de 50mm de diâmetro, estando o tubo de entrada a uma altura de 50cm acima do fundo da lagoa. Ambas, entrada e saída, situavam-se na metade da largura de cada lagoa.

Um retentor de espuma, circular de aproximadamente 200 mm de diâmetro, situado a 30mm abaixo do nível d'água, circundava o topo da canalização de saída e impedia que lodo leve, que normalmente existe na superfície, saísse junto com o efluente.

As características físicas das lagoas pesquisadas en

contram-se no quadro 3.1, enquanto que as características operacionais estão no quadro 3.2. Nos quadros 3.3 e 3.4 encontram-se as características físicas e operacionais de lagoas facultativas primárias rasas pesquisadas na EXTRABES durante um período de 01 (um) ano, isto é, de Agosto de 1977 a Julho de 1978, as quais servirão de base para comparações com as lagoas aqui estudadas.

Uma análise comparativa de parâmetros operacionais aplicados às lagoas facultativas primárias profundas e rasas, já mencionadas, é mostrada no quadro 3.5.

Um esquema em planta do sistema experimental atualmente pesquisado é mostrado na figura 3.1.

3.2 - Sistema de alimentação

Do interceptor leste do sistema de esgotos da cidade de Campina Grande-Pb, construído em tubos de concreto pré-moldados de 900mm de diâmetro e que atravessa o terreno da EXTRABES, o esgoto era bombeado de um poço úmido construído em anexo a um de seus poços de visita até um tanque de nível constante situado no interior da casa de bombas (vide figura 3.1).

O reealque do esgoto bruto para o tanque de nível constante era feito por uma bomba submersível do tipo FLYGT com motor de 1,2HP e 3380rpm da DINAPAC Equipamentos Industriais Ltda - São Paulo.

A canalização de recalque, de 30m de extensão era constituída de tubos de PVC rígido com 50mm de diâmetro.

O excesso de esgoto que chegava ao tanque de nível constante retornava ao interceptor por gravidade através de um extravasor de cerâmica vidrada de 150mm de diâmetro.

O esgoto bruto era bombeado do tanque de nível constante para as lagoas F10, F11, F12 e F13 por 04 (quatro) bombas NEMO de eixo horizontal e vazão variável, com motor trifásico de 2 CV de potência e 1750rpm, modelo 905884, fabricada pela Indústria e Comércio Ltda NETZSCH do Brasil.

As vazões de alimentação das lagoas F10, F11, F12 e F13 eram verificadas a cada duas semanas e quando necessário eram calibradas para as respectivas vazões de projeto. Durante as calibrações das bombas notou-se uma dispersão da vazão de projeto de $\pm 2\%$.

3.3 - Amostragem

Às terças-feiras de cada semana coletavam-se, às 08:00 h da manhã, amostras do esgoto bruto e efluente de cada lagoa.

Um volume de aproximadamente 03 (três) litros era coletado e levado ao laboratório para ser convenientemente analisado.

Os parâmetros DBO_5 , DQO, sólidos suspensos (SS), pH, parasitos intestinais, Coliformes fecais eram analisados simultaneamente nas amostras do esgoto bruto e efluentes. Clofíla a era analisada somente nas amostras dos efluentes.

O parâmetro temperatura era medido à meia profundidade de cada lagoa.

3.4 - Procedimentos analíticos

Durante a pesquisa foram determinados os seguintes parâmetros: DBO_5 , DQO, sólidos suspensos (SS), Coliformes fecais (CF), parasitos intestinais, temperatura e pH: (visto que um dos objetivos principais deste trabalho é avaliar o comportamento das quatro lagoas, em relação a esses parâmetros).

Além disso foram feitas medidas de clorofila a, contagem e identificação de algas com o fim de avaliar o desenvolvimento do fitoplâncton nas lagoas.

DBO_5 - Demanda Bioquímica de Oxigênio.

O método aplicado foi o recomendado pelo STANDARD METHODS (1980) e fundamenta-se no uso dos frascos padrões de DBO.

As determinações de oxigênio foram feitas com o medidor de oxigênio dissolvido referência YSI modelo 54-A, dotado de um sensor provido de membrana padrão YSI.

DQO - Demanda Química de Oxigênio.

Foi usado o método da refluxação do dicromato de potássio ($K_2Cr_2O_7$), recomendado pelo STANDARD METHODS (1980).

SS - Sólidos em Suspensão

Aplicado o teste recomendado pelo STANDARD METHODS (1980). O teste fundamenta-se em técnica gravimétrica para a determinação analítica e quantitativa de sólidos.

Os sólidos suspensos foram obtidos por filtração de uma alíquota de 100ml de amostra sob vácuo através de um papel de filtro de fibra de vidro WHATMAN GF/C.

CF - Coliformes fecais

As determinações bacteriológicas para Coliformes fecais foram feitas seguindo a técnica de filtração em membrana obedecendo ao STANDARD METHODS (1980).

O equipamento usado foi o MILLIPORE STERIFIL, com uma membrana para filtração, de acetato de celulose marca MILLIPORE, com 47mm de diâmetro e 0,45 μm de porosidade.

As membranas foram incubadas a 44,5°C, sobre agar em placas de Petri, numa estufa do tipo MF-Millipore Incubator.

O meio de cultura usado para Coliformes fecais foi o Sodium Lauryl Sulphate-Oxoid.

pH - Potencial Hidrogeniônico

Adotado o método potenciométrico usando o medidor de pH Radiometer modelo 29, provido de eletrodo combinado.

- Temperatura

As temperaturas no interior das lagoas foram medidas diariamente com termômetro de máxima e mínima marca ARBA, providos de filamento de mercúrio, localizados a meia profundi-

dade de cada lagoa.

A temperatura média da lagoa foi calculada como a média aritmética das temperaturas máximas e mínimas cujas leituras eram feitas diariamente às 09:00h da manhã.

