

AVALIAÇÃO DO COMPORTAMENTO DE UM SISTEMA DE
LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO PROFUNDAS EM SÉRIE



JOSÉ SOARES

AVALIAÇÃO DO COMPORTAMENTO DE UM SISTEMA DE
LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO PROFUNDAS EM SÉRIE

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

ÁREA DE CONCENTRAÇÃO - RECURSOS HÍDRICOS

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

CAMPINA GRANDE - PB
1985

DIGITALIZAÇÃO:
SISTEMOTECA - UFCG

S676a Soares, José.
Avaliação do comportamento de um sistema de lagoas de estabilização profundas em série / José Soares. - Campina Grande, 1985.
65 f.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) -
Universidade Federal da Paraíba, Centro de Ciências e
Tecnologia, 1985.

Referências.

"Orientação : Prof. Dr. Salomão Anselmo Silva, Prof.
M.Sc. Rui de Oliveira".

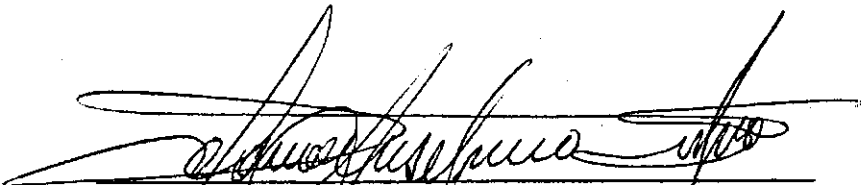
1. Lagoas de Estabilização. 2. Lagoas de Estabilização Profundas em Série. 3. Tratamento de Água - Recursos Hídricos. 4. Dissertação - Engenharia Civil. I. Silva, Salomão Anselmo. II. Oliveira, Rui de. III. Universidade Federal da Paraíba - Campina Grande (PB). IV. Título

CDU 628.357(043)

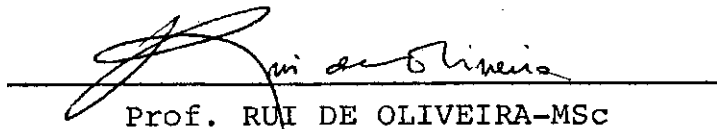
AVALIAÇÃO DO COMPORTAMENTO DE UM SISTEMA DE
LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO PROFUNDAS EM SÉRIE

JOSÉ SOARES

DISSERTAÇÃO APROVADA EM 26.12.1985



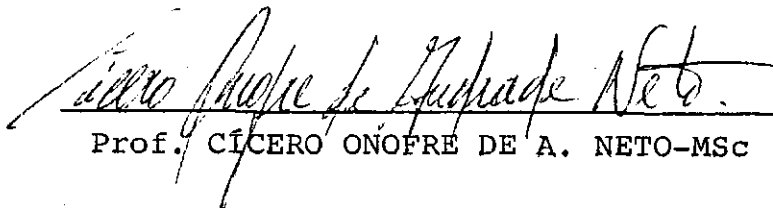
Prof. SALOMÃO ANSELMO SILVA-MSc PhD



Prof. RUI DE OLIVEIRA-MSc



Profa. ANNEMARIE KÖNIG-PHD



Prof. CÍCERO ONOFRE DE A. NETO-MSc

CAMPINA GRANDE - PARAÍBA
DEZEMBRO - 1985

AGRADECIMENTOS

Aos professores Salomão Anselmo Silva e Rui de Oliveira pela orientação empreendida durante todo o trabalho de pesquisa.

À professora Annemarie König pelo permanente interesse demonstrado nas inúmeras vezes em que foi solicitada a colaborar.

Ao Sr. Hércules Hercuerqus Sobreira de Almeida pelas valiosas sugestões apresentadas na montagem do trabalho por ocasião do serviço de datilografia.

À equipe da Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários - EXTRABES pela coleta de dados.

Aos seguintes órgãos convenientes da EXTRABES pelo suporte financeiro que possibilitou a realização da pesquisa experimental:

- 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 - FINEP/PEC - Banco do Brasil S/A.

OFERECIMENTO

Para Vanda, minha incan
sável esposa, pelo otimis
mo que sempre transmite
e aos pequenos Kaline e
Bruno.

ÍNDICE

	Página
1. REVISÃO DE LITERATURA	1
1.1. Introdução	1
1.2. Princípios biológicos do tratamento em lagoas de estabilização	2
1.2.1. Atividades das bactérias	2
1.2.2. Atividades das algas	4
1.3. Tipos de lagoas de estabilização	5
1.3.1. Lagoas anaeróbias	6
1.3.2. Lagoas facultativas	11
1.3.3. Lagoas de maturação	14
1.4. Critérios de dimensionamento de lagoas	15
1.4.1. Lagoas anaeróbias	15
1.4.1.1. Com base na carga orgânica volumétrica, λ_v	15
1.4.1.2. Com base na carga orgânica superficial, λ_s	16
1.4.2. Lagoas facultativas secundárias	18
1.4.3. Lagoas de maturação	18
1.5. Influência da profundidade sobre o comportamento de lagoas	19
1.6. Lagoas de estabilização em série	21
1.7. Sobrevivência de Coliformes fecais em lagoas de estabilização	23
2. MATERIAIS E MÉTODOS	38
2.1. Descrição do sistema experimental	38
2.2. Alimentação das lagoas	38
2.3. Coleta de amostras	39
2.4. Procedimentos analíticos	39

3.	APRESENTAÇÃO DOS RESULTADOS EXPERIMENTAIS	47
4.	DISCUSSÃO	53
	4.1. Remoção de parasitos	53
	4.2. Remoção de DBO_5	54
	4.3. Remoção de Coliformes fecais	54
5.	CONCLUSÃO	57
6.	SUGESTÕES	59
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	60

OBJETIVO

Geralmente a desvantagem apresentada com relação ao uso de lagoas de estabilização na depuração de águas residuárias é a ocupação de áreas significativamente maiores do que aquelas envolvidas na instalação de sistemas convencionais de tratamento.

Portanto, é de máxima importância definir a possibilidade de projetar lagoas de estabilização com profundidades maiores do que as habitualmente adotadas, dando como consequência a utilização de menores áreas superficiais.

Este trabalho analisa a eficiência de lagoas de estabilização profundas, tomando para isso um sistema de lagoas em série.

RESUMO

No período compreendido entre Agosto de 1984 e Fevereiro de 1985 na ESTAÇÃO EXPERIMENTAL DE TRATAMENTOS BIOLÓGICOS DE ESGOTOS SANITÁRIOS - EXTRABES, Campina Grande-PB, foram coletados dados de um sistema de lagoas de estabilização profundas em série. O sistema com uma profundidade média de 3,10 m era constituído de 01 (uma) lagoa anaeróbia (A_6) seguida de 01 (uma) lagoa facultativa (F_8) e 03 (três) lagoas de maturação (M_4 , M_5 e M_6). O sistema tinha um tempo de detenção hidráulica total de 21 dias. O esgoto bruto que alimentou o sistema apresentou em média uma DBO_5 de 217 mg/l e uma concentração de Coliformes fecais de $3,45 \times 10^7$ /100ml. As temperaturas médias no período ficaram dentro da faixa de 25,2 a 28,1°C. O efluente final produzido pelo sistema de lagoas em série teve em média uma DBO_5 de 18 mg/l, concentração de Coliformes fecais de 25.500 CF/100 ml e não apresentou parasitos intestinais, com exceção do Ancilostomideo sp que esteve presente nas amostras do efluente final numa média de 12 unidades/litro.

ABSTRACT

From August 1984 to February 1985 a system of deep waste stabilization ponds in serie was studied at EXTRABES, Campina Grande, Pb, Brazil.

This system with mean depth of 3,10 m comprised an anaerobic pond (A_6), followed by a facultative pond (F_8) and three maturation (M_4 , M_5 and M_6). The total hydraulic retention time was 21 days. The raw sewage fed into the system had a mean BOD_5 value of 217 mg/l and $3,45 \times 10^7$ Faecal coliforms per 100 ml. The mean water temperature varied from 25,2 to 28,1°C.

The final effluent produced had a mean BOD_5 value of 18 mg/l and 25.500 Faecal coliforms per 100 ml. No intestine parasites were present in the final effluent except for Ancylostomideo sp. (present with a mean of 12 organisms per liter).

1. REVISÃO DE LITERATURA

1.1. Introdução

Lagoas de estabilização são reservatórios adequadamente projetados com a finalidade de promover a depuração de águas residuárias brutas ou previamente decantadas por processos predominantemente biológicos. Aplicam-se ao tratamento de uma grande variedade de águas residuárias (BRAILE, 1979), com especial destaque para aquelas de origem doméstica.

CLARK et alii (1971) destacam a predominância do tratamento biológico na depuração de águas residuárias municipais devido ao tratamento físico remover apenas aproximadamente 35% da DBO_5 face ao alto percentual de sólidos não sedimentáveis contidos no esgoto doméstico e o tratamento químico envolver elevados custos e não ser efetivo na coagulação química da DBO_5 dissolvida.

No que se refere ao controle do processo as lagoas de estabilização apresentam desvantagem em relação aos sistemas convencionais de tratamento de águas residuárias. Em lagoas o meio ambiente exerce influência no processo e o seu controle é impraticável; são variáveis físicas como profundidade e carga podem ser controladas em certo grau (MARAIS & SHAW, 1964).

Em regiões tropicais, onde condições climáticas são favoráveis, lagoas de estabilização devidamente projetadas e operadas oferecem elevada eficiência de tratamento. Além do mais requerem baixos investimentos na implantação e simplicidade e baixo custo de operação e manutenção (MCGARRY & PESCOD, 1970).

GLOYNA (1971) ao se referir às facilidades de operação de lagoas de estabilização chama a atenção para a mudança de cor ou odor como sendo possivelmente o melhor indica

do comportamento de lagoas: quando a cor verde característica de lagoas facultativas ou de maturação começar a mudar ou desaparecer é tempo do operador verificar se houve alterações no volume, carga orgânica, temperatura, luz ou turbidez, que de alguma forma afetam as atividades das algas; o odor normalmente está associado com carga orgânica elevada, temperatura e substâncias tóxicas.

AZEVEDO NETTO et alii (1975) referindo-se ao Brasil dizem: "Todos nós sabemos e reconhecemos que os recursos financeiros disponíveis são muito limitados, razão pela qual necessitamos de boa engenharia para atingir bom rendimento: realizar o máximo com o dispêndio mínimo. Os processos clássicos ou convencionais de tratamentos de esgotos são relativamente dispendiosos, não apenas sob o ponto de vista de custo inicial, como também sob o aspecto de encargos de manutenção e operação. A adoção de processos de tratamento eficientes, econômicos, simples e de fácil operação é, pois, importante pelas nossas próprias condições. As lagoas de estabilização apresentam-se como uma solução que satisfaz a todos esses requisitos, particularmente para as cidades de tamanhos pequeno e médio".

1.2. Princípios biológicos do tratamento em lagoas de estabilização

1.2.1. Atividades das bactérias

A maioria das bactérias presentes nos esgotos faz parte da flora intestinal do homem e o seu peso normalmente representa aproximadamente de 25 a 35% do peso seco total das fezes (OLIVEIRA, 1983). Pela faixa de temperatura em que atuam ($20 \leq T \leq 40^{\circ}\text{C}$) as bactérias mesófilas constituem as mais frequentemente encontradas em lagoas de estabilização nos trópicos (KLEIN, 1972).

A depuração de águas ricas em matéria orgânica como são os esgotos domésticos, cuja composição mais representativa é provavelmente carbono, hidrogênio, oxigênio, nitrogênio, fósforo e enxofre, ocorre pela estabilização desses materiais até transformá-los em substâncias de estruturas

moleculares simples e baixo conteúdo energético (RICH, 1963). Segundo BRANCO (1978) a oxidação da matéria orgânica não ocorre a não ser possivelmente em níveis bastante desprezíveis sem a participação de bactérias. Ocorre a necessidade do envolvimento de catalizadores para facilitar a execução da tarefa de estabilização. As bactérias dos esgotos fornecem os catalizadores requeridos pelas reações que resultam na estabilização da matéria orgânica.

São definidos dois caminhos para a oxidação biológica: aeróbio e anaeróbio, realizados respectivamente por bactérias que respiram oxigênio livre e bactérias que usam outros tipos de aceptores de hidrogênio. Nas duas situações as bactérias atuam como intermediárias da reação. AZEVEDO NETTO et alii (1975) citam que os microorganismos facultativos dão preferência ao oxigênio como acceptor de eletrons por ser o tipo de oxidação mais completa, onde toda a matéria orgânica é basicamente transformada em gás carbônico e água, com o máximo aproveitamento de energia, i.e., máximo rendimento térmico.

MCKINNEY (1976) faz considerações sobre a complexa mistura de espécies de bactérias que predominam em lagoas de estabilização. Os microorganismos que são capazes de obter mais energia por unidade de matéria orgânica metabolizada predominam por simples produção maior de células do que o outro grupo. Para as bactérias que habitam em uma lagoa de estabilização o meio ambiente - pH por exemplo - pode não favorecer a sua sobrevivência. Caso as bactérias não disponham de suficientes quantidades de nutrientes para crescer elas podem morrer como resultado da respiração endógena e contribuir para demanda de oxigênio no sistema já que aproximadamente 80% do seu organismo é matéria orgânica biodegradável. SOUZA (1984) cita outros fatores ambientais adversos à sobrevivência das bactérias como os compostos inorgânicos tóxicos: cloro livre, cloraminas, amônia, gás sulfídrico e sulfatos solúveis e metais pesados como o cobre, zinco, níquel, cádmio, prata, mercúrio, vanádio, tório e chumbo quando estão em solução.

