

JOSÉ AMAURI ALMEIDA SANTOS

**AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DE FILTROS ANAERÓBIOS;
COM LEITOS DE PEDRAS,
TRATANDO EFLUENTES DE LAGOAS DE MATURAÇÃO PRIMÁRIA.**

Dissertação apresentada ao curso de Mestrado
em Engenharia Civil da Universidade Federal
da Paraíba - UFPB., em cumprimento às
exigências para obtenção do grau de Mestre.
(M.Eng.).

Área de Concentração: Recursos Hídricos.

Sub-área: Engenharia Sanitária.

Orientadores: Prof^o Salomão Anselmo Silva.
Prof^o Rui de Oliveira.

CAMPINA GRANDE - PARAÍBA.
- DEZEMBRO DE 1995 -



S237a Santos, Jose Amauri Almeida
Avaliacao do desempenho de filtros anaerobios, com leitos de pedras, tratando efluentes de lagoas de maturacao primaria / Jose Amauri Almeida Santos. - Campina Grande, 1995.
66 f. : il.

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

1. lagoas de Estabilizacao 2. Tratamento de Esgotos 3. Filtros Anaerobicos 4. Dissertacao I. Silva, Salomao Anselmo, Dr. II. Oliveira, Rui de Oliveira, Dr. III. Universidade Federal da Paraiba - Campina Grande (PB)

CDU 628.357(043)

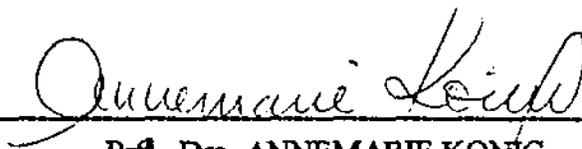
AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DE FILTROS ANAERÓBIOS,
COM LEITOS DE PEDRAS,
TRATANDO EFLUENTES DE LAGOAS DE MATURAÇÃO PRIMÁRIA

JOSÉ AMAURI ALMEIDA SANTOS

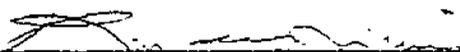
Dissertação, aprovada em 01 dezembro de 1995.



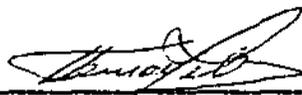
Prof^º Dr. SALOMÃO ANSELMO SILVA
- Orientador -



Prof^ª Dra. ANNEMARIE KONIG



Prof^º Dr. RUI DE OLIVEIRA



Prof^º Dr. HENIO NORMANDO S. MELO

CAMPINA GRANDE - PARAÍBA
- DEZEMBRO DE 1996 -

Dedico ao meu SENHOR,
Aquele que gerou o princípio de
sabedoria e revelação ao
homem, o Alfa e o Omega, o
início e o fim de todas as coisas,
Senhor da paz, alegria e justiça.

JESUS CRISTO.

Agradecimentos;

A minha esposa, MARIZETE, e filhos, THIAGO, RAFAELA, DIOGO, fonte de toda a minha estrutura familiar, em quem, após DEUS, fundamento o meu trabalho e a minha vida;

Aos professores, SALOMÃO ANSELMO E RUI DE OLIVEIRA, pela orientação durante todas as etapas deste trabalho;

A todos os amigos que fazem o corpo de funcionários da EXTRABES, pelo incentivo, respeito mútuo e companheirismo durante todo o trabalho;

Aos seguintes órgãos convenientes da EXTRABES.

- Universidade Federal da Paraíba - UFPB.
- Companhia de Águas e Esgotos da Paraíba - CAGEPA.
- Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste - SUDENE.
- Financiadora e Estudos e Projetos - FINEP.
- Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq.
- Fundo de Incentivo a Pesquisa Técnico-Científica - FIPEC.
- Overseas Development Administration - ODA/UK.

I N D I C E

CAPÍTULO I - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.