- Clorofila a

Foi determinada de acordo com a técnica descrita em METHODS FOR CHEMICAL ANALYSIS OF FRESH WATERS (1971), que consiste no seguinte:

- Filtrar 20ml de uma suspensão de $MgCO_3$ 0,1% através de papel de filtro, de 47mm de diâmetro;

- Filtrar uma determinada alíquota da amostra (normalmente 100 ml);

- Transferir os papéis de filtro para tubos de centrifuga, graduados e adicionar 07 (sete) ml de uma solução aquosa de acetona 90% (V/V);

- Guardar os tubos em refrigerador a 4°C ao abrigo da luz por 16h;

- Após este período centrifugar os tubos por 02 (dois) minutos a 2500 rpm;

- Transferir o sobrenadante para uma cuveta de 01 (um)cm de espaço interno;

- Medir a absorvância a 663nm (comprimento de onda melhor absorvido pela clorofila a) e a 750nm (comprimento de onda melhor absorvido pelo material em suspensão) usando espectrofotômetro Micronal, modelo B382 e contra prova em branco de acetona a 90% (V/V);

- Acidificar em seguida a amostra com 0,1 ml de ácido clorídrico (HCl) 4N, misturar e ler a absorvância a 663nm e a 750nm;

- Calcular a concentração de clorofila a usando a equação:

$$\text{Clorofila } \underline{a} \text{ } (\mu\text{g}/\ell) = \frac{2,43(\text{OD}_o - \text{OD}_a) \times 1000 \text{ vol. extrator (ml)}}{K \times \text{vol. filtrado } (\ell)}$$

Onde:

OD_o = absorvância a 663nm menos a absorvância a 750nm antes da acidificação.

OD_a = absorvância a 663nm menos a absorvância a 750nm após a acidificação.

K = coeficiente de extinção cujo valor para clorofila a é 89.

- Identificação e contagem de algas:

A identificação e contagem dos diferentes gêneros de algas, em amostras de efluente das lagoas F10, F11, F12 e F13, eram realizadas fazendo uso da câmara de Neubauer e de um microscópio óptico comum, marca Olympus.

- Parasitos intestinais

O método usado foi o desenvolvido pela EXTRABES e descrito abaixo:

- Medir 500ml da amostra a ser analisada e juntar 5ml de uma solução de formaldeído a 35% (V/V) para a inativação

dos organismos vivos;

- Homogeneizar continuamente, dividir todo o volume da amostra por 10 tubos de centrifugação de 50ml;

- Colocar em um décimo primeiro tubo a água destilada usada para a lavagem do recipiente;

- Centrifugar todos os tubos por 10 minutos a 2500rpm;

- Retirar cuidadosamente o sobrenadante após a centrifugação e deixar em cada tubo aproximadamente 5ml;

- Juntar os resíduos de todos os tubos em apenas dois e, com a água de lavagem dos vários tubos completar o volume dos dois tubos para 50ml;

- Centrifugar os dois tubos por 10 minutos;

- Retirar cuidadosamente o sobrenadante após a centrifugação, deixando 5ml do resíduo em cada tubo;

- Reunir todos os resíduos em um só tubo, juntando a água de lavagem do outro tubo e completar para 50ml;

- Centrifugar o tubo por 10 minutos;

- Retirar cuidadosamente 45ml do sobrenadante após a centrifugação;

- Os 5ml restantes constituirão um volume de referência, dos quais são retirados, após homogeneização, 0,2ml para a preparação das lâminas;

- Contar os parasitos (ovos, cistos e larvas) sob microscópio óptico comum usando aumento de 100x. A fim de facilitar a identificação de cistos de protozoários, corar a amostra com 01 (uma) a 02 (duas) gotas de uma solução de lugol acético, antes de preparar as lâminas;

- Com base nas contagens calcular o número de parasitos (ovos, cistos e larvas) por litro de amostra.

Quadro 3.1 - Características físicas das lagoas profundas F₁₀, F₁₁, F₁₂ e F₁₃.

LAGOA	DIMENSÕES (m)			ÁREA (m ²)	VOLUME (m ³)
	PROFUND.	COMPR.	LARGURA		
F ₁₀	2,30	25,40	7,15	181	417
F ₁₁	2,30	25,50	7,15	182	419
F ₁₂	2,30	25,50	7,10	181	416
F ₁₃	2,30	25,40	7,10	177	408

Quadro 3.2 - Características operacionais das lagoas profundas F₁₀, F₁₁, F₁₂ e F₁₃.

LAGOA	VAZÃO ESGOTO BRUTO (m ³ /dia)	TEMPO DE DETENÇÃO HIDRÁULICA (dia)	CARGA ORGÂNICA	
			SUPERFICIAL kgDBO ₅ /ha.d	VOLUMÉTRICA gDBO ₅ /m ³ .d
F ₁₀	24,22	17,30	214	9
F ₁₁	33,43	12,60	294	13
F ₁₂	36,19	11,50	320	14
F ₁₃	29,64	13,80	268	12

Quadro 3.3 - Características físicas das lagoas rasas F₂, F₃, F₄ e F₅.

LAGOA	DIMENSÕES (m)			ÁREA (m ²)	VOLUME (m ³)
	PROFUND.	COMPR.	LARGURA		
F ₂	1,25	25,70	7,50	193	241
F ₃	1,25	26,40	7,40	195	244
F ₄	1,25	25,70	7,40	190	238
F ₅	1,25	25,70	7,30	188	235

FONTE: EXTRABES.

Quadro 3.4 - Características operacionais das lagoas rasas F₂, F₃, F₄ e F₅.

LAGOA	VAZÃO ESGOTO BRUTO (m ³ /dia)	TEMPO DE DETENÇÃO HIDRÁULICA (dia)	CARGA ORGÂNICA	
			SUPERFICIAL KgDBO ₅ /ha.d	VOLUMÉTRICA gDBO ₅ /m ³ .d
F ₂	20,33	11,80	311	25
F ₃	20,33	12,00	308	24
F ₄	25,03	9,50	389	31
F ₅	12,43	18,90	195	16

FONTE: EXTRABES.

Quadro 3.5 - Análise comparativa dos parâmetros operacionais apresentada dos pelas lagoas facultativas primárias profundas e rasas.