No que se refere a nutrientes, BRANCO (1978) ressalta

que o principal problema na alimentação das bactérias é a aquisição de carbono ou na forma simples como CO_2 para a síntese de matéria orgânica pelos seres autótrofos, ou, na forma de composto orgânico para ser assimilado pelos heterótrofos. Dentre os outros nutrientes é destacado o nitrogênio e o fósforo que normalmente não constituem fatores limitantes por serem exigidos em quantidades bastante pequenas em relação ao carbono. No entanto, eles passarão a limitar o crescimento de bactérias no caso de haver fornecimento excessivo de carbono sob forma de compostos simples, ou seja, constituindo moléculas que não contenham nitrogênio e fósforo. O autor ainda acresce a possibilidade do fósforo precipitar sob a forma de ortofosfato insolúvel quando o pH do meio atingir valores maiores do que 9.0. KING (1976) cita que o nutriente nitrogênio poderá ser um fator limitante do crescimento microbiológico em situações de pH maior do que 9.0 e presença de vento. Nesta faixa de pH há predominância da amônia sobre o ion amônio, equação 1.2.1.1, e ocorre a perda de amônia para a atmosfera facilitada pela ação do vento no conteúdo da lagoa.

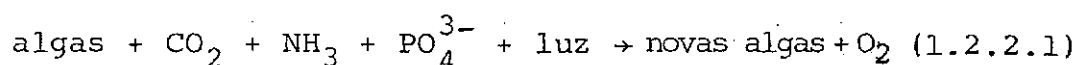


AZEVEDO NETTO et alii (1975) estabelecem como desejável a seguinte relação em um esgoto doméstico para efeito de tratamento biológico: $\text{DBO}_5/\text{N}/\text{P} = 100/20/1$. Acrescentam ainda que esta relação é normalmente obtida em esgoto doméstico.

Quando se refere aos microorganismos que tem a função de estabilizar matéria orgânica em lagoas existe a tendência de se considerar só as bactérias devido serem as mais envolvidas nesta tarefa. Na verdade, protozoários, rotíferos e fungos também exercem atividades que resultam na estabilização da matéria orgânica.

1.2.2. Atividades das algas

As algas apresentam necessidades nutricionais semelhantes às bactérias e constituem o mais diversificado grupo de microorganismos que podem ser encontrados em lagoas de estabilização (BRANCO, 1978). Na presença de nutrientes, luz e ausência de elementos tóxicos como cobre, cromo e gás sulfídrico, elementos inorgânicos solúveis com destaque para a água e gás carbônico são convertidos em sólidos orgânicos suspensos que são representados por protoplasma de algas e há liberação de oxigênio para o sistema conforme a equação:



Como as algas utilizam o CO_2 formado na atividade das bactérias aeróbias e em contrapartida fornecem oxigênio para estas, fica estabelecida uma relação de mútuo benefício entre ambos conhecida por simbiose e de acordo com WARD & KING (1976) a síntese de 1 mol de protoplasma de algas libera 8.75 moles de oxigênio.

BRANCO (1978) relata que as algas acarretam aumento do teor de matéria orgânica no sistema já que sintetizam seus novos protoplasmas a partir de gás carbônico e além disso secretam para o meio substâncias orgânicas por elas elaboradas. O material elaborado e as algas ao morrerem podem constituir um fator de DBO, ou seja, fonte de nutrientes para as bactérias. Experiências de MIDDLETON & BUNCH (1970) revelam que 1 mg/l de algas mortas é equivalente a aproximadamente 1.5 mg oxigênio/l. Estudos similares foram conduzidos por WARD & KING (1976) achando valor de 1.58 mg oxigênio/mg de algas mortas. Estes mesmos autores fazem referências a BARE et alii e FRIEDMAN et alii com valores de 1.11 e 1.19 mg oxigênio/mg de algas mortas respectivamente.

1.3. Tipos de lagoas de estabilização

Lagoas de estabilização são classificadas de acordo

com a natureza da atividade biológica que predomina na de gradação da matéria orgânica. Dentro desse raciocínio lagoas são normalmente classificadas em anaeróbias, facultativas e de maturação.

1.3.1. Lagoas anaeróbias

Lagoas anaeróbias são reatores nos quais a água residual influente é tratada por um conjunto de processos entre os quais destacam-se a sedimentação e a degradação bioquímica anaeróbia. A degradação bioquímica anaeróbia envolve a participação de bactérias facultativas e estritamente anaeróbias, as quais transformam o material orgânico e inorgânico - carbonatos, bicarbonatos, sulfato, nitrito e nitrato - na ausência de oxigênio molecular (METCALF/EDDY 1972).

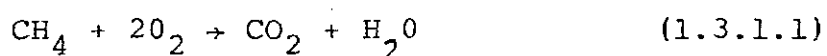
Águas residuárias domésticas podem ser tratadas por lagoas anaeróbias primárias desde que seja garantida uma carga adequada à condição de anaerobiose. A lagoa pode ser mantida anaeróbia pela aplicação de uma carga orgânica que impossibilite a sobrevivência de algas e supere o potencial de difusão de oxigênio do ar atmosférico para a fase líquida (OSWALD, 1971).

Um dos inconvenientes do tratamento anaeróbio de um resíduo orgânico em comparação com o tratamento aeróbio refere-se ao lento crescimento das bactérias, notadamente as formadoras de metano que são responsáveis pela estabilização final do material orgânico. Seu coeficiente de crescimento é de 0.04 - 0.054 mg células/mg DQO em confronto com as bactérias aeróbias que é de 0.6 mg células/mg DQO; face ao baixo crescimento das bactérias metanogênicas esta etapa constitui um fator limitante no processo de tratamento anaeróbio de resíduo orgânico (METCALF & EDDY, 1972). Como vantagens podem ser citadas a menor produção de microorganismos o que implica na minimização de trabalhos de limpeza, necessidade de menos nutrientes biológicos devido a

baixa produção de microorganismos e a possibilidade de usar o gás metano como fonte de energia (McCARTY, 1971).

De acordo com BRANCO (1978) o processo de digestão anaeróbia que ocorre em um reator compreende a utilização de mecanismo de respiração e fermentação anaeróbias e podem ser reconhecidas no decorrer do processo duas fases distintas. A primeira delas é inicialmente caracterizada pela hidrólise de partículas de tamanhos relativamente grandes em moléculas menores ou substâncias solúveis por ação de bactérias facultativas ou anaeróbias que produzem e liberam no meio enzimas, ditas enzimas exógenas, que vão exercer uma atividade catalizadora sobre as partículas orgânicas com a finalidade de torná-las assimiláveis pelas células bacterianas produtoras de ácido. Nesta fase, segundo o autor, aproximadamente 35% do material hidrolizado absorvido é transformado para ácidos orgânicos menos complexos, notadamente os ácidos acético e propiônico, e os 65% restantes são representados principalmente por alcoois e aldeidos. Na fase inicial - estágio de fermentação ácida - ocorre muito pouca estabilização da matéria orgânica e este estágio é frequentemente mencionado como estágio da DBO constante devido ter ocorrido apenas um rearranjo das moléculas orgânicas.

A segunda fase consiste na gaseificação do material solúvel absorvido por bactérias estritamente anaeróbias. Esta etapa é também conhecida por fermentação metanogênica, onde os principais gases produzidos são metano, gás carbônico, gás sulfídrico e amônia. PEEFFER (1970) refere-se ao metano como sendo um gás insolúvel e conseqüentemente é perdido para a atmosfera, ficando finalmente caracterizada a estabilidade da matéria orgânica, onde cada mg de metano libertado resulta na redução da demanda potencial de oxigênio em 4 mg conforme a equação:



METCALF & EDDY (1972) destacam a necessidade de haver um completo estado de equilíbrio dinâmico entre os orga

nismos formadores de ácidos e de metano para que ocorra um bom funcionamento do sistema anaeróbio de tratamento.

Existem inúmeros fatores específicos como: população de microorganismos, nutrientes, oxigênio, tempo, temperatura, pH, alcalinidade, reações antecedentes, substâncias tóxicas e outros que afetam o funcionamento de um sistema anaeróbio. No quadro 1.3.1.1 são apresentados valores máximos, mínimos e ótimos para cada fator.

Quadro 1.3.1.1 - Fatores ambientais que afetam a anaerobiose (adaptado de OSWALD (1971)).

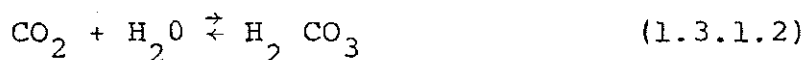
Fatores ambientais	Formação de ácidos orgânicos			Fermentação metanogênica		
	Mín	ótima	máx	mín	ótima	máx
População (nº/ml)	10^8	10^{10}	10^{12}	Desconhecida		
Nutrientes	Carboidratos; proteínas e gorduras			Ácidos orgânicos e alcoois		
Oxigênio (mg/l)	0	0	1	0	0	0
Tempo (dias)	5-10			40-120		
Temperatura (°C)	4	25	40	15	32	40
Alcalinidade (mgCaCO ₃ /l)	Desconhecida			500	2000	-
pH	4.3	6.5	7.5	6.8	7.0	7.2
Substâncias tóxicas	Sais e metais pesados			Oxigênio, cobre, sais, cloro e metais pesados		
Reações antecedentes	Síntese orgânica			Formação ácido orgânico		

Observando o quadro 1.3.1.1 e levando-se em consideração que a formação de ácidos orgânicos ocorre simultaneamente

te com a fermentação metanogênica para os sistemas adequadamente concebidos (RIOS & MALINA , 1976), algumas condições ambientais indesejáveis podem ter lugar: os ácidos orgânicos são essenciais para as bactérias metanogênicas, mas essas bactérias requerem pH neutro, as bactérias formadoras de ácido são capazes de suportar baixos níveis de oxigênio dissolvido enquanto que as formadoras de metano não suportam essa condição e bactérias formadoras de ácido crescem mais rapidamente do que as metanogênicas. HAMMER (1979) reconhece a influência do pH na digestão anaeróbia mas não aconselha efetuar o controle do processo através deste parâmetro já que uma variação do pH não antecipa problemas, mas sim denuncia que estes já ocorreram.

A teoria de METCALF & EDDY (1972) de que a fase metanogênica é uma fase limitante do processo anaeróbio de tratamento é ratificada pelas informações que podem ser extraídas do quadro 1.3.1.1.

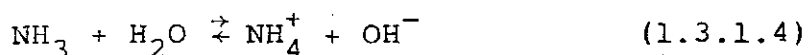
A alcalinidade no sistema anaeróbio é importante por prover tamponamento e manter o pH em uma faixa adequada para a fermentação metanogênica. O gás carbônico gerado por descarboxidação dos componentes orgânicos reage com a água para formar o ácido carbônico:



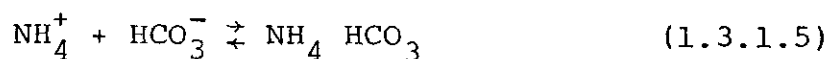
O ácido carbônico poderá ionizar-se para resultar em ions bicarbonato e hidrogênio num pH na faixa de 4.5 a 8.3 (SAWYER & MCCARTY, 1967).



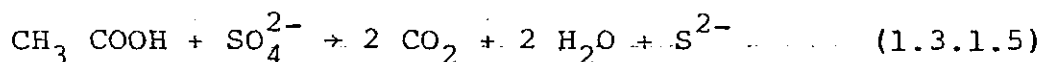
Isto resulta na redução do pH do sistema devido ao ion hidrogênio. Em contrapartida a amônia libertada da decomposição de proteínas é hidrolizada para formar hidróxido de amônio:



O hidróxido liberado nesta reação reage com o ion hidrogênio originado da ionização do ácido carbônico (PFEFFER, 1970). Em termos simples, o efeito da produção de hidróxido de amônio é a neutralização do ácido carbônico, com consequente formação de tampão na forma de bicarbonato de amônio:



Lagoas anaeróbias estão sujeitas a apresentarem odores e isto tem restringido o seu uso em zonas urbanas. O principal responsável pelo odor em sistemas anaeróbios de tratamento é a liberação de gás sulfídrico, como resultado do papel desempenhado pela bactéria Desulfovíbrio sp na remoção de matéria orgânica, usando o ion sulfato como acceptor final de eletrons, conforme equação em que é tomado o ácido acético como exemplo (OLIVEIRA, 1983).



O ion sulfeto resultante da redução do ion sulfato combina-se com ions hidrogênio gerando o gás sulfídrico:



O aparecimento de odor tem profunda relação com a intensidade da carga orgânica aplicada à lagoa. A aplicação de cargas orgânicas altas poderá provocar desequilíbrio no sistema anaeróbio com predominância de ácidos voláteis e isto acarreta redução do pH que é uma condição ambiental que permite o desprendimento de gás sulfídrico. O equilíbrio $\text{H}_2\text{S} - \text{S}^{2-}$ é estabelecido se o pH é mantido acima de 7.0 e pouco H_2S é libertado (STANDARD METHODS, 1980).