1.1 - Lagoas de estabilização	01
1.1.1 - Considerações acerca do uso de lagoas de estabilização	01
1.1.2 - Lagoas anaeróbias	02
1.1.3 - Lagoas facultativas	04
1.1.4 - Lagoas de maturação	05
1.1.5 - Reuso de efluentes de lagoas de estabilização para fins não potáveis	07
1.1.6 - Alternativas para a melhoria da qualidade de efluentes de lagoas de estabilização	09
1.2 - Filtros biológicos anaeróbios	10
1.2.1 - Configuração e funcionamento de filtros anaeróbios	12
1.2.2 - Cinética do processo anaeróbio	15
1.2.3 - Comportamento hidráulico em filtro anaeróbio	17
1.2.4 - Influência do meio filtrante e disposição dos	

CAPÍTULO II - MATERIAIS E MÉTODOS.

2.1 - Complexo experimental	28
2.2 - Sistema de alimentação	30
2.3 - Sistema de distribuição e amostragem	30
2.4 - Monitoração do sistema experimental	31
2.5 - Coleta de amostras da lagoa e dos filtros	32
2.6 - Parâmetros analisados	32
2.6.1 - Procedimentos analíticos	32

CAPÍTULO III - APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS.

3.1 - Apresentação e análise dos resultados	37
3.2 - Caracterização do efluente da lagoa de maturação (M ₁₅)	38
3.3 - Sistema de filtros anaeróbios (amostras de efluente)	40
3.4 - Sistema de filtros anaeróbios (amostras pontuais coletados em diferentes profundidades)	43

CAPÍTULO IV - DISCUSSÃO.

4.1 - Discussão	54
-----------------	----

CAPÍTULO V - CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.

5.1 - Conclusões e recomendações	57
----------------------------------	----

CAPÍTULO VI - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.

6.1 - Referências bibliográficas	59
----------------------------------	----

FIGURAS.

CAPÍTULO I - REVISÃO DE LITERATURA.

Figura 1.1	25
Figura 1.2	25
Figura 1.3	26
Figura 1.4	27

CAPÍTULO II - MATERIAIS E MÉTODOS.

Figura 2.1	34
Figura 2.2 ("a", "b" e "c")	35
Figura 2.3	36

CAPÍTULO III - APRESENTAÇÃO DOS RESULTADOS.

Figura 3.1	50
Figura 3.2	50
Figura 3.3	51
Figura 3.4	51
Figura 3.5	52
Figura 3.6	52
Figura 3.7	53
Figura 3.8	53

TABELAS.

CAPÍTULO II - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.

Tabela 1.1	10
Tabela 1.2	24

CAPÍTULO II - MATERIAIS E MÉTODOS.

Tabela 2.1	29
------------	----

CAPÍTULO III - APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS.

Tabela 3.1	46
Tabela 3.2	47
Tabela 3.3	47
Tabela 3.4	48
Tabela 3.5	48
Tabela 3.6	49

RESUMO.

O presente trabalho versa sobre o desempenho de filtros anaeróbios, com leitos de pedra, em escala-piloto, no clareamento e remoção de matéria orgânica em suspensão no efluente de lagoas de maturação primária. Os filtros analisados estavam localizados na Estação de Tratamento de Esgotos (ETE), bairro da Catingueira - Campina Grande - PB ($7^{\circ} 13' 11''$ S, $35^{\circ} 52' 31''$ O, 550 m acima do nível do mar), estado da Paraíba, nordeste do Brasil.

O sistema experimental era constituído por três filtros paralelos de geometria idêntica (retangular), denominados FB₂, FB₃ e FB₄. No interior dos reatores foi disposta uma camada de pedra (leito filtrante), com diferentes granulometrias (diâmetro de 38, 25, e 19 mm respectivamente).

A monitoração de rotina foi no período de outubro de 1992 a setembro de 1993, tendo sido empregada a amostragem de efluente para a lagoa de maturação (M₁₅) e para os filtros (FB₂, FB₃, e FB₄). Também foram coletadas amostras pontuais em diferentes níveis do leito de pedra, um experimento no ciclo diário. Ao longo do período experimental foram investigados os parâmetros, DBO₅ (Demanda Bioquímica de Oxigênio), DQO (Demanda Química de Oxigênio), N-NH₄⁺ (Nitrogênio amoniacal), pH, Alcalinidade total (alca-total), Enxofre (SO₄⁻ e S⁻), Fósforo (P-total e P-solúvel), SS (Sólidos totais suspensos), Cl"a" (Clorofila "a"), CF (Coliformes fecais) e Temperatura.