LAGOAS PROFUNDAS (H = 2,30m)	PARÂMETROS			LAGOAS RASAS (H = 1,25m)	PARÂMETROS			$Q_P > Q_R$ (%)
	λ_V	t_d	Q_P		λ_V	t_d	Q_R	
F10	9	17,30	24,22	F5	16	18,90	12,43	95
F13	12	13,80	29,64	F3	25	12,00	20,33	45
F11	13	12,60	33,43	F2	25	11,80	20,33	64
F12	14	11,50	36,19	F4	32	9,50	25,03	44

Onde: λ_V : Carga orgânica volumétrica - gDBO₅/m³.dia

t_d : Tempo de detenção hidráulica - dias

Q_P : Vazão das lagoas profundas - m³/dia

Q_R : Vazão das lagoas rasas - m³/dia.

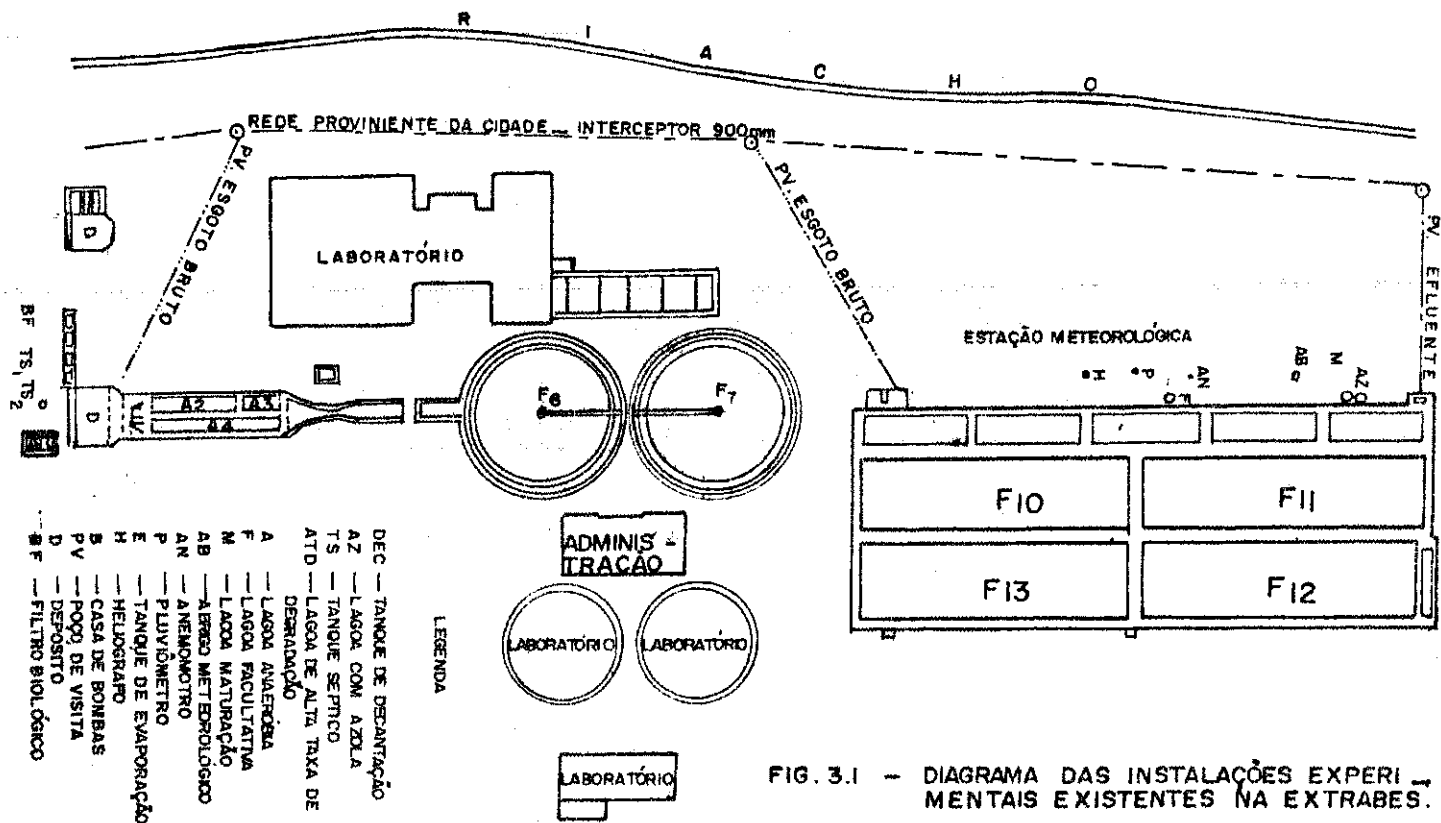


FIG. 3.1 - DIAGRAMA DAS INSTALAÇÕES EXPERIMENTAIS EXISTENTES NA EXTRABES.

4. APRESENTAÇÃO DOS RESULTADOS EXPERIMENTAIS

Os resultados obtidos referentes às lagoas facultativas primárias profundas investigadas durante um período de 01 (um) ano, isto é, de agosto/1985 a julho/1986, estão apresentados nos quadros 4.1; 4.3; 4.5; 4.6 e 4.9. Estes resultados são referentes à média aritmética das médias mensais.

Os quadros 4.2; 4.4; 4.7 e 4.8 apresentam os dados referentes às lagoas facultativas primárias rasas que servirão de base para comparações com as lagoas profundas em estudo . Estes dados representam um período de pesquisa de 01 (um) ano, isto é, de agosto/1977 a julho/1978. Os resultados foram cedidos pela EXTRABES e representam a média aritmética das médias mensais do período.

Quadro 4.1 - Resultados dos parâmetros físico-químicos, bacteriológicos e algológicos do esgoto bruto e efluentes das lagoas profundas.