MCGARRY & PESCOD (1970) citam como medida prática para contornar odores em lagoas anaeróbias a recirculação do efluente de uma lagoa facultativa ou de maturação para a superfície da anaeróbia. Com este procedimento eleva-se o pH da lagoa anaeróbia e passa a predominar o ion S^{2-} e

a oxidação do gás sulfídrico remanescente tem lugar com o concurso de sulfo bactérias de acordo com a equação:



Os mesmos autores assinalam a necessidade de controle da re circulação para que as atividades biológicas da lagoa anae róbica não sejam afetadas pela elevação do pH. Outro fator que não deve ser negligenciado é a temperatura do líquido recirculado que deve ser maior do que a da lagoa anaeróbica para efeito de flutuação e distribuição sobre a área super ficial da lagoa e impedir que perturbações por oxigênio dis solvido ocorram no processo de fermentação metanogênica.

RIOS & MALINA (1976) destacam a importância do anion sulfeto na redução de toxicidade metálica ao reagir com os metais pesados - aqui representados por M^{2+} - e originar sul fetos metálicos que tem baixa solubilidade em pH neutro.



Como lagoas anaeróbicas conferem apenas um grau primá rio de tratamento ao esgoto, seus efluentes apresentam ca racterísticas indesejáveis havendo necessidade, portanto, de estágios posteriores de tratamento antes da dis posição fi nal.

1.3.2. Lagoas facultativas

Lagoas facultativas são reatores que apresentam em seu conteúdo líquido uma parte aeróbica no topo e uma parte anaeróbica no fundo.

Este tipo de lagoa tem sido usada tanto para receber esgoto bruto - facultativa primária - como para esgoto que tenha recebido algum tratamento prévio - facultativa secun dária (SILVA, 1982). AZEVEDO NETTO et alii (1975) fazem re

ferências às dificuldades de aplicabilidade de lagoas facultativas no tratamento de esgoto industrial que apresente cor negra intensa a ponto de impedir a fotossíntese por bloqueio da penetração da luz e além disso, a cor negra absorve com mais intensidade as radiações solares e pode provocar a elevação da temperatura para valor maior do que a suportada pelas bactérias termofílicas.

O esgoto apresenta material sólido sedimentável que irá constituir o lodo que é degradado por processo anaeróbio no fundo da lagoa. A outra parte dos sólidos do esgoto é constituída de material orgânico solúvel e partículas de pequenas dimensões e, portanto, de sedimentação mais difícil que sofre tratamento predominantemente mediado por bactérias aeróbias e facultativas.

GLOYNA (1971) diz que o sucesso do processo de tratamento de águas residuárias em lagoas facultativas depende majoritariamente da atividade das bactérias na degradação da matéria orgânica e da eficiência das algas no suprimento de oxigênio; o trabalho das algas em conjunto com a aeração superficial natural pode suprir até mais oxigênio do que é necessitado pelas bactérias. AZEVEDO NETTO et alii (1975) destacam a possibilidade de ocorrência de condições anaeróbias em dias muito ensolarados: acima de 35°C as algas não tem condições de sobrevivência, enquanto que as bactérias passam a exigir mais oxigênio por aumento de suas atividades metabólicas.

Pelo fato das algas se estabelecerem em profundidade sujeita à incidência de luz, conhecida por zona fótica, que está situada entre 150 a 300 mm abaixo da superfície (MARA, 1976), ocorre a necessidade de mistura do conteúdo da lagoa com a finalidade de distribuir melhor o oxigênio produzido por algas e com isso melhorar a taxa de degradação bacteriana no reator. Além disso, há maior possibilidade de oxidação de produtos da decomposição anaeróbia, com destaque para o gás sulfídrico, que apresentam tendência de escapar para a atmosfera e conferir odores desagradáveis à lagoa. A mistura é principalmente induzida por vento, embora a mistura

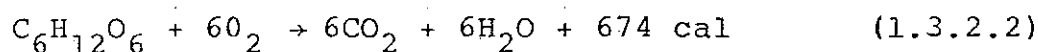
térmica ocorra em certo grau durante a noite e lagoas facultativas submetidas a pouca mistura estão fadadas a funcionar como lagoas anaeróbias (SILVA & MARA, 1979).

Face ao ciclo diário da fotossíntese, as algas podem demandar mais gás carbônico do que é repassado pelas bactérias e como consequência o pH do conteúdo da lagoa pode atingir valores próximos de 10 (MARA, 1976). Segundo o mesmo autor a condição descrita anteriormente faz com que o ion bicarbonato presente na lagoa se dissocie fornecendo gás carbônico e ion hidróxido que faz subir ainda mais o pH.

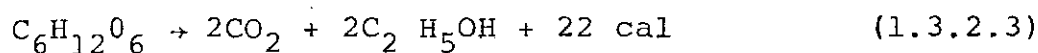


Na fase aeróbica aproximadamente $\frac{1}{3}$ da matéria orgânica metabolizada é oxidada notadamente para gás carbônico, amônia e água com liberação de energia, enquanto os $\frac{2}{3}$ restantes são convertidos em protoplasma de bactérias (MCKINNEY, 1976). A degradação aeróbica conduz os produtos finais a um nível mais baixo de energia, e conseqüentemente há maior liberação de energia que acarreta a geração de uma quantidade maior de microorganismos, o que torna a digestão aeróbica um processo mais rápido do que a digestão anaeróbica (METCALF & EDDY, 1972). ISAAC (1960) mostra a energia liberada pela glucose quando submetida aos dois processos digestivos:

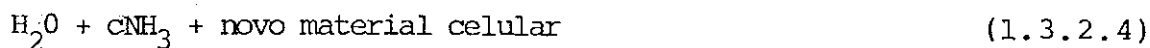
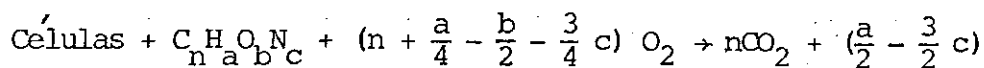
Aeróbio:



Anaeróbio:



SAWYER & McCARTY (1967) através de uma reação química literal representam os principais produtos resultantes da oxidação aeróbica:



As lagoas facultativas tornaram-se muito populares entre os projetistas e tem sido bem aceitas pela população seguramente pelo seu aspecto estético, notadamente ausência de odor. Informações da CAERN (1984) relatam experiências bem sucedidas com o enquadramento de lagoas facultativas em planos de urbanização de comunidades do interior do estado do Rio Grande do Norte, em sintonia com as dimensões dos terrenos públicos disponíveis.

1.3.3. Lagoas de maturação

Lagoas de maturação são reatores destinados a receber efluentes de sistemas convencionais de tratamento de águas residuárias domésticas ou mesmo de lagoas facultativas. O propósito principal é reduzir os organismos patogênicos contidos no esgoto. GLOYNA & ECKENFELDER JR. (1970) citam que só a densidade de virus entéricos em esgotos domésticos é estimada como sendo aproximadamente 700 unidades por 100 ml.

Devido a sua função de polir ou maturar o efluente pela redução de organismos patogênicos fecais, as lagoas de maturação são projetadas levando-se em consideração o tempo de detenção hidráulica já que a redução de patogênicos é fundamentalmente afetada por este parâmetro (MARAIS & SHAW, 1964). SILVA & MARA (1979) referem-se aos altos valores de pH e concentração de oxigênio dissolvido normalmente encontrados em lagoas de maturação por ocasião de intensa radiação solar - devido a maior atividade das algas - e que são condições inóspitas à sobrevivência de bactérias em geral.

Pesquisas mostram que lagoas de maturação dificilmente removem DBO_5 em mais de 50% após uma lagoa facultativa, permanecendo a DBO_5 final na ordem de 25 mg/l (PESSOA & JORDÃO,

1982). Estes resultados são ratificados por SILVA & MARA (1979) ao referirem-se a baixa redução de DBO_5 apresentada por duas lagoas de maturação em série com tempo de detenção de 7 dias cada uma, onde a DBO_5 média afluente foi de 60 mg/l e a efluente 25 mg/l e por HESS (1977) que chama a atenção para a ineficiência de lagoas de maturação para efluentes com DBO_5 maior do que 75 mg/l. Diante disso, lagoas de maturação não devem ser aplicadas com o fim de corrigir a qualidade de efluentes de lagoas facultativas sobrecarregadas.

O efluente de lagoas de maturação por apresentar-se perfeitamente estabilizado em termos de qualidade bioquímica, bacteriológica e eutrófica oferece a possibilidade de ser aplicado em agricultura e piscicultura. RAMANI (1976) chama a atenção para a necessidade de ser procedida análise de toxidez do efluente quando houver pretensão de aproveitá-lo em piscicultura. O autor refere-se a toxidez provocada por traços de metais pesados que são concentrados pelas células das algas.

Afortunadamente, lagoas de maturação, pelas suas características de carga orgânica e nutrientes, favorecem o desenvolvimento de algas não móveis - com destaque para Chlorella e Micratinium - e, portanto, mais sujeitas à decantação (KONIG, 1984).

1.4. Critérios de dimensionamento de lagoas

Os principais métodos de dimensionamento são:

1.4.1. Lagoas anaeróbias

1.4.1.1. Com base na carga orgânica volumétrica, λ_v

O dimensionamento de lagoas anaeróbias com base na carga orgânica volumétrica é justificado por Mc GARRY & PESCOD (1970) já que o melhor funcionamento de reatores anaeróbios ocorre na ausência de oxigênio dissolvido e por isso área superficial para efeito de transferência de oxigênio e recepção de luz para atividades das algas não é importante. Estes mesmos autores citam PARKER ao destacarem o papel da camada de lodo na remoção de DBO_5 e consideram lagoas anaeróbias reatores biológicos similares aos digestores, daí, mais uma vez, carga volumétrica ser mais usual ao dimensionar lagoas anaeróbias.

O método consiste em aplicar uma carga volumétrica entre os limites que reconhecidamente determinam a ocorrência de anaerobiose. Na prática, tem sido observado o intervalo de 100-400 g/m^3 dia (MARA, 1976) para os trópicos. Pesquisas realizadas na EXTRABES (SILVA, 1982) sugerem $\lambda_v = 300$ g/m^3 dia.

A carga orgânica volumétrica pode ser calculada pela equação:

$$\begin{aligned}\lambda_v &= Li Q/AD && (1.4.1.1.1) \\ &= Li/t_d\end{aligned}$$

onde:

λ_v = carga orgânica volumétrica, g/m^3 .dia
 Li = DBO_5 afluente, mg/l (g/m^3)
 Q = vazão, m^3 /dia
 A = área da lagoa, m^2
 D = profundidade da lagoa, m
 t_d = tempo de detenção, dia.

1.4.1.2. Com base na carga orgânica superficial, λ_s

O dimensionamento de lagoas anaeróbias com base na

carga orgânica superficial está relacionado com a função de sedimentação exercida pela lagoa, onde a matéria orgânica em suspensão no sobrenadante depende de área suficiente para se depositar (SILVA, 1982).

A carga orgânica superficial pode ser calculada pela equação:

$$\lambda_s = 10 Li Q/A \quad (1.4.1.2.1)$$

onde:

- λ_s = carga orgânica superficial, Kg DBO₅/ha dia
- Li = DBO₅ afluyente, mg/l
- Q = vazão, m³/dia
- A = área da lagoa, m².

LUMBERS (1979) sugere para os trópicos: $1000 \leq \lambda_s \leq 6000$ Kg DBO₅/ha.dia.

Com o objetivo de conservar a energia térmica e manter as condições de ausência de oxigênio dissolvido necessárias à anaerobiose essas lagoas são construídas com profundidades maiores do que as lagoas facultativas e de maturação. Lagoas anaeróbias rasas são mais susceptíveis de falhar devido à maior possibilidade de oxigênio dissolvido interferir na fermentação metanogênica (OSWALD, 1971).

MCCARTY (1971) destaca que a profundidade tem limite devido os requerimentos de temperatura para as bactérias metanogênicas. Esta prática, aparentemente, só faz sentido para regiões submetidas a invernos rigorosos, onde a temperatura do fundo da lagoa permanecerá por um período mais prolongado com temperatura menor do que 15°C.

BRANCO (1978) apresenta profundidades de 1.5 - 2 m como sendo ideais para a fermentação metanogênica, enquanto que SILVA (1982) recomenda para os trópicos profundidades de 2.0 - 4 m.

Um tempo de detenção maior do que 5 dias quando tratando esgoto doméstico não é justificado porque lagoas anaeróbias

róbias passam a ter comportamento de lagoas facultativas (McGARRY & PESCOD, 1970).

MARA (1976) sugere para projetos nos trópicos tempo de detenção de 1.0 a 5.0 dias.

1.4.2. Lagoas facultativas secundárias

Em lagoas facultativas, onde é desejável que algas desempenhem a fotossíntese e forneçam condições aeróbias, o dimensionamento deve levar em consideração o oferecimento de alta relação superfície/volume (METCALF & EDDY, 1972).

A medida que ocorre aprofundamente vai havendo redução da área superficial - considerando evidentemente o mesmo volume - com prejuízo para a atividade fotossintética. McGARRY & PESCOD (1970) sugerem profundidades de 1-1.5 m para os trópicos. O limite inferior do intervalo seria para não possibilitar o afloramento de vegetação na lagoa que acarretaria suporte para o desenvolvimento de mosquitos. O limite superior visa minimizar efeitos da estratificação térmica durante períodos quentes. SILVA & MARA (1979) citam que em profundidades maiores do que 1,5 m a oxipausa, linha abaixo da qual não tem oxigênio dissolvido, fica muito próxima da superfície e com isso o conteúdo da lagoa é predominantemente anaeróbio em confronto com a parte aeróbia, redundando em um baixo coeficiente de segurança para fazer frente a eventuais elevações repentinas de carga orgânica e a lagoa corre o risco de tornar-se anaeróbia nestas ocasiões.