Foi verificada uma remoção considerável de DBO₅, DQO, SS, Cl"a" , e CF, atribuída à atuação dos mecanismos de retenção física e assimilação biológica. O efluente do sistema de filtros apresentou concentrações de DBO₅ e SS (16 e 24 mg/l), menores que as recomendadas pelos órgãos de controle ambiental dos EUA e Reino Unido para lançamento em rios. A qualidade bacteriológica do efluente está próximo ao valor padrão requerido por WHO (1989) , menos que 1000 CF/ 100 ml de efluente. Nesse parâmetro a remoção porcentual foi na faixa de 71 - 77% nos filtros de pedra.

As maiores eficiências, quanto à remoção, foram observadas nas profundidades mais baixas do leito percolador (aprox. 20 cm), fato concordante e unânime ao relatado pela literatura pesquisada. Os filtros, por apresentarem condições predominantemente anaeróbias, proporcionaram uma elevação nas concentrações de sulfeto e nitrogênio amoniacal, fatores que podem limitar o uso de filtros de pedra, devido principalmente a problemas de maus odores e toxicidade, além de promover aumento da produtividade primária nos corpos aquáticos, como consequência da elevação dos níveis de nutrientes) nos mesmos.

ABSTRACT

This work describes the performance of three (FB₂, FB₃ and FB₄) pilot - scale parallel rock filters bed with the effluent from a primary maturation pond belonging to an experimental pond complex, treating sewage, set at the Municipal Wastewater Treatment Plant located in Catingueira Place, about 10 km far from the town of Campina Grande (7^o 13' 11" S, 35^o 52' 31" W, 550 m above mean sea level), Paraíba State, Northeast Brazil. Rock layers were 1 m thick and made up with stones of 38, 25 and 19 mm diameter in FB₂, FB₃ and FB₄, respectively.

Routine monitoring between October 1992 and September 1993 was based on the analyses of grab samples of the effluents from rock filters and maturation pond collated at 8 a.m. Near the end of the experimental period a 24h - experiment was carried out in each rock filter based on the analyses of grab samples collated each 4 hour form 4 different levels throughout the depth of rock layer. Analytical were BOD, COD, suspended solids, total alkalinity, ammonia, pH, sulphate, sulphide, total phosphors, soluble orthophosphate, chlorophyll *a*, faecal coliform and temperature.

Routine monitoring results demonstrated considerable removals of BOD, COD, suspended solids, chlorophyll *a* and faecal coliform attributed to both mechanical retention and biological assimilation mechanisms. BOD and suspended solids effluent concentration (around 16 and 24 mg/L, respectively) were less than those recommended by environmental control agencies throughout the world (i.e., USA and UK) for stream disposal. Faecal coliform bacteria were removed within the percent range 71-77 and their numbers en the effluents were not too higher than 1000 FC/100 mL recommended by WHO (1989) for unrestricted irrigation.

Profiles showed that in lowers levels of rock layers removals tended to be better agreeing with reviewed literature.

Because of the predominance of anaerobic conditions sulphide and ammonia concentrations tended to increase which can cause a certain limitation in the use of rock filters due to odour nuisance and toxicity problems. Also, an increasing of primary productivity in streams can be expected as a consequence of higher of nutrients.

CAPÍTULO I

1.0 - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

1.1- Lagoas de estabilização

1.1.1- Considerações acerca do uso de lagoas de estabilização

Lagoas de estabilização são sistemas biológicos de tratamento de águas residuárias domésticas e/ou industriais, nos quais a estabilização da matéria orgânica presente é levada a efeito por meio da ação de uma população bastante diversificada de organismos vivos, principalmente bactérias e algas. Esses sistemas são reservatórios com capacidade de receber águas servidas brutas ou os efluentes de águas previamente tratadas por algum outro sistema de tratamento. São geralmente projetados com pequena profundidade e delimitados por diques de terra e pedras. Os sistemas de lagoas são muito eficientes na remoção de