LAGOA	MÉDIA E FAIXA DE VARIAÇÃO (MÍNIMO E MÁXIMO)						
	DBO ₅ (mgO ₂ /ℓ)	DQO (mgO ₂ /ℓ)	TEMPERATURA (°C)	pH (UNIDADES)	SS (mg/ℓ)	CLOROFILA a (µg/ℓ)	COLIFORMES FECAIS (CF/100 ml)
EB	160 92 - 247	419 273 - 604	26,5 24,6 - 27,5	7,31 7,05 - 7,61	272 141 - 442	-	1,23 x 10 ⁷ 0,82x10 ⁷ - 1,91x10 ⁷
F ₁₀	42 20 - 76	189 142 - 289	24,9 23,5 - 26,0	7,16 7,04 - 7,62	64 39 - 115	158 73 - 227	5,13 x 10 ⁵ 2,43x10 ⁵ - 9,45x10 ⁵
F ₁₁	49 30 - 76	187 147 - 272	24,9 23,4 - 26,0	7,14 6,92 - 7,56	57 42 - 83	118 58 - 153	6,02 x 10 ⁵ 1,72x10 ⁵ - 9,46x10 ⁵
F ₁₂	50 29 - 75	185 150 - 262	24,9 23,5 - 26,0	7,10 6,98 - 7,46	55 35 - 78	151 91 - 222	5,72 x 10 ⁵ 2,54x10 ⁵ - 10,53x10 ⁵
F ₁₃	43 24 - 78	186 149 - 287	24,9 23,4 - 26,0	7,14 6,72 - 7,57	64 46 - 124	132 92 - 192	5,51 x 10 ⁵ 2,84x10 ⁵ - 10,52x10 ⁵

Quadro 4.3 - Carga orgânica superficial aplicada (λ_s) e eficiência de remoção de DQO, SS, CF e DBO₅ das lagoas facultativas primárias profundas (expresso como percentual).

PARAMETRO LAGOA	λ_s	DQO	SS	CF	DBO ₅
F ₁₀	214	55	76	95,75	74
F ₁₁	294	55	79	95,00	69
F ₁₂	320	56	80	95,25	68
F ₁₃	268	56	76	95,42	73

λ_s - KgDBO₅/ha.dia.

Quadro 4.4 - Carga orgânica superficial aplicada (λ_s) e eficiência de remoção de DQO, SS, CF e DBO₅ das lagoas facultativas primárias rasas (expresso como percentual).

PARAMETRO LAGOA	λ_s	DQO	SS	CF	DBO ₅
F ₂	311	63	71	98,67	85
F ₃	308	62	70	99,22	86
F ₄	389	63	71	98,96	83
F ₅	195	62	69	99,26	89

λ_s - KgDBO₅/ha.dia.

Quadro 4.5 - Resultados das análises parasitológicas do esgoto bruto e efluentes das lagoas facultativas profundas.

LAGOA PARASITOS	MÉDIA E FAIXA DE VARIAÇÃO (MÍN. E MÁX)				
	EB (NP/l)	F ₁₀ (NP/l)	F ₁₁ (NP/l)	F ₁₂ (NP/l)	F ₁₃ (NP/l)
<i>Ascaris lumbricoides</i>	400 162-500	10 0- 66	14 0-100	4 0- 50	0 0 - 2
<i>Trichuris trichiura</i>	7,0 0- 33	0	0	0	0
<i>Ancilostomídeo sp.</i>	922 467-1491	95 0-475	47 0-200	40 0-250	66 0 -350
<i>Hymenolepis nana</i>	33 7-108	0	0 0- 3	0	0
<i>Entamoeba histolytica</i>	1078 362-1425	48 0-215	13 0-133	16 0-100	10 0 -100
<i>Giardia lamblia</i>	932 522-2092	4 0- 28	3 0- 33	3 0- 34	10 0 -100
<i>Iodamoeba butschlii</i>	137 0-250	0 0- 8	0	0	0
<i>Entamoeba coli</i>	207 38-333	0	0	0	0
<i>Strongyloide sp.</i>	55 7-146	0 0- 3	0	0	0

Quadro 4.6 - Remoção de parasitos intestinais pe
las lagoas facultativas profundas
(expresso como percentual).

LAGOAS PARASITOS	F ₁₀	F ₁₁	F ₁₂	F ₁₃
<i>Ascaris lumbricoides</i>	98	97	99	100
<i>Trichuris trichiura</i>	100	100	100	100
<i>Ancilostomídeo sp.</i>	90	95	96	93
<i>Hymenolepis nana</i>	100	100	100	100
<i>Entamoeba histolytica</i>	96	99	99	99
<i>Giardia lamblia</i>	100	100	100	99
<i>Iodamoeba butschlii</i>	100	100	100	100
<i>Entamoeba coli</i>	100	100	100	100
<i>Strongyloide sp.</i>	100	100	100	100

Quadro 4.7 - Resultados das análises parasitológicas do esgoto bruto e efluentes das lagoas facultativas rasas.

LAGOA PARASITOS	MÉDIA E FAIXA DE VARIAÇÃO (MÍN. E MÁX)				
	EB (NP/l)	F ₂ (NP/l)	F ₃ (NP/l)	F ₄ (NP/l)	F ₅ (NP/l)
<i>Ascaris lumbricoides</i>	384 316-486	0	0	2 0 - 10	0 0 - 1
<i>Ancilostomídeo sp</i>	444 366-577	10 0 - 70	4 0 - 25	1 0 - 4	0
<i>Entamoeba coli</i>	335 127-450	0	0	0	0
<i>Entamoeba histolytica</i>	6 0- 42	0	0	0	0
<i>Trichuris trichiura</i>	9 0- 18	0	0	0	0
<i>Hymenolepis nana</i>	2 0- 12	0	0	0	0

FONTE: EXTRABES.

Quadro 4.8 - Remoção de parasitos intestinais
 pelas lagoas facultativas rasas
 (expresso como percentual)

LAGOAS PARASITOS	F ₂	F ₃	F ₄	F ₅
<i>Ascaris lumbricoïdes</i>	100	100	99	100
<i>Ancilostomideo sp</i>	97	99	99	100
<i>Entamoeba coli</i>	100	100	100	100
<i>Entamoeba histolytica</i>	100	100	100	100
<i>Trichuris trichiura</i>	100	100	100	100
<i>Hymenolepis nana</i>	100	100	100	100

FONTE: EXTRABES.