Pesquisas da EXTRABES (SILVA, 1982) forneceram as seguintes informações para projeto em clima tropical:

- $4 \leq t_d \leq 6$ dias
- remoção de $DBO_5 = 20\%$ da DBO_5 aplicada

1.4.3. Lagoas de maturação

Conforme descrito anteriormente a função básica de lagoas de maturação está na remoção de microorganismos patogênicos, que é baseada na cinética de primeira ordem (SILVA & MARA, 1979) citando MARAIS:

$$N_e = N_i / (1 + K_b \cdot t_d) \quad (1.4.3.1)$$

onde:

N_e = número de CF/100 ml no efluente

N_i = número de CF/100 ml do afluente

K_b = constante de degradação de primeira ordem para remoção de CF, d^{-1} . SILVA (1982) sugere para projeto nos trópicos $K_b = 3d^{-1}$.

O mesmo intervalo de profundidade das lagoas facultativas, ou seja, 1.0 - 1.5 m é válido para lagoas de maturação (MCGARRY & PESCOD, 1970).

MARAIIS & SHAW (1964) destacam o tempo de detenção hidráulica como sendo um dos fatores mais interessantes a serem considerados no dimensionamento de lagoas de maturação e com o intuito de reduzir a possibilidade de curto circuito na lagoa recomenda um tempo de detenção mínimo de 5 dias. PESSOA & JORDÃO (1982) sugerem que o tempo de detenção mínimo seja de 3 dias e o ótimo de 7 dias, enquanto que o tempo de detenção recomendado para países de clima quente (MARA, 1976) é de aproximadamente 7 dias.

1.5. Influência da profundidade sobre o comportamento de lagoas

Lagoas profundas são mais sujeitas a uma estratificação térmica mais permanente durante os dias ensolarados. A parte superior da lagoa é aquecida, reduzindo a sua densidade e impossibilitando dessa maneira a mistura com a camada inferior de menor temperatura. As duas camadas são separa

das por uma fina região estática de pronunciada mudança de temperatura denominada de Termoclina. MARA (1976) cita que nos trópicos a Termoclina situa-se aproximadamente na faixa de 150 a 300 mm abaixo da superfície da lagoa - profundidade exposta à ação dos raios solares.

Experiências revelam diferenças apreciáveis de temperatura entre os conteúdos abaixo e acima da Termoclina. WASCHS & BEREND (1971) relatam diferenças de até 11°C em lagoas profundas enquanto BRANCO (1978) refere-se à experiências que verificam diferenças de 5°C .

Estabelecida a estratificação térmica, o oxigênio produzido por algas na região acima da Termoclina, zona fótica, ou por reaeração natural da atmosfera encontra dificuldades de transferência para a região abaixo da camada estática. Além do mais, algas sem flagelos que eventualmente se encontrarem abaixo da Termoclina não tem condições de atingirem a zona fótica e são incapazes de gerar oxigênio por fotossíntese; ao contrário, passam a exercer demanda de oxigênio (MARA, 1976). Ainda no que se refere a algas, o mesmo autor aborda a possibilidade de nos dias ensolarados de regiões tropicais a temperatura da lagoa acima da Termoclina ser tão alta a ponto de forçar a migração de algas dotadas de flagelos para o exterior da zona fótica; reduzindo ainda mais a produção de oxigênio nesta zona e sobrecarregando o consumo na região abaixo da Termoclina.

Os ventos provocam agitação de efeito benéfico sobre a homogeneização do conteúdo da lagoa, resultando em melhor distribuição de sólidos orgânicos, oxigênio dissolvido produzido por algas na zona fótica e reaeração da atmosfera, uniformização da temperatura da lagoa com o consequente rompimento da estratificação térmica e destruição de zonas estagnadas que favorecem o curto circuito. A ação dos ventos está diretamente relacionada com as dimensões da superfície livre da lagoa, sendo tanto maior quanto maior for a extensão na direção do vento (AZEVEDO NETO et alii, 1975). Por isso, lagoas profundas, por terem uma menor área superficial, são passíveis de apresentarem-se estratificadas por um período mais prolongado.

Como resultado da estratificação térmica tem-se a redução da taxa de degradação da matéria orgânica.

Apesar da literatura técnica abordar estes problemas, não define claramente os limites de profundidade além dos quais as lagoas seriam bastante afetadas.

1.6. Lagoas de estabilização em série

A experiência tem mostrado (SILVA & MARA, 1979) que sistemas de lagoas em série são mais eficientes do que uma única lagoa com área, tempo de detenção e carga orgânica e quivalentes.

No geral, o efluente de lagoas anaeróbias é de baixa qualidade, enquanto que o da facultativa é de qualidade intermediária e o da de maturação é de melhor qualidade (HESS, 1977). Logo, a configuração de um sistema de lagoas em sêrie deve ser: anaeróbia seguida de lagoa facultativa que por sua vez é seguida por lagoas de maturação.

As lagoas anaeróbias são particularmente úteis no sentido de produzir uma rápida estabilização da matéria orgânica afluyente e a sua inclusão em um sistema de lagoas em sêrie refletirá em substancial economia de área (Mc GARRY & PESCOD, 1970). SILVA (1982) citando uma afirmativa do MARAIS: "o pré-tratamento é tão vantajoso que a primeira consideração no projeto de uma série de lagoas de estabilização deve sempre ser a possibilidade de inclusão do pré-tratamento a naeróbio". Diversos autores fazem referência à capacidade de lagoas anaeróbias em reduzir matéria orgânica:

SILVA (1982) - 80%

METCALF & EDDY (1972) - 70 a 85%

WHITE (1970) - 80%

SASTRY & MOHANRAO (1976) - 70 a 80%

MIDDLETON & BUNCH (1970) chamam a atenção para o fato de efluentes de lagoas de estabilização normalmente contem uma grande quantidade de algas que quando descarregadas

em um corpo receptor podem causar poluição secundária por ocasião de sua morte. Os principais efeitos poluentes seriam a depleção do oxigênio dissolvido face a sua degradação e a fertilização dos cursos d'água pela reciclagem de nutrientes, acarretando o fenômeno da eutrofização.

RAMANI (1976) comenta as dificuldades encontradas no sentido de evitar a saída de algas no efluente de lagoas pelo fato delas possuírem tamanhos microscópicos - (2 - 20 microns) e suas gravidades específicas serem bastante próximas da água e com isso suas velocidades de sedimentação são bastante lentas - exemplos: 0.2 a 0.4 cm/hr para a Chlorella e 0.9 a 2.0 cm/hr para Scenedesmus.

Um sistema de lagoas em série atenua os problemas descritos anteriormente já que o máximo desenvolvimento de algas ocorre na lagoa facultativa e as lagoas de maturação por apresentarem-se deficientes do nutriente carbono só possibilitam reduzido crescimento de algas (RAMANI, 1976); além disso somam-se as considerações feitas no último parágrafo do item 1.3.3.

SILVA & MARA (1979) apontam a condição de quiescência hidráulica e longo tempo de detenção providos por um sistema de lagoas em série como sendo favoráveis a uma quase total remoção de ovos e larvas de parasitos por sedimentação no fundo da lagoa. Acrescentam ainda que tem sido normal observar efluentes de sistemas de lagoas em série com grau de estabilidade e qualidade bacteriológica compatíveis com o mínimo normalmente requerido para estações de tratamento de esgotos domésticos, ou seja, 25 mg/l e 5000 CF/100 ml respectivamente.

No que diz respeito à qualidade bacteriológica do efluente, o grau de tratamento requerido irá determinar o número de lagoas de maturação na série, com base na equação:

$$N_e = \frac{N_i}{(1 + K_{b \text{ anaer}} \times t_{d \text{ anaer}}) \times (1 + K_{b \text{ fac}} \times t_d) \times (1 + K_{b \text{ mat}_1} \times t_{d \text{ mat}_1}) \times \dots \times (1 + K_{b \text{ mat}_n} \times t_{d \text{ mat}_n})} \quad (1.6.1)$$

São recomendados os seguintes valores de K_b a serem adotados nos trópicos (SILVA, 1982):

- K_b anaeróbia = 5 d^{-1}
- K_b facultativa secundária = 1 d^{-1}
- K_b maturação = 3 d^{-1}

SILVA & MARA (1979) citam a demonstração do teorema de MARAIS onde a máxima eficiência de um sistema de lagoas em série pode ser conseguido com tempos de detenção iguais para as lagoas de maturação.

A EXTRABES (SILVA, 1982) efetuou pesquisas com um sistema de lagoas rasas em série durante 03 (três) experimentos, denominados I, II e III, com tempos de detenção de 29.1, 8.5 e 17 dias e duração de 22, 18 e 12 meses respectivamente. As características físicas do sistema raso encontram-se no quadro 1.6.1 e os dados operacionais dos experimentais I e III nos quadros 1.6.2 e 1.6.3, enquanto que os resultados experimentais são apresentados nos quadros 1.6.4 a 1.6.11.

1.7. Sobrevivência de Coliformes fecais em lagoas de estabilização

Muitas teorias têm sido formuladas para explicar a causa das grandes reduções de Coliformes fecais em lagoas de estabilização.

Segundo PRATT et alii (1944) culturas de Chlorella produzem e liberam uma substância que tende a inibir a multiplicação de Staphylococcus aureus, Streptococcus pyogenes, Bacillus subtilis, Bacterium coli e Pseudomonas pyocyanea. A teoria acima é em parte aceita por DAVIS & GLOYNA (1972) que admitem a liberação de substâncias antibacterianas por algas e citam a Chlorella vulgaris como uma espécie que po

de efetivamente reduzir Escherichia coli e Salmonella sp; no entanto, existem bactérias indiferentes ao crescimento de algas e dão como exemplo uma espécie de Salmonella, a Salmonella typhi, que desenvolveu normalmente neste meio. Acrescentam ainda que culturas axênicas individuais de algas contribuem pouco para a morte de bactérias em geral - há necessidade de várias espécies de algas, formando um meio ambiente muito complexo. Dentro dessa mesma linha de pensamento PARHARD & RAO (1972) referem-se a experiências que redundaram na quase completa eliminação de E. coli em 5 dias em meios contendo Chlorella e Scenedesmus e 7 dias em meios com Synechocystis.

DAVIS & GLOYNA (1972) admitem ainda a possibilidade - que encontra respaldo nas pesquisas de GRAY (1975) - da redução de Coliformes fecais, em meios onde há florescimento de algas, estar associada com a demanda de gás carbônico exigido pelo processo de fotossíntese e com isso esse composto inorgânico passaria a ser um nutriente limitante ao desenvolvimento de E. coli e outras bactérias.

Dentre as causas potenciais da redução de Coliformes fecais em lagoas de estabilização MOELLER & CALKINS (1980) e ACHER & JUVEN (1976) citam o efeito bactericida da luz solar, particularmente a radiação ultravioleta. Para uma efetiva ação do sol sobre as bactérias eles abordam a necessidade da presença de vento para exercer ação de mistura no conteúdo da lagoa e com isso colocar as bactérias na zona fótica. Logo, lagoas anaeróbias por apresentarem uma espuma na superfície bloqueiam a penetração da luz solar, e passam a apresentar uma menor taxa de redução de Coliformes fecais em relação aos outros tipos de lagoas. MARAIS (1974) refere-se ao baixo decaimento de bactérias em condições anaeróbias, no entanto, este comportamento o autor associa com a falta de oxigênio dissolvido que constitui meio ambiente adequado para a manutenção de Coliformes fecais.

As ações de vírus e predadores como protozoários e rotíferos têm sido apontadas por HAMMER (1979) e METCALF & EDDY (1972) como causas da redução do número de bactérias

em lagoas de estabilização. FUJIOKA et alii (1981) citam uma série de condições ambientais que podem concorrer para a redução de bactérias em lagoas: alta salinidade, metais pesados, agregação e decantação e competição por diversos nutrientes.

POLPRASERT et alii (1983) defendem a teoria de que a morte de Coliformes fecais está relacionada com complexos fenômenos envolvendo muitas variáveis combinadas além das normalmente admitidas - tempo de detenção e temperatura. Essas outras variáveis seriam pH, oxigênio dissolvido, intensidade e duração da luz solar e número de dispersão na lagoa.

A remoção de Coliformes fecais é função da atividade das algas, mas no entanto, não se sabe se está associada com altos valores de pH ou altas concentrações de oxigênio dissolvido e substâncias antibacterinas excretadas por algas (KÖNIG, 1984).

Grande parte das teorias que procuram explicar o fenômeno relacionado com a alta taxa de decaimento de Coliformes fecais em lagoas de estabilização fazem referências ao papel desenvolvido por algas. PARHARD & RAO (1974) desenvolveram experiências com E. coli em meio contendo Chlorella e citam o pH como sendo a única variável a interferir na sobrevivência de bactérias. Da figura 1.7.1 pode se verificar que o número de E. coli diminui com o tempo, a medida que o pH sobe, atingindo um valor zero com pH de 10.4 ao fim de 6 dias. Quando foi usada uma solução tampão de fosfato para manter o pH em 7.5 a E. coli não foi afetada pela presença da Chlorella - figura 1.7.2.

Quadro - 1.6.1 - Características físicas do sistema de lagoas rasas em série.

LAGOA	DIMENSÕES (m)			ÁREA (m ²)	VOLUME (m ³)
	Profundidade	Comprimento	Largura		
A ₁	1.25	10.00	3.35	34	42
F ₁	1.00	10.00	3.35	34	34
M ₁	1.00	10.00	3.35	34	34
M ₂	1.00	10.00	3.35	34	34
M ₃	1.00	10.70	3.35	36	36

Fonte: SILVA (1982)

Quadro 1.6.2 - Dados operacionais do sistema de lagoas rasas em série (Experimento I).

LAGOA	Esgoto bruto vazão (m ³ /dia)	Tempo de deten- ção hidráulica (dia)	Carga de EBO ₅	
			Superficial (kgDBO ₅ /ha.dia)	Volumétrica (gDBO ₅ m ³ .dia)
A ₁	6.17	6.8	436	35
F ₁	6.17	5.5	116	11
M ₁	6.17	5.5	83	8
M ₂	6.17	5.5	46	5
M ₃	6.17	5.8	35	3

Fonte: SILVA (1982)

Quadro 1.6.3 - Dados operacionais do sistema de lagoas rasas em série (Experimento III)

LAGOA	Esgoto bruto vazão (m ³ /dia)	Tempo de deten- ção hidráulica (dia)	Carga de DBO ₅	
			Superficial (kgDBO ₅ /ha.dia)	Volumétrica (gDBO ₅ /m ³ .dia)
A ₁	10.56	4.0	898	73
F ₁	10.56	3.2	290	29
M ₁	10.56	3.2	245	24
M ₂	10.56	3.2	156	15
M ₃	10.56	3.4	109	11

Fonte: SILVA (1982)

Quadro 1.6.4 - Resultados dos parâmetros físico-químicos; bacteriológico e algológico do esgoto bruto e efluentes das lagoas rasas em série (Experimento I).

LAGOA	Média e faixa de variação (mínimo e máximo) de:					
	DBO ₅ (mg/l)	DQO (mg/l)	Temperatura (°C)	pH (unidades)	Clorofila <u>a</u> (µg/l)	Coliformes fecais (CF/100 ml)
EB	240 (105-327)	601 (439-827)	26.6 (24.5-28.1)	7.52 (7.35-8.06)	-	4.6x10 ⁷ (2.5x10 ⁷ -8.4x10 ⁷)
A ₁	63 (46-84)	175 (138-216)	24.8 (23.2-26.2)	7.37 (7.20-7.79)	-	2.9x10 ⁶ (1.3x10 ⁶ -5.5x10 ⁶)
F ₁	45 (26-65)	190 (150-225)	24.7 (23.1-25.6)	7.69 (7.50-8.10)	1122 (589-1584)	3.2x10 ⁵ (0.7x10 ⁵ -5.9x10 ⁵)
M ₁	25 (15-40)	135 (98-181)	25.6 (23.9-27.2)	7.99 (7.75-8.31)	479 (191-900)	23.8x10 ³ (3.7x10 ³ -58.9x10 ³)
M ₂	19 (8-33)	103 (66-134)	26.2 (23.8-28.0)	8.10 (7.80-8.39)	266 (42-564)	450 (133-936)
M ₃	17 (9-35)	109 (76-163)	26.0 (24.1-27.3)	8.38 (8.01-8.70)	423 (53-853)	30 (5-78)

Fonte: SILVA (1882)

Quadro 1.6.5 - Resultados dos parâmetros físicos do esgoto bruto e efluentes das lagoas rasas em série (Experimento I).

LAGOA	Média e faixa de variação (mínimo e máximo) de:				
	Sólidos totais (mg/l)	Sólidos totais voláteis (mg/l)	Sólidos em suspensão (mg/l)	Sólidos em suspensão voláteis (mg/l)	Sólidos sedi- mentáveis (ml/l)
EB	1147 (1060-1264)	392 (250-500)	305 (160-405)	251 (190-292)	7.2 (3.4-10.3)
A ₁	842 (750-924)	158 (102-223)	56 (26-106)	35 (28-44)	0.3 (0.0-1.8)
F ₁	891 (768-1004)	188 (130-276)	74 (49-95)	62 (45-85)	0.6 (0.1-1.7)
M ₁	871 (736-1003)	162 (96-255)	61 (26-115)	47 (29-72)	0.4 (0.0-1.4)
M ₂	861 (720-1000)	153 (78-248)	43 (15-69)	30 (14-46)	0.2 (0.0-0.8)
M ₃	867 (716-1015)	152 (72-280)	45 (14-94)	47 (30-78)	0.1 (0.0-0.3)

Fonte: SILVA (1982)

Quadro 1.6.6 - Eficiência das lagoas rasas em série durante o experimento I (expressa como percentagem de remoção e percentagem de remoção cumulativa dos diversos parâmetros).

PARÂMETROS	EB-A ₁	A ₁ -F ₁	F ₁ -M ₁	M ₁ -M ₂	M ₂ -M ₃	EB-M ₃
DBO ₅	74	29	44	24	11	93
DQO	71	-8	29	24	-6	82
Coliformes fecais	94	89	93	98	93	99.99994
Sólidos totais	27	-6	2	1	-1	24
Sólidos totais voláteis	60	-19	14	6	1	61
Sólidos em suspensão	82	-32	18	30	-5	85
Sólidos em suspensão voláteis	86	-77	24	36	-57	81
Sólidos sedimentáveis	96	-100	33	50	50	99

Fonte: SILVA (1982)

Quadro 1.6.7 - Resultados das análises parasitológicas do esgoto bruto e efluentes das lagoas em série (Experimento I).

Lagoa Parasitas	Média e faixa de variação (mínimo e máximo) de:					
	EB (NP/1)	A ₁ (NP/1)	F ₁ (NP/1)	M ₁ (NP/1)	M ₂ (NP/1)	M ₃ (NP/1)
<u>Ascaris lumbricoides</u>	376 (300-486)	13 (0-35)	0	0	0	0
<u>Trichuris trichiura</u>	9 (0-18)	0	0	0	0	0
<u>Ancilostomídeo sp</u>	419 (306-577)	16 (0-40)	1 (0-7)	0	0	0
<u>Hymenolepis nana</u>	2 (0-12)	0 (0-1)	0	0	0	0
<u>Entamoeba coli</u>	304 (127-450)	12 (0-26)	1 (0-7)	0	0	0
<u>Entamoeba histolytica</u>	5 (0-42)	0 (0-1)	0	0	0	0

Fonte: SILVA (1982)

Quadro 1.6.8 - Resultados dos parâmetros físico-químicos; bacteriológico e algológico do esgoto bruto e efluentes das lagoas rasas em série (Experimento III).

	Média e faixa de variação (mínimo e máximo) de:					
	DBO ₅ (mg/l)	DQO (mg/l)	Temperatura (°C)	pH (unidades)	Clorofila <u>a</u> (µg/l)	Coliformes fecais (CF/100 ml)
EB	289 (180-347)	583 (399-722)	26.6 (25.7-27.1)	7.72 (7.58-7.88)	-	4.1×10^7 (3.3×10^7 - 5.1×10^7)
A ₁	92 (62-132)	219 (177-282)	25.3 (24.4-25.7)	7.64 (7.34-7.83)	-	4.0×10^6 (3.6×10^6 - 4.6×10^6)
F ₁	78 (57-109)	205 (162-264)	25.0 (23.9-25.7)	7.78 (7.44-8.02)	134 (41-355)	1.8×10^6 (1.3×10^6 - 3.2×10^6)
M ₁	49 (37-68)	186 (143-254)	24.9 (23.6-25.7)	7.97 (7.82-8.17)	323 (75-805)	5.6×10^5 (1.4×10^5 - 15.0×10^5)
M ₂	37 (24-49)	162 (127-186)	25.4 (23.8-26.3)	8.08 (7.98-8.30)	272 (113-524)	0.9×10^5 (0.2×10^5 - 3.6×10^5)
M ₃	35 (16-53)	157 (106-213)	25.1 (23.7-26.2)	8.21 (8.06-8.37)	365 (56-693)	1.4×10^4 (0.7×10^4 - 2.6×10^4)

Fonte: SILVA (1982)

Quadro 1.6.9 - Resultados dos parâmetros físicos do esgoto bruto e efluentes das lagoas rasas em série (Experimento III).

LAGOA	Média e faixa de variação (mínimo e máximo) de:				
	Sólidos totais (mg/l)	Sólidos totais voláteis (mg/l)	Sólidos em suspensão (mg/l)	Sólidos em suspensão voláteis (mg/l)	Sólidos sedi- mentáveis (ml/l)
EB	1027 (945-1240)	376 (323-434)	283 (207-360)	226 (167-279)	8.9 (6.0-12.0)
A ₁	772 (680-1003)	170 (138-220)	62 (45-90)	47 (34-66)	0.1 (0.0-0.5)
F ₁	782 (688-1003)	180 (135-250)	69 (53-94)	53 (40-82)	0.3 (0.1-0.8)
M ₁	796 (673-1023)	175 (118-243)	78 (56-109)	60 (39-93)	0.6 (0.2-0.8)
M ₂	786 (665-988)	165 (108-225)	66 (49-84)	50 (32-63)	0.5 (0.3-0.8)
M ₃	786 (650-1053)	169 (100-233)	72 (36-104)	54 (25-82)	0.5 (0.3-1.0)

Fonte: SILVA (1982)

Quadro 1.6.10 - Eficiência das lagoas rasas em série durante o experimento III (expressa como percentagem de remoção e percentagem de remoção cumulativa dos diversos parâmetros).

PARÂMETROS	EB-A ₁	A ₁ -F ₁	F ₁ -M ₁	M ₁ -M ₂	M ₂ -M ₃	EB-M ₃
DBO ₅	68	15	37	24	5	88
DQO	62	6	9	13	3	73
Coliformes fecais	90	55	69	84	84	99.96585
Sólidos totais	25	-1	-2	1	0	23
Sólidos totais voláteis	55	-6	3	6	-2	55
Sólidos em suspensão	78	-11	-13	15	-9	75
Sólidos em suspensão voláteis	79	-13	-13	17	-8	76
Sólidos sedimentáveis	99	-200	-100	17	0	94

Fonte: SILVA (1982)

Quadro 1.6.11 - Resultados das análises parasitológicas do esgoto bruto e efluentes das lagoas rasas em série (Experimento III).

Lagoa Parasitas	Média e faixa de variação (mínimo e máximo) de:					
	EB (NP/1)	A ₁ (NP/1)	F ₁ (NP/1)	M ₁ (NP/1)	M ₂ (NP/1)	M ₃ (NP/1)
<u>Ascaris lumbricoides</u>	588 (192-1757)	20 (0-40)	1 (0-20)	0	1 (-5)	8 (0-120)
<u>Trichuris trichiura</u>	23 (0-57)	0	0	0	0	0
<u>Ancilostomídeo sp</u>	1079 (131-1929)	40 (5-150)	7 (0-18)	12 (0-40)	6 (0-35)	2 (9-13)
<u>Entamoeba coli</u>	1001 (425-2302)	43 (0-135)	11 (0-40)	5 (0-25)	3 (0-13)	0 (0-5)
<u>Entamoeba histolytica</u>	636 (295-1487)	18 (0-50)	5 (0-15)	1 (0-5)	3 (0-13)	0 (0-5)
<u>Giardia lamblia</u>	262 (111-538)	9 (0-40)	3 (0-25)	0	1 (0-10)	0

Fonte: SILVA (1982)

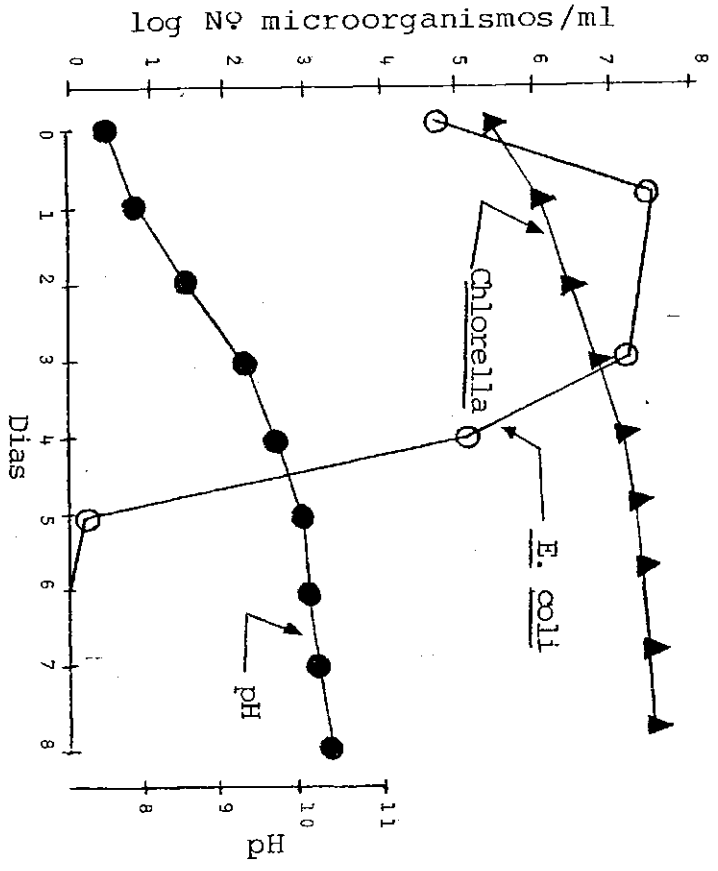


Fig. 1.7.1. Crescimento de Chlorella e E. coli em meio sem tamponamento.