Quadro 4.9 - Contagem e identificação dos gêneros de algas no efluente das lagoas facultativas profundas (F₁₀, F₁₁, F₁₂ e F₁₃). A contagem está expressa em números de células x 10⁴.ml⁻¹.

LAGOA GÊNERO	F ₁₀		F ₁₁		F ₁₂		F ₁₃	
	* <i>Oscillatoria I</i>	A	-	A	-	R	0,10	A
** <i>Oscillatoria II</i>	R	0,01	R	0,15	R	0,07	R	0,16
<i>Euglena</i>	F	30	F	32	F	18	F	28
<i>Pyrobotrys</i>	F	26	F	25	F	33	F	24
<i>Chlamydomonas</i>	F	66	F	68	F	126	F	96
<i>Chlorella</i>	R	11	R	0,23	R	0,64	A	-
<i>Navicula</i>	A	-	R	0,05	R	0,20	R	0,05

* *Oscillatoria I* - Diâmetro médio do tricoma (µm) = 10

** *Oscillatoria II* - Diâmetro médio do tricoma (µm) = 1,0

A - Ausentes em 100% das análises

R - Presente no máximo em 20% das análises

F - Frequente em mais de 95% das análises.

5. DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

5.1 - Algas

Na identificação e contagem dos gêneros de algas em amostras representativas de efluentes das lagoas em estudo, foram observadas as algas flageladas *Chlamydomonas*, *Euglena* e *Pyrobotrys* as quais apareceram frequentemente e em grandes números. Já as algas não flageladas *Oscillatoria*, *Chlorella* e *Navicula* foram observadas raramente e em números reduzidos, exceto na lagoa F10 onde, *Chlorella* foi identificada esporadicamente e em grande número (Quadro 4.9).

A predominância dos gêneros flagelados e a presença rara dos gêneros não flagelados está de acordo com os experimentos realizados por GUIMARÃES (1986) em lagoas facultativas primárias, com profundidades de 2,30m e cargas orgânicas variando de 193 a 290 $\text{KgDBO}_5 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$. Este autor observou a presença frequente e em grandes números dos gêneros *Euglena*, *Pyrobotrys* e *Chlamydomonas* e a presença esporádica de *Scenedesmus*, *Oscillatoria* e *Navicula*. KONIG (1984) também observou que os gêneros *Euglena*, *Pyrobotrys* e *Chlamydomonas* predominavam em grandes números em lagoas facultativas primárias, com profundidades de 1,25m e cargas orgânicas entre 150 e 300 $\text{KgDBO}_5 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$. Conforme SILVA & MARA (1979) as algas *Euglena*, *Pyrobotrys* e *Chlamydomonas*, por serem flagela

das possuem a habilidade de se locomover dentro da massa líquida e estar em contato com a luz e talvez este fato seja um dos fatores que conduz a predominância contínua destes gêneros. Por outro lado, KONIG (1984) observou que a presença constante de gêneros de algas flageladas em lagoas facultativas poderia ser atribuída as elevadas concentrações de nutrientes como nitrogênio amoniacal ($N-NH_3$) e/ou dióxido de carbono (CO_2), decorrentes da oxidação biológica do material orgânico.

Durante o mês de agosto de 1986 foi observada a presença esporádica dos gêneros *Pandorina*, *Eudorina*, *Micractinium*, *Ankistrodesmus* e *Scenedesmus*, os quais não foram mais identificados a partir de setembro de 1986. A presença esporádica destes gêneros está de acordo com BRANCO (1978). Segundo este autor estas algas além de serem identificadas esporadicamente em lagoas de estabilização só sobrevivem sob condições moderadas de poluição orgânica. Por outro lado, o posterior desaparecimento destes gêneros poderia ser ocasionada pela liberação de produtos extracelulares pelas algas, os quais inibiriam o desenvolvimento de alguns gêneros e ativariam o crescimento de outros (KING & WARD, 1976).

A produção de biomassa de algas (medida através de Clorofila a) diminui, de lagoa para lagoa, com o aumento da carga orgânica. É provável que isto seja decorrente do aumento das concentrações de agentes tóxicos, como amônia e sulfeto (MARA *et alii*, 1983). Esta redução da biomassa de algas com o aumento da carga orgânica foi também observada por GUIMA

RÃES (1986) em lagoas facultativas primárias profundas e BACK (1986) num sistema em série de lagoas profundas. No entanto deve-se ressaltar que estes autores trabalhavam com amostras representativas de diferentes níveis ao longo da profundidade das lagoas.

Através dos Quadros 4.1 e 4.2, verifica-se que em média a produção de biomassa de algas observada nas lagoas facultativas primárias profundas foi cerca de 9,5 (nove vírgula cinco) vezes menor que a produção verificada nas lagoas facultativas primárias rasas. Tendo em vista a compatibilidade das cargas orgânicas superficiais tratadas pelas lagoas profundas e rasas (Quadros 3.2 e 3.4) é razoável admitir, que a menor biomassa de algas produzida nas lagoas profundas, tenha sido decorrente da menor disponibilidade de nutrientes por unidade de volume, de cada lagoa, em face de suas reduzidas cargas volumétricas.

Com base na menor produção de biomassa de algas ocorrida nas lagoas profundas pode-se inferir que estas lagoas apresentaram menores disponibilidades de oxigênio dissolvido na massa líquida, o que está de acordo com as pesquisas realizadas por GUIMARÃES (1986) em lagoas facultativas primárias profundas.

5.2 - Remoção de Coliformes fecais

A remoção de Coliformes fecais aumentou com o aumento do tempo de detenção hidráulica (Quadros 3.2 e 4.3), com ex

ção da lagoa F₁₂ que apesar de apresentar o menor tempo de detenção (11,50 dias) afastou-se ligeiramente deste comportamento. Este desempenho apresentado pelas lagoas confirmam os estudos teóricos desenvolvidos por OSWALD (1976) e as pesquisas realizadas na EXTRABES por AUERSWALD (1979) em lagoas facultativas primárias com profundidades médias de 1,25m e cargas orgânicas de DBO₅, entre 198 e 388 KgDBO₅.ha⁻¹.dia⁻¹.

Os percentuais de remoção nas quatro lagoas estiveram muito próximos, com valores variando entre 95,00% e 95,75%. Percentuais de remoção desta grandeza encontram-se aquém dos 98% a 99% de remoção alcançados por lagoas facultativas primárias com profundidades de 1,25m e cargas orgânicas variando de 198 a 388 KgDBO₅.ha⁻¹.dia⁻¹ estudadas por AUERSWALD (1979).

Foi observado que, tanto para as lagoas profundas quanto para as lagoas rasas, a remoção de Coliformes fecais depende do tempo de detenção. Além disso, as lagoas profundas apresentaram menores percentuais de remoção (Quadros 4.3 e 4.4) apesar dos períodos de detenção hidráulica serem semelhantes (Quadro 3.5). Esta diferença de percentuais, poderia estar relacionada com a quantidade de Coliformes fecais presente no esgoto bruto afluente no estudo com as lagoas profundas e rasas (Quadros 4.1 e 4.2).

Com base nos dados de Coliformes fecais do esgoto bruto e efluentes das lagoas profundas e rasas (Quadros 4.1 e 4.2), das vazões de alimentação de cada lagoa (Quadros 3.2 e 3.4), e de suas respectivas áreas superficiais (Quadros 3.1 e 3.3), pode-se calcular as cargas de Coliformes fecais

afluentes e expressá-las em bilhões (10^9) de células por hectare e por dia. O Quadro 5.1 apresenta os valores numéricos das cargas de Coliformes fecais aplicadas a cada lagoa.

Quadro 5.1 - Cargas de Coliformes fecais aplicadas às lagoas profundas e rasas.

Lagoas profundas	λ_s	Lagoas rasas	λ_s
F ₁₀	$1,65 \times 10^5$	F ₂	$4,87 \times 10^5$
F ₁₁	$2,26 \times 10^5$	F ₃	$4,82 \times 10^5$
F ₁₂	$2,46 \times 10^5$	F ₄	$6,09 \times 10^5$
F ₁₃	$2,06 \times 10^5$	F ₅	$3,20 \times 10^5$
MÉDIA	$2,11 \times 10^5$	MÉDIA	$4,74 \times 10^5$

λ_s = Bilhões (10^9) de células.ha⁻¹.dia⁻¹.

Do ponto de vista da qualidade do efluente, em termos de Coliformes fecais, percebe-se que as lagoas profundas assim como as lagoas rasas produziram efluentes com números de Coliformes fecais comparáveis (Quadros 4.1 e 4.2). Contudo, levando em consideração a carga de Coliformes fecais tratada pelas lagoas profundas e rasas, verifica-se que as lagoas profundas não apresentaram necessariamente um bom desempenho frente às lagoas rasas, uma vez que a carga de Coliformes fecais tratada pelas lagoas profundas foi em média 2,24 (dois vírgula vinte e quatro) vezes menor que aquela tratada pelas lagoas rasas (Quadro 5.1).

Um outro fator que possivelmente contribui para uma menor eficiência das lagoas profundas comparada às lagoas rasas com vistas à remoção de Coliformes fecais poderia estar relacionado com a produção de algas nas lagoas. As algas, conforme vários autores citados por SILVA (1982) e SOARES (1985), durante sua atividade poderão afetar negativamente a sobrevivência dos Coliformes fecais, devido à produção e liberação de substâncias antibacterianas, competição por nutrientes, altos níveis de pH e elevadas concentrações de oxigênio dissolvido. Uma vez que a produção de algas ocorrida nas lagoas profundas foi cerca de 9,5 (nove vírgula cinco) vezes menor que aquela verificada nas lagoas rasas (Quadros 4.1 e 4.2), poder-se-ia relacionar a diminuição da população de algas com a menor remoção de Coliformes fecais.

Obviamente, as menores eficiências de remoção de Coliformes fecais alcançadas pelas lagoas profundas, frente às lagoas rasas, já pesquisadas na EXTRABES, seriam melhor justificadas com base nos fatores anteriormente mencionados (uma menor quantidade de Coliformes fecais no esgoto bruto afluente e/ou uma menor produção de algas), se dispuséssemos de lagoas facultativas primárias rasas, como elementos de comparação, operando sob as mesmas condições tanto climatológicas como operacionais.

À luz, no entanto, dos dados disponíveis, verifica-se que as lagoas profundas apresentam eficiência de magnitude semelhantes às lagoas rasas na remoção de Coliformes fecais.

5.3 - Remoção de DBO_5

A eficiência de remoção de DBO_5 , de uma lagoa para outra, aumentou com o aumento do tempo de detenção hidráulica. Este comportamento apresentado pelas lagoas F_{10} , F_{11} , F_{12} e F_{13} confirma as pesquisas realizadas na EXTRABES por AUERSWALD (1979) em 04 (quatro) lagoas facultativas primárias com profundidades de 1,25m e cargas orgânicas entre 198 e 388 $KgDBO_5 \cdot ha^{-1} \cdot dia^{-1}$ e encontra-se ainda de acordo com os estudos teóricos desenvolvidos na Califórnia e formulados por OSWALD (1976) aplicados a lagoas facultativas primárias.

Os percentuais de remoção mantiveram-se entre 68% e 74% e são compatíveis com aqueles apresentados por lagoas facultativas primárias estudadas por MARTINEZ & ESPINO (1976) na cidade de Durango-México, mas estão ligeiramente aquém daquelas eficiências alcançadas pelas lagoas facultativas primárias estudadas por MOHANRAO & SASTRY (1976) situadas em diferentes cidades da Índia.