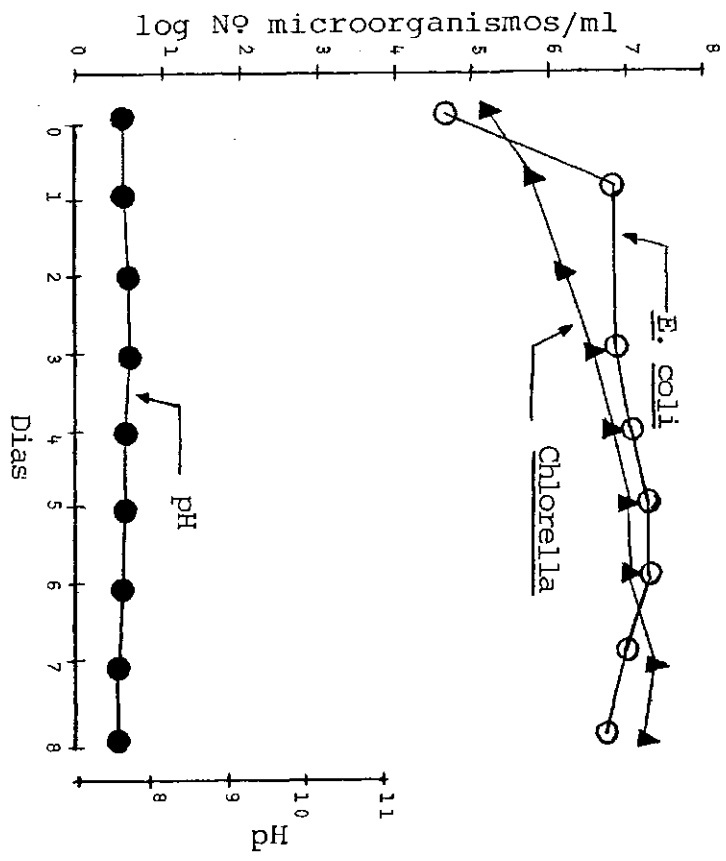


Fig. 1.7.2. Crescimento de Chlorella e E. coli em meio tamponado.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. Descrição do sistema experimental

O sistema experimental utilizado para a realização da pesquisa consistiu de 05 (cinco) lagoas em escala piloto dispostas em série, sendo 01 (uma) anaeróbia (A_6) seguida de 01 (uma) facultativa (F_8) e 03 (três) de maturação (M_4 , M_5 e M_6). As lagoas foram construídas com paredes de alvenaria verticais e revestidas - inclusive o fundo - com argamassa de cimento e areia para assegurar a vedação. Um diagrama do sistema experimental é apresentado na figura 2.1. As características físicas dos reatores constam do quadro 2.1.

2.2. Alimentação das lagoas

O esgoto municipal de um interceptor de 900 mm de diâmetro que atravessa a estação de pesquisa era bombeado de um poço úmido construído em anexo a um dos poços de visita do interceptor, através de uma bomba centrífuga de eixo vertical de 1 hp e 1.750 rpm (LENS, SÃO PAULO, modelo T-214-6) para um tanque de nível constante localizado na casa de bombas - figura 2.1. O esgoto bruto era bombeado do tanque de nível constante na vazão requerida para a lagoa A_6 por meio de bomba peristáltica de velocidade variável (WATSON MARLOW, FALMOUTH, INGLATERRA, modelo HRSV), usando mangueira de neoprene com 25.4 mm de diâmetro. O excesso de esgoto bombeado para o tanque de nível constante retornava para o interceptor, por gravidade. Parte do efluente da A_6 , aproximadamente 14%, era bombeado para a F_8 através de bomba com características idênticas à anterior, com exceção do diâmetro da

mangueira de neoprene que era de 19 mm e daí por diante, até a saída da M_6 , a transferência entre as lagoas era feita por gravidade. O resto do efluente da A_6 e o efluente da M_6 eram naturalmente descarregados em um poço de visita situado a jusante do ponto de recalque de esgoto bruto.

As vazões bombeadas para as lagoas A_6 e F_8 eram verificadas quinzenalmente e procedidas recalibrações para as vazões de projeto. A variação das vazões com relação as calibrações esteve em torno de 2%.

Os dados operacionais da pesquisa são apresentados no quadro 2.2.

2.3. Coleta de amostras

As coletas de amostras de esgoto bruto e efluentes das lagoas foram feitas diariamente às 0800hs. Dessas amostras, alíquotas de 300 ml eram usadas para compor as amostras compostas semanais que eram preservadas a -5°C . As amostras compostas serviram para a determinação de uma série de parâmetros necessários ao controle de qualidade do sistema, sendo que neste trabalho, no entanto, serão considerados os parâmetros DBO_5 ; DQO e sólidos.

Os parâmetros temperatura, pH; Coliformes fecais, parasitos intestinais e clorofila a foram obtidos com a análise de amostras diárias - amostras coletadas às 0800hs e analisadas de imediato.

2.4. Procedimentos analíticos

Os parâmetros DBO_5 , DQO , sólidos, pH e de bacteriologia foram analisados de acordo com as recomendações do STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER (15ª edição, 1980).

. DBO₅

A DBO₅ foi determinada com o uso do método dos frascos padrões de DBO₅. As determinações de oxigênio foram feitas com medidor de oxigênio dissolvido referência YSI modelo 54-A.

. DQO

Usado o método de refluxação do dicromato de potássio.

.. Sólidos

- Sólidos totais, sólidos totais voláteis; sólidos em suspensão e sólidos em suspensão voláteis foram obtidos com técnicas de gravimetria.

- Sólidos sedimentáveis

Usado o método do cone de IMHOFF.

. pH

Adotado o método eletrométrico usando medidor de pH Radiometer modelo 29.

. Bacteriologia

A contagem de Coliformes fecais foi feita utilizando o método de filtração em membrana.

. Temperatura

As temperaturas das lagoas foram medidas diariamente com termômetros de máxima e mínima, providos de filamento de mercúrio, marca ARBA, localizados a meia profundidade da lagoa. A temperatura média da lagoa foi calculada como a mé

dia aritmética das temperaturas máxima e mínima lidas dia riamente às 0900 hs.

. Clorofila a

Usada uma técnica descrita em METHODS FOR CHEMICAL ANALYSIS OF FRESH WATERS (1971):

- filtrar 2.5 ml de uma suspensão de $MgCO_3$ 0.1% - pa ra diminuir a porosidade do papel de filtro - através de papel de filtro de fibra de vidro WHATMANN GF/C;

- filtrar entre 7 e 20 ml da amostra;

- transferir os papéis de filtro para tubos de centrífuga graduados e adicionar 7 ml de uma solução aquosa de acetona 90%(v/v). Guardar os tubos em refrigerador a 4°C e no escuro por 16 hs;

- após este período centrifugar os tubos por 2 minu tos a 2.500 rpm;

- transferir o sobrenadante para uma cuveta de 1 cm de espaço interno;

- medir a absorbância à 663 nm - comprimento de onda melhor absorvido pela clorofila a - e a 750 nm - comprimen to de onda melhor absorvido pelo material em suspensão - u sando espectrofotômetro PYE - UNICAM modelo SP6-500 contra uma prova em branco de acetona a 90%;

- acidificar em seguida a amostra com uma gota de áci do clorídrico 1N, misturar e ler as absorbâncias à 663 nm e 750 nm. Calcular a concentração de clorofila a usando a equação:

$$\text{Clorofila } \underline{a} \text{ } (\mu\text{g/l}) = 2.43 (O_{663} - O_{750}) \times \frac{1000 \times \text{Vol. extrator (ml)}}{K \times \text{Vol. filtrado (l)}}$$

onde:

O_{663} = absorbância à 663 nm menos a absorbância à 750 nm

antes da acidificação;

ODa = absorvância à 663 nm menos a absorvância à 750 nm após a acidificação, e

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

. Parasitologia

Foi usada uma técnica desenvolvida na EXTRABES cujos passos principais são os seguintes:

- medir 500 ml da amostra a ser examinada e juntar 5 ml da solução de formaldeído a 35% para a inativação dos organismos vivos;

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

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

- centrifugar todos os tubos por 10 minutos a 2.500rpm;

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

- 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 50 ml:

- centrifugar os dois tubos por 10 minutos a 2.500rpm;

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

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

- centrifugar o tubo por 10 minutos a 2.500 rpm;

- retirar cuidadosamente 45 ml do sobrenadante após a centrifugação;

- os 5 ml restantes constituirão um volume de refe

rência do qual deve-se tirar uma média de dez porções de 0.2 ml cada uma, para a preparação das lâminas;

- contar os parasitos - ovos e larvas - sob microscópio usando aumento de 100 X. A fim de facilitar a identificação de cistos de protozoários corar a amostra com 1 a 2 gotas de uma solução de lugol acético, antes de preparar as lâminas, e

- com base nas contagens calcular o número de parasitos - ovos e larvas - por litro de amostra.

Quadro 2.1 - Características físicas das lagoas profundas em série.

LAGOA	DIMENSÕES (m)			ÁREA (m ²)	VOLUME (m ³)
	Profundidade	Comprimento	Largura		
A ₆	3.40	6.00	1.10	6,6	22.4
F ₈	3.35	3.00	1.50	4,5	15.1
M ₄	3.35	3.00	1.50	4,5	15.1
M ₅	2.80	3.00	1.80	5,4	15.1
M ₆	2.80	3.00	1.80	5,4	15.1

Quadro 2.2 - Dados operacionais das lagoas profundas em série

LAGOA	Esgoto bruto vazão (m ³ /dia)	Tempo de detenção hidráulica (dia)	Carga de DBO ₅	
			Superficial (kgDBO ₅ /ha.dia)	Volumétrica (gDBO ₅ /m ³ .dia)
A ₆	22.4	1	7.365	217
F ₈	3.02	5	242	7
M ₄	3.02	5	275	8
M ₅	3.02	5	117	4
M ₆	3.02	5	117	4

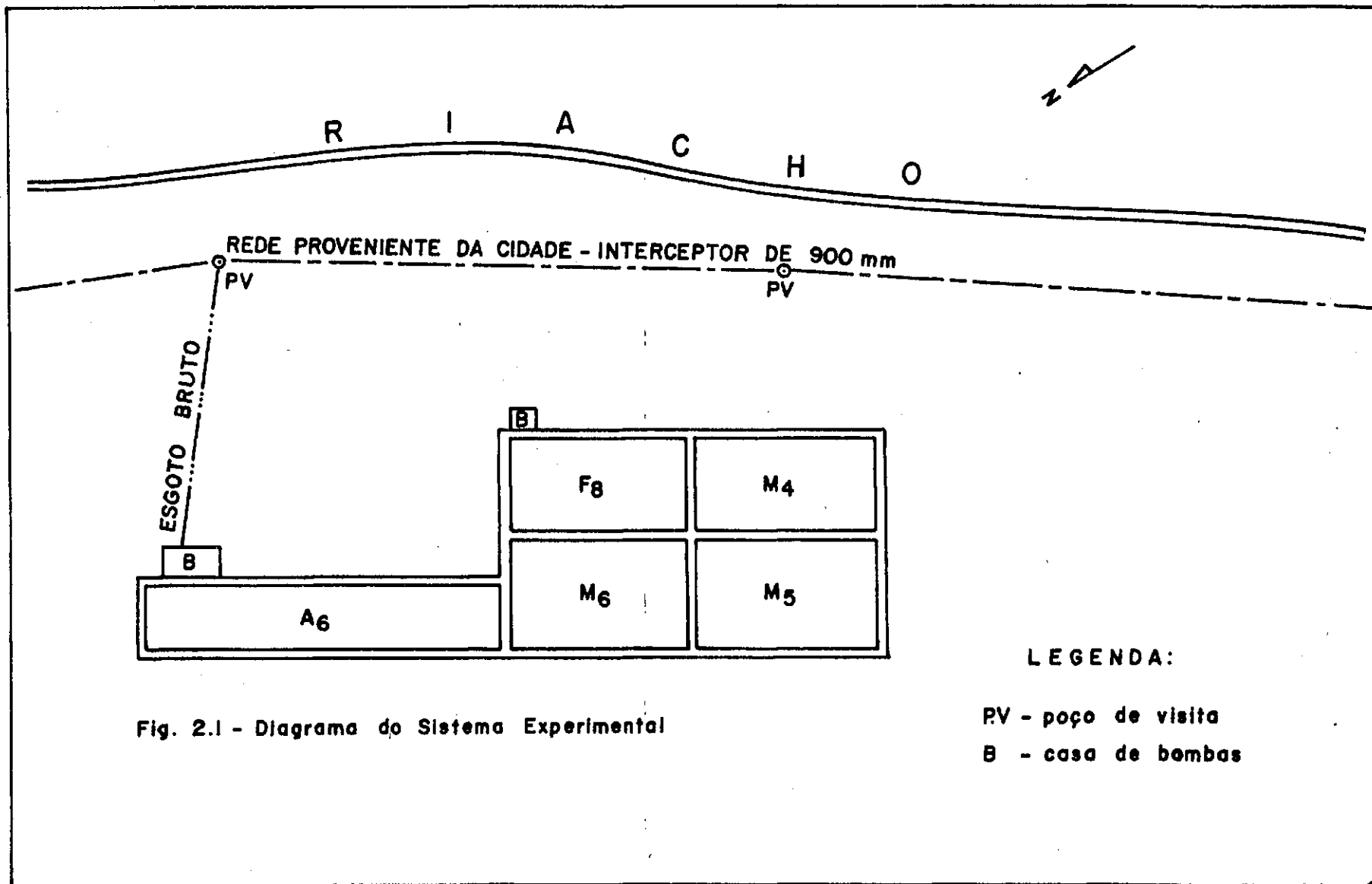


Fig. 2.1 - Diagrama do Sistema Experimental

3. APRESENTAÇÃO DOS RESULTADOS EXPERIMENTAIS

Os resultados obtidos durante o experimento com o sistema de lagoas profundas estão apresentados nos quadros 3.1 a 3.5. Eles representam a média aritmética das médias mensais do período.