Comparando-se os resultados obtidos nas lagoas profundas em estudo com aqueles das lagoas rasas já pesquisadas na EXTRABES, nota-se que as lagoas profundas apresentaram eficiências que foram em média 14 (quatorze) pontos percentuais inferiores àquelas das lagoas rasas (Quadros 4.3 e 4.4), a despeito da semelhança de tempos de detenção hidráulica.

Porém, levando-se em consideração que as cargas orgânicas superficiais de DBO_5 tratadas pelas lagoas profundas e rasas foram comparáveis (Quadros 3.2 e 3.4) observa-se que a qualidade dos efluentes destas lagoas, em termos de DBO_5 , são

semelhantes (Quadros 4.1 e 4.2).

Além do mais, quando se levam em conta a economia de área decorrente do aumento da profundidade (Quadros 3.1 e 3.3), as maiores vazões tratadas pelas lagoas profundas (Quadro 3.5) e a qualidade do efluente em termos de DBO_5 , constata-se que as lagoas profundas podem ser utilizadas como alternativa para o tratamento de esgotos domésticos.

5.4 - Remoção de parasitos intestinais

A remoção dos diferentes parasitos intestinais (Quadro 4.5) mostrou ser dependente do gênero identificado e do número inicial presente no esgoto bruto. O parasito *Ancilostomídeo sp*, por exemplo, o qual se encontrava em grande número no esgoto bruto, foi mais dificilmente removido pelas lagoas F_{10} , F_{11} , F_{12} e F_{13} . Esta dificuldade na remoção de *Ancilostomídeo sp*, também foi observado num sistema de lagoas profundas pesquisadas por SOARES (1985). Conforme este autor, as larvas deste parasito são móveis e se locomovem na massa líquida, o que acarretaria numa menor possibilidade de sedimentação.

A remoção, pelas lagoas, dos demais parasitos alcançou a expressiva faixa de 96% a 100%; sendo a remoção média de 99%. Este elevado grau de remoção está provavelmente relacionado aos longos períodos de detenção e às condições de quiescência hidráulica prevaescentes em cada uma das lagoas pesquisadas, conforme citam SILVA & MARA (1979).

Quanto a eficiência de remoção de parasitos intestinais das lagoas profundas e rasas, observa-se que as lagoas profundas foram tão eficientes quanto as lagoas rasas (Quadros 4.6 e 4.8). É provável que este fato se deva à semelhança de períodos de detenção hidráulica aplicados às lagoas profundas e rasas (Quadros 3.2 e 3.4).

CONCLUSÕES

Os dados experimentais relativos às lagoas facultativas primárias F₁₀, F₁₁, F₁₂ e F₁₃ com profundidades de 2,30m e cargas orgânicas variando entre 214 e 320 KgDBO₅.ha⁻¹.dia⁻¹, permitiram concluir que:

a) Os gêneros de algas flageladas *Euglena*, *Pyrobotrys* e *Chlamydomonas* apareceram frequentemente e em grandes números, enquanto os gêneros não flagelados *Scenedesmus*, *Oscillatoria* e *Navicula* apareceram esporadicamente e em números reduzidos. A produção de biomassa de algas pelas lagoas profundas (medida através de Clorofila a) foi consideravelmente baixa, representando apenas 1/10 daquela verificada nas lagoas rasas pesquisadas na EXTRABES;

b) A remoção de Coliformes fecais promovidas por estas lagoas (95%) apesar de ter sido menor do que aquelas promovidas pelas lagoas facultativas primárias rasas (99%), não evidencia um significativo efeito adverso do aumento da profundidade;

c) Por outro lado, o aumento da profundidade pode ter contribuído para a diminuição detectada da eficiência na remoção de Coliformes fecais em virtude de um menor florescimento de algas;

d) Quanto às eficiências apresentadas pelas lagoas profundas na remoção de DBO₅ (F₁₀ = 74%, F₁₁ = 69%, F₁₂ = 68% e

$F_{13} = 73\%$), foi observado que apesar das mesmas terem sido inferiores àquelas apresentadas pelas lagoas facultativas primárias rasas ($F_2 = 86\%$; $F_3 = 85\%$; $F_4 = 83\%$ e $F_5 = 89\%$), pode-se considerar que essas diferenças de eficiências não são bastantes significativas quando se leva em conta a economia de área decorrente do aumento da profundidade, visto que as lagoas profundas proporcionavam o tratamento de vazões que foram até 95% superiores àquelas das lagoas rasas;

e) Comparando-se as lagoas profundas e rasas com tempos de detenção semelhantes (Vide Quadro 3.5) vale destacar que a lagoa F_{10} tratando uma vazão de 95% superior à da lagoa F_5 e com tempo de detenção quase igual ao de F_5 ($F_{10} = 17,3$ dias, $F_5 = 18,9$ dias) apresentou uma boa eficiência na remoção da DBO_5 ($F_{10} = 74\%$ e $F_5 = 89\%$);

f) Quanto à remoção de parasitos as lagoas profundas tiveram um desempenho semelhante àquelas das lagoas rasas.

Finalmente, pode-se concluir pela utilização de lagoas facultativas primárias profundas no tratamento de esgoto doméstico, devido à substancial economia de área necessária para a sua construção, principalmente quando o efluente de tais lagoas forem tratados em lagoas de maturação em série com as mesmas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AUERSWALD, W. A. Estudo de Lagoas Facultativas na Região Nordeste do Brasil. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande, 1979. 158p.
- AZEVEDO NETTO, J. M.; HESS, M. L.; PERA, A. F.; VICTORETTI, B. A.; ORTEGA, C. H. B.; RODRIGUES, J. M. C.; BRANCO, S. M. Lagoas de Estabilização. São Paulo. BNH/ABES/CETESB - 2ª edição, 1975. 241p.
- BACK, J. F. Caracterização de Sistemas de Lagoas de Estabilização Profundas - Lagoas em Série. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal da Paraíba. 1986. 119p.
- BRAILE, P. M. & CAVALCANT, J. E. W. A. Manual de Tratamento de Águas Residuárias Industriais. São Paulo, CETESB, 1979. 764p.
- BRANCO, S. M. Hidrobiologia Aplicada à Engenharia Sanitária. São Paulo, CETESB. 1978. 680p.
- COMPESA - Companhia Pernambucana de Saneamento. Lagoas de Estabilização. In: Vol. III, Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária. Rio de Janeiro, ABES. 1975. 16p.
- GLOYNA, E. F. Facultative Waste Stabilization Pond Design. In: Ponds as a Wastewater Treatment Alternative, Volo. IX,