Quadro 3.1 - Resultados dos parâmetros físico-químicos; bacteriológico e algológico do esgoto bruto e efluentes das lagoas profundas em série.

LAGOA	Média e faixa de variação (mínimo e máximo) de:					
	DBO ₅ (mg/l)	DQO (mg/l)	Temperatura (°C)	pH (unidades)	Clorofila <u>a</u> (µg/l)	Coliformes fecais (CF/100 ml)
EB	217 (157-281)	256 (414-616)	26.9 (25.2-28.1)	7.57 (7.30-7.80)	-	3.45x10 ⁷ (2.90x10 ⁷ -4.70x10 ⁷)
A ₆	36 (18-45)	155 (115-167)	26.6 (25.2-27.6)	7.44 (7.20-7.70)	-	2.58x10 ⁶ (1.10x10 ⁶ -4.05x10 ⁶)
F ₈	41 (18-91)	169 (125-269)	26.5 (25.4-27.3)	7.51 (7.00-7.80)	28.3 (7.76-89.7)	1.38x10 ⁶ (0.34x10 ⁶ -2.3x10 ⁶)
M ₄	21 (12-33)	110 (86-133)	26.6 (25.3-27.4)	7.61 (7.40-7.80)	28.2 (14.0-86.0)	2.96x10 ⁵ (0.45x10 ⁵ -5.2x10 ⁵)
M ₅	21 (11-28)	108 (81-143)	26.5 (25.4-27.3)	7.71 (7.50-7.90)	54.1 (12.2-188.0)	1.16x10 ⁵ (0.13x10 ⁵ -1.85x10 ⁵)
M ₆	18 (13-25)	101 (74-132)	26.5 (25.4-27.4)	7.79 (7-60.8.0)	25.8 (7.9-45.7)	2.55x10 ⁴ (0.20x10 ⁴ -4.93x10 ⁴)

Quadro 3.2 - Resultados dos parâmetros físicos de esgoto bruto e efluente das lagoas profundas em série.

LAGOA	Média e faixa de variação (mínimo e máximo) de:				
	Sólidos totais (mg/l)	Sólidos totais voláteis (mg/l)	Sólidos em suspensão (mg/l)	Sólidos em suspensão voláteis (mg/l)	Sólidos sedimentáveis (ml/l)
EB	1085 (1005-1168)	424 (280-480)	262 (228-316)	214 (178-255)	6.9 (5.0-9.0)
A ₆	726 (674-805)	193 (145-235)	32 (15-48)	29 (14-42)	0.2 (0.0-0.5)
F ₈	700 (675-723)	196 (135-240)	22 (14-31)	19 (13-25)	0.3 (0.0-0.6)
M ₄	711 (674-740)	164 (145-190)	19 (9.0-27)	15 (7.0-23)	0.1 (0.0-0.3)
M ₅	720 (696-773)	183 (148-240)	24 (10-53)	17 (9.0-38)	0.1 (0.0-0.4)
	727 (690-773)	178 (130-218)	15 (11-30)	12 (8.0-22)	0.1 (0.0-0.3)

Quadro 3.3 - Eficiência das lagoas profundas em série (expressa como percentagem de remoção e percentagem de remoção cumulativa dos diversos parâmetros).

PARÂMETROS	EB-A ₆	A ₆ -F ₈	F ₈ -M ₄	M ₄ -M ₅	M ₅ -M ₆	EB-M ₆
DBO ₅	83	-14	49	-	14	92
DQO	71	-9	35	2	6	81
Coliformes fecais	92	46	79	61	77	99.92464
Sólidos totais	33	4	-2	-1	-1	33
Sólidos totais voláteis	54	-2	16	-12	3	58
Sólidos em suspensão	88	31	14	-26	38	94
Sólidos em suspensão voláteis	86	34	21	-13	29	94
Sólidos sedimentáveis	97	-50	67	-	-	99

Quadro 3.4 - Resultados das análises parasitológicas do esgoto bruto e efluentes das lagoas profundas em série.

Lagoa Parasitas	Média e faixa de variação (mínimo e máximo) de:					
	EB (NP/1)	A ₆ (NP/1)	F ₈ (NP/1)	M ₄ NP/1)	M ₅ (NP/1)	M ₆ (NP/1)
<u>Ascaris lumbricoides</u>	643 (250-950)	18 (0-74)	1 (0-5)	0	0	0
<u>Trichuris trichiura</u>	28 (0-55)	3 (0-11)	0	0	0	0
<u>Ancilostomideo sp</u>	1499 (1088-2200)	78 (38-224)	49 (3-130)	24 (0-60)	19 (0-40)	12 (0-30)
<u>Hymenolepis nana</u>	5 (0-31)	3 (0-14)	0	0	0	0
<u>Entamoeba coli</u>	1443 (1075-1692)	32 (3-58)	4 (0-15)	0	0	0
<u>Entamoeba histolytica</u>	480 (144-1333)	2 (0-5)	0	0	0	0
<u>Giardia lamblia</u>	82 (42-192)	1 (1-3)	0	0	0	0
<u>Iodamoeba butschlii</u>	58 (0-146)	3 (0-8)	0	0	0	0

Quadro 3.5 - Eficiência das lagoas profundas em série (expressa como percentagem de remoção e percentagem de remoção cumulativa de parasitos).

Parâmetros \ Lagoa	EB-A ₆	A ₆ -F ₈	F ₈ -M ₄	M ₄ -M ₅	M ₅ -M ₆	EB-M ₆
<u>Ascaris lumbricoides</u>	97	94	100	-	-	-
<u>Trichuris trichuira</u>	89	100	-	-	-	-
<u>Ancilostomideo sp</u>	95	37	51	21	37	99
<u>Hymenolepis nana</u>	40	100	-	-	-	-
<u>Entamoeba coli</u>	98	88	100	-	-	-
<u>Entamoeba histolytica</u>	99	100	-	-	-	-
<u>Giardia lamblia</u>	99	100	-	-	-	-
<u>Iodamoeba butschlii</u>	95	100	-	-	-	-

4. DISCUSSÃO

Para efeito de melhor avaliar o efeito da profundidade em lagoas de estabilização, a eficiência do sistema de lagoas profundas em série foi comparada - além da bibliografia - com dois dos três experimentos com sistema de lagoas rasas em série pesquisadas na EXTRABES, denominados I e III (SILVA, 1982). As características físicas; os dados operacionais e os resultados obtidos dos experimentos tomados como elementos de comparação estão apresentados nos quadros 1.6.1 a 1.6.11.

4.1. Remoção de parasitos

O sistema de lagoas profundas apresentou uma elevada eficiência na remoção de parasitos, o que confirma a literatura pesquisada e abordada no item 1.6 de que as condições de quiescência hidráulica e longo tempo de detenção normalmente reinantes em lagoas de estabilização são efetivos para que os ovos e larvas de parasitos sedimentem no fundo da lagoa.

Do quadro 3.5 depreende-se que exceto para Hymenolepis nana a remoção dos diversos parasitos na lagoa A₆ ficou na faixa de 89 a 99%. O estágio seguinte (F₈) praticamente reteve todos os parasitos remanescentes da lagoa anaeróbia. Apenas o Ancilostomídeo sp não foi totalmente removido no sistema de lagoas profundas; apresentou uma média de 12 parasitos por litro no efluente. Existem possíveis explicações para o fato do Ancilostomídeo sp não ter sido completamente removido no sistema de lagoas: foi o parasito que mais apareceu no esgoto bruto afluente (quadro 3.4) e principalmente pelo fato de suas larvas nadarem, apresentando assim

menos possibilidade de sedimentação.

A eficiência de remoção de parasitos do sistema de lagoas profundas (quadro 3.4) foi tão boa quanto a dos sistemas de lagoas rasas (quadros 1.6.7 e 1.6.11).

4.2. Remoção de DBO_5

A DBO_5 média efluente do sistema de lagoas profundas foi de 18 mg/l (quadro 3.1), que é melhor do que o padrão mínimo de 25 mg/l estabelecido para efluentes de estação de tratamento de esgoto doméstico. A lagoa anaeróbia removeu 85% da DBO_5 afluyente (quadro 3.3), o que está de acordo com a literatura pesquisada e abordada no item 1.6, que chama a atenção para o grande papel desempenhado por estes reatores na estabilização da matéria orgânica. Do quadro 3.1 verifica-se que houve um pequeno incremento de DBO_5 na lagoa facultativa, e que pode ter sido provocado pelo desenvolvimento de algas e as teorias existentes e comentadas no item 1.3.3 de que lagoas de maturação não são tão efetivas na remoção de DBO_5 não foram contrariadas. De fato, a DBO_5 média afluyente nas lagoas de maturação da série foi 41 mg/l e a efluente 18 mg/l. A eficiência do sistema em estudo (quadro 3.3) aproximou-se mais do sistema raso, experimento I, (quadro 1.6.6) em que pese o tempo de detenção deste ser 8.1 dias maior.

4.3. Remoção de Coliformes fecais

O quadro 3.3 mostra que a remoção de Coliformes fecais no sistema de lagoas profundas foi de 99.92464%, podendo ser considerado um valor alto. Apesar disso o efluente do sistema apresentou em média 25.500 CF/100 ml. A qualidade bacteriológica do efluente do sistema foi inferior ao

padrão mínimo de 5000 CF/100 ml recomendado para estações de tratamento de esgoto doméstico.

A remoção de Coliformes fecais na lagoa anaeróbia (quadro 3.3) foi de 92%; e com isso não foi observada a citação de AZEVEDO NETTO et alii (1975) de que em condições anaeróbias a remoção máxima é de 40 - 50%. Um fator que parece não ter sido levado em consideração foi a decantação de partículas em suspensão. Observações já feitas na EXTRABES com um decantador com tempo de detenção de 01 (uma) hora mostraram uma redução de Coliformes de 47%. BRANCO (1978) refere-se a uma redução de 90% em sistemas de decantação com tempo de detenção de 24 hs.

Efetuando-se a comparação das eficiências dos sistemas com lagoas profundas e rasas nota-se que a eficiência do sistema profundo (quadro 3.3) foi inferior aos experimentos com o sistema raso (quadros 1.6.6 e 1.6.9). Mesmo em relação ao experimento III, td de 17 dias, o sistema profundo, td de 21 dias, apresentou eficiência ligeiramente mais baixa.

De acordo com as teorias formuladas para explicar a causa da redução de Coliformes em lagoas de estabilização e apresentadas no item 1.7, existe uma tendência dos autores em estabelecerem relação direta entre a taxa de morte de Coliformes e a concentração de algas em lagoas. Dentro desse raciocínio, a menor redução de Coliformes fecais no sistema profundo pode ser explicado pelo menor florescimento de algas (quadro 3.1) - representado por clorofila a - em comparação com os dois experimentos do sistema raso (quadros 1.6.4 a 1.6.7).

Uma provável explicação para o baixo florescimento de algas no sistema profundo, relaciona-se com a carga orgânica superficial administrada ao sistema. A carga orgânica superficial aplicada ao sistema profundo (quadro 2.2) foi bastante maior do que a aplicada ao sistema raso, experimento I (quadro 1.6.2). Apesar da carga orgânica superficial do sistema profundo não ter sido muito diferente do sistema raso, experimento III (quadro 1.6.3), provavelmente o seu

menor florescimento de algas prende-se ao fato de ter apresentado uma menor área superficial (quadro 2.1) em relação ao outro (quadro 1.6.1). Conforme discutido no item 1.5 à medida que a área superficial da lagoa decresce aumenta a dificuldade de mistura da massa líquida pela ação do vento, já que a ação deste é proporcional à extensão da área na sua direção. Lagoas submetidas a uma baixa condição de mistura tendem a favorecer a anaerobiose.

Os valores de K_b encontrados, em cada amostragem, com base na cinética de primeira ordem, variaram dentro de uma faixa ampla. O K_b médio representa a média das médias mensais do período.

$$A_6: 3.1 \leq K_b \leq 20.1d^{-1} \quad (K_b \text{ médio} = 7.9d^{-1})$$

$$F_8: 0.001 \leq K_b \leq 1.99d^{-1} \quad (K_b \text{ médio} = 0.43d^{-1})$$

$$M_4: 0.21 \leq K_b \leq 3.30d^{-1} \quad (K_b \text{ médio} = 0.74d^{-1})$$

$$M_5: 0.04 \leq K_b \leq 1.60d^{-1} \quad (K_b \text{ médio} = 0.44d^{-1})$$

$$M_6: 0.018 \leq K_b \leq 4.72d^{-1} \quad (K_b \text{ médio} = 0.69d^{-1})$$

Baseando-se na faixa de variação de K_b , e levando em consideração que os tempos de detenção e a temperatura praticamente não variaram, parece ser ratificada a teoria de POL PRASERT et alii (1983) discutida no item 1.7 de que a redução de Coliformes fecais em lagoas de estabilização não deve ser atribuída somente ao tempo de detenção e temperatura - que, na cinética de primeira ordem, são parâmetros que influenciam decisivamente na redução bacteriana. Na verdade, os autores associam a redução de bactérias em lagoas com fenômenos complexos, onde participam múltiplas variáveis combinadas.

5. CONCLUSÃO

A análise em separado dos reatores da série evidenciou a grande eficiência da lagoa anaeróbia A_6 , que no entanto apresentou uma profundidade compatível com aquelas tradicionalmente usadas no projeto desses reatores. As lagoas F_8 , M_4 , M_5 e M_6 que podem, pelas suas profundidades, serem caracterizadas como profundas apresentaram comportamentos diferentes entre si, tanto na remoção de material orgânico (DBO_5 e DQO) como na remoção de Coliformes fecais. A lagoa F_8 foi o estágio que apresentou menores rendimentos seguida das lagoas M_5 , M_6 e M_4 . À luz dos resultados observados, não foi possível, no entanto, conhecer as razões desse comportamento.

Estabelecida a comparação entre o sistema de lagoas profundas em série e os experimentos com o sistema de lagoas rasas foi verificado que o primeiro, como um todo, apresentou eficiências de remoção de DBO_5 , sólidos e parasitos intestinais comparáveis às do sistema raso (experimentos I e III). No que se refere à remoção de Coliformes fecais o sistema profundo apresentou um efluente com qualidade bacteriológica inferior aos experimentos com o sistema raso; o que à primeira vista sugere a possibilidade de ter a profundidade exercido algum efeito - sobre o florescimento de algas por exemplo - que resultou na redução da taxa de mortalidade dos Coliformes fecais. Na realidade quando se comparam os sistemas

profundo e raso (experimentos I e III) foi verificado que o florescimento de algas no sistema profundo foi em média de apenas 6% daquele observado no experimento I e 12% do obtido no experimento III.

Apesar de no exame do comportamento dos elementos da série, principalmente de F_8 , M_4 , M_5 e M_6 , ter se verificado a existência de significativas diferenças entre o funcionamento de um e outro estágio, mas levando em conta que os reatores M_4 e M_6 se comportaram efetivamente como lagoas de maturação pode-se concluir que há uma indicação da praticabilidade do uso de sistemas de lagoas profundas no tratamento de esgotos domésticos. Naturalmente sendo esta uma primeira abordagem da matéria não é possível determinar a extensão da influência da profundidade sobre o funcionamento do sistema, mas se acredita que com este primeiro passo dado e com a implementação de mais investigações muito poderá ser esclarecido a respeito.

6. SUGESTÕES

Para investigações futuras:

- obter perfis de temperatura em diferentes profundidades para efeito de análise da estratificação térmica em sistemas profundos;

- obter perfis de fitoplanton, oxigênio dissolvido e pH em diferentes profundidades para caracterizar sistemas profundos, e

- estudar detalhadamente os fatores que afetam a sobrevivência de Coliformes fecais em sistemas profundos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- 1.ACHER, A.J. & JUVEN B.J. Destruction of Coliformes in Water and Sewage Water by Dye-Sensitized Photooxidation. Applied and Environmental Microbiology, Vol.33, Nº 5 , 1977 - 1019-1022 p.
- 2.AZEVEDO NETTO, José M.; HESS, Max Lothar; PERA, Armando F.; VICTORETTI, Benoit A., ORTEGA, Carlos H.B.; RODRIGUES, José M.Costa, BRANCO, Samuel Murgel. Lagoas de Estabilização. São Paulo, BNH/ABES/CETESB - 2ª edição , 1975. 241 p.
- 3.BRAILLE, Pedro Marcio & CAVALCANTI, José Eduardo W. A. Manual de Tratamento de Águas Residuárias Industriais. São Paulo, CETESB, 1979. 764 p.
- 4.BRANCO, Samuel Murgel. Hidrobiologia Aplicada à Engenharia Sanitária. São Paulo, CETESB, 1978. 620 p.
- 5.CLARK, John W., VIESSMAN Jr., Warrem; HAMMER, M.J. Water Supply and Pollution Control. Toronto, International Textbook Company, 1971. 661 p.
- 6.COMPANHIA DE ÁGUAS E ESGOTO DO RIO GRANDE DO NORTE (CAERN). Pesquisa de Soluções de Esgotamento Sanitário para Comunidades Urbanas do Interior do Estado. Natal, 1984, 38 p.
- 7.DAVIS, Ernst M. & GLOYNA, Earnest F. Bacterial Dieoff in Ponds. Journal of the Sanitary Engineering Division, 1972. 59-68 p.

8. FUJIOKA, Roger S., HASHIMOTO, Harlan H., SIWAK, Edward B.; YOUNG, Reginald H.F. Effect on Sunlight on Survival of Indicator Bacteria in Seawater. Applied and Environmental Microbiology. Vol. 41, Nº 3. 1981, 690-696 p.
9. GLOYNA, Earnest F. Basis for Waste Stabilization Pond Designs. In: Advances in Water Quality Improvement, Vol. I, edited by GLOYNA, Earnest F.; ECKENFELDER Jr., W. Wesley. Austin, University of Texas Press, 1971. 397-408 p.
10. GLOYNA, Earnest F. & ECKENFELDER Jr., W. Wesley. Water Quality Improvement by Physical and Chemical Process, Vol. III. Austin, University of Texas Press, 1970.
11. GRAY, E.A. Survival of Escherichia coli in Stream Water in Relation to Carbon Dioxide and Plant Photosynthesis. Journal of Applied Bacteriology. Vol. 39, 1975. 47-54 p.
12. HAMMER, Mark J. Sistemas de Abastecimento de Água e Esgotos. Tradução de Sérgio A.S. Almeida. Rio de Janeiro, Livros Técnicos e Científicos, 1979. 564 p.
13. HESS, Max Sothar. Tanques Sêpticos e Lagoas de Estabilização. In: 9º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária. Belo Horizonte, ABES, 1977. 104-149 p.
14. ISAAC, Peter C. G. Waste Treatment. New York, Pergamon Press, 1960. 477 p.
15. KING, Darrell L. Changes in Water Chemistry Induced by Algae. In: Ponds as a Wastewater Treatment Alternative, Vol. IX, edited by GLOYNA, Earnest F., MALINA Jr. Joseph F., DAVIS, Ernest M. Austin, University of Texas, 1976. 73-85 p.

16. KLEIN, L. River Pollution - Causes and Effects, Vol. II. London, Butterworth & CO Ltd, 1972. 443 p.
17. KONIG, A. Ecophysiological Studies on Some Algae and Bacteria of Waste Stabilization Ponds. Tese de Douto ramento. Universidade de Liverpool, Inglaterra, 1984. 175 p.
18. LUMBERS, J.P. Waste Stabilization Ponds: Design Considerations and Methods. The Public Health Engineer, Vol. 7, Nº 2, 1979. 70-78 p.
19. MARA, David Duncan. Sewage Treatment in Hot Climates. England, John Wiley & Sons Ltd. 1976. 168 p.
20. MARAIS, G.v.R. & SHAW, V.A. A Dynamic Theory for the Design of Oxidation Ponds. South Africa, Trans. S. Afr. Instn. Civ. Engrs, 1964. 80 p.
21. MARAIS, G.v.R. Faecal Bacterial Kinetics in Stabilization Ponds. Journal of the Environmental Engineering Division, 1974. 119-139 p.
22. McCARTY, Perry L. Anaerobic Treatment of Soluble Wastes. In: Advances in Water Quality Improvement, Vol. I, edited by GLOYNA, Earnest F. & ECKENFELDER Jr., W. Wesley. Austin, University of Texas Press, 1971. 317-325 p.
23. McGARRY, M.G. & PESCOD, M.B. Stabilization Pond Design Criteria for Tropical Asia. In: 2nd International Symposium for Waste Treatment Lagoons. Kansas City, 1970. 114-131 p.
24. McKINNEY, Ross E. Functional Characteristics Unique to Ponds. In: Ponds as a Wastewater Treatment Alternative, Vol. IX, edited by GLOYNA, Earnest F.; MALINA Jr. Joseph F.; DAVIS, Ernst M. Austin, University of

- Texas, 1976. 317-325 p.
25. METCALF & EDDY. Wastewater Engineering: Collection, Treatment, Disposal. New York, Mc Graw-Hill Book Company, 1972. 837 p.
 26. Methods for Chemical Analysis of Fresh Waters-IBP Book Nº 8, edited by GOLTERMAN, H.L. & CLYMO, R.S. Oxford, Blackweel Scientific Publications, 1971. 166 p.
 27. MIDDLETON, F.M. & BUNCH, R.L. Challenge for Wastewater Lagoons. In: 2 nd International Symposium for Waste Treatment Lagoons. Kansas City, 1970. 364-366 p.
 28. MOELLER, John R. & CALKINS, John. Bactericidal Agents in Wastewater Lagoons and Lagoon Design. Journal WPCF, Vol. 52, Nº 10, 1980. 2442-2451 p.
 29. OLIVEIRA, Rui de. Contribuição ao Estudo de Tanques Sêpticos. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal da Paraíba. Campina Grande, 1983. 237 p.
 30. OSWALD, W.J. Advances in Anaerobic Pond System Design. In: Advances in Water Quality Improvement, edited by GLOYNA, Earnest F. ECKENFELDER Jr. W. Wesley. Austin, University of Texas Press, 1971. 409-426 p.
 31. PARHAD, N.M. & RAO, N.V. The Effect of Algal Growth on the Survival of E. coli in Sewage. Indian J. Environ. Heth, Vol. 14, Nº 2, 1972. 131-139 p.
 32. PARHAD, N.M. & RAO, N.V. Effect of pH on Survival of Escherichia coli. Journal Water Pollution Control Federation, Vol. 46, 1974. 980-986 p.
 33. PESSÔA, Constantino Arruda & JORDÃO, Eduardo Pacheco. Tratamento de Esgotos Domésticos, Vol. I, 2ª edição.

Rio de Janeiro, ABES, 1982. 536 p.

34. PFEFFER, John T. Anaerobic Lagoons - Theoretical Considerations. In: 2nd International Symposium for Waste Treatment Lagoons. Kansas City, 1970. 310-320 p.
35. POLPRASERT, C. DISSANAYAKE, M.G.; THANH, N.C. Bacterial Die-Off Kinetics in Waste Stabilization Ponds. Journal Water Pollution Control Federation, 1983. 285-296 p.
36. PRATT, Robertson; DANIELS, T.C.; EILER, John J., GUNNISON, J.B., KUMLER, W.D.; ONETO, John F.; STRAIT, Louis A.; SPOEHR, H.A., HARDIN, G.F., MILNER, H.W., SMITH, J. H.C., STRAIN, H.H. Cheorellin, an Antibacterial Substance from Chlorella. Science, Vol. 99, N^o 2574. 1944. 351-352 p.
37. RAMANI, R. Design Criteria for Polishing Ponds. In: Ponds as a Wastewater Treatment Alternative, Vol. IX, edited by GLOYNA, Earnest F. MALINA Jr. Joseph F., DAVIS, Ernst M. Austin, University of Texas, 1976. 159-170 p.
38. RICH, Linvil G. Unit. Process of Sanitary Engineering. New York, John Wiley & Sons, 1963. 190 p.
39. RIOS, Rafael A. & MALINA Jr. Joseph F. Anaerobic Ponds. In: Ponds as a Wastewater Treatment Alternative, Vol. IX, edited by GLOYNA, Earnest F., MALINA Jr. Joseph F., DAVIS, Ernst M. Austin, University of Texas, 1976. 131-141 p.
40. SASTRY, C.A. & MOHANRAO, G.J. Waste Stabilization Pond Design and Experiences in India. In: Ponds as a Wastewater Treatment Alternative, Vol. IX, edited by GLOYNA, Earnest F., MALINA, Jr. Joseph F., DAVIS, Ernst, M. Austin, University of Texas, 1976. 299-313 p.

41. SAWYER, Clair N. & Mc CARTY, Perry L. Chemistry for Sa
nitary Engineers. New York, Mc Graw-Hill Book Compa
ny, 1967. 518 p.
42. SILVA, Salomão Anselmo & MARA, David Duncan. Tratamen
tos Biológicos de Águas Residuárias - Lagoas de Esta
bilização. Rio de Janeiro, ABES, 1979. 140 p.
43. SILVA, Salomão Anselmo. On the Treatment of Domestic
Sewage in Waste Stabilization Ponds in Northeast Bra
zil. Tese de Doutorado. Universidade de Dundee.
Escócia, 1982. 236 p.
44. SOUZA, Marcos Eduardo de. Fatores que Influenciam a Di
gestão Anaeróbia. Revista DAE, Vol. 44, Nº 137. 1984.
88-94 p.
45. Wachs, Alberto M. & BEREND, Andre. Extra-Deep Ponds. In:
Advances in Water Quality Improvement, Vol. I, edited
by GLOYNA, Earnest F., & ECKENFELDER Jr. W. Wesley.
Austin, University of Texas Press, 1971. 450-456 p.
46. WARD, C.H. & KING, J.M. Fate of Algae in Laboratory
Culture. In: Ponds as a Wastewater Treatment Alterna
tive, Vol. IX, edited by GLOYNA, Earnest F., MALINA
Jr. Joseph, F., DAVIS, Ernst M. Austin, University of
Texas, 1976. 87-103 p.
47. WHITE, J.E. Current Design Criteria for Anaerobic Lagoons.
In: 2 nd International Symposium for Waste Treatment
Lagoons. Kansas City, 1970. 1970. 360-363 p.
48. WPCF, AWWA, APHA. Standard Methods for the Examination
of Water and Wastewater, 15 th edition. Washington,
1980. 1134 p.