- Edited by GLOYNA, E. F.; MALINA Jr. J. F.; DAVIS, E. M.
Austin, University of Texas, 1976. 143 - 157p.
- GUIMARÃES, J. R. L. Caracterização de Lagoas de Estabiliza
ção Profundas - Lagoas Facultativas Primárias. Disserta
ção de Mestrado. Universidade Federal da Paraíba. Campina
Grande. 1986. 112p.
- KING, D. L. Changes in Water Chemistry Induced by Algae. In:
Ponds as a Wastewater Treatment Alternative. Vol. IX,
Edited by GLOYNA, E. F.; MALINA Jr. J. F.; DAVIS, E. M.
Austin. University of Texas, 1976. 73 - 85p.
- KING, J. M. & WARD, C. H. Fate of Algae in Laboratory Cultures.
In: Ponds as a Wastewater Treatment Alternative, Vol. IX,
Edited by GLOYNA, E. F.; MALINA Jr. J. F.; DAVIS E. M.
Austin, University of Texas, 1976. 87 - 103p.
- KONIG, A. Ecophysiological Studies on Some Algae and
Bacteria of Waste Stabilization Ponds. Tese de Doutoramen
to. Universidade de Liverpool, Inglaterra, 1984. 175p.
- MARA, D. D. Sewage Treatment in Hot Climates. England, John
Wiley & Sons Ltd. 1976. 168p.
- MARA, D. D.; PEARSON, H.; SILVA, S.A. Brazilian Stabilization
Ponds - reserarch suggests low-cost urban application. World
Water, nº 6, 1983. 20 - 24p.
- MATINEZ, J. A. & ESPINO, E. de la O. Evaluation of Waste
Stabilization Pond Performance in México. In: Ponds as a

Wastewater Treatment Alternative, Vol. IX, Edited by GLOYNA, E. F.; MALINA Jr. J. F.; DAVIS, E. M. - Austin, University of Texas, 1976. 275 - 297p.

MCCARTY, P. L. Anaerobic Treatment of Soluble Waste. In: Advances in Water Quality Improvement. Vol. I, Edited by GLOYNA, E. F.; ECKENFELDER Jr. W. W. - Austin, University of Texas Press, 1971. 336 - 352p.

MCKINNEY, R. E. Funcional Characteristics Unique to Ponds. In: Ponds as a Wastewater Treatment Alternative, Vol IX, Edited by GLOYNA, E. F.; MALINA Jr. J. F.; DAVIS, E. M. - Austin, University of Texas, 1976. 317 - 325p.

METCALF & EDDY. Wastewater Engineering Collection Treatment, Disposal. New York, Mc Graw-Hill Book Company. 1972. 837p.

Methods for Chemical Analisis of Fresh Waters - IBP Book n° 8, Edited by GOLTERMAN, H. L. & CLYMO, R. S. Oxford, Blackweel Scientific Publications, 1971. 166p.

MOHANRAO, G. J. & SASTRY, C. A. Waste Stabilization Pond Design and Experiences in India. In: Ponds as a Wastewater Treatment Alternative, Vol. IX, Edited by GLOYNA, E. F.; MALINA Jr. J. F.; DAVIS, E. M. - Austin, University of Texas, 1976. 299 - 313p.

OLIVEIRA, Rui de. Contribuição ao Estudo de Tanques Sêpticos. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal da Paraíba. Campina Grande, 1983. 237p.

- OSWALD, W. J. Experiences With New Ponds Design in California. In: Ponds as a Wastewater Treatment Alternative. Vol. IX, Edited by GLOYNA, E. F.; MALINA Jr. J. F.; DAVIS, E. M. - Austin, University of Texas, 1976. 257 - 272p.
- PESSÔA, C. A. & JORDÃO, E. P. Tratamento de Esgotos Domésticos. Vol. I, 2.^a edição. Rio de Janeiro, ABES, 1975. 536p.
- RAMANI, R. Design Criteria for Polishing Ponds. In: Ponds as a Wastewater Treatment Alternative, Vol. IX, Edited by GLOYNA, E. F.; MALINA Jr. J. F.; DAVIS, E. M. - Austin, University of Texas, 1976. 159 - 170p.
- SAWYER, C. N. & McCARTY, P. L. Chemistry of Sanitary Engineers. New York, Mc Graw-Hill Book Company, 1967. 518p.
- SILVA, S. A. & MARA, D.D. Tratamentos Biológicos de Águas Residuárias - Lagoas de Estabilização. Rio de Janeiro, ABES, 1979. 140p.
- SILVA, S.A. On The Treatment of Domestic Sewage in Waste Stabilization Ponds in Northeast Brasil. Tese de Doutorado. Universidade de Dundee. Escócia. 1982. 236p.
- SIMPSON, J. R. Some Aspects of the Biochemistry of Aerobic Organic Waste Treatment. In: Waste Treatment. Edited by ISAAC, P. C. G. New York, Pergamon Press, 1960a. 01-30p.
- SIMPSON, J. R. Some Aspects of the Biochemistry of Anaerobic Digestion. In: Waste Treatment. Edited by ISAAC, P. D. G. New York, Pergamon Press. 1960b. 31 - 51p.

SOARES, J. Avaliação do Comportamento de um Sistema de Lagoas de Estabilização Profundas em Série. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal da Paraíba. Campina Grande. 1985. 65p.

Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 15th edition. Washington, 1980. 1134p.

WACHS, A. M. & BEREND, A. Extra-Deep Ponds. In: Advances in Water Quality Improvement, Vol. I, Edited by GLOYNA, E.F. & ECKENFELDER Jr. W. W. - Austin, University of Texas Press, 1971. 450 - 456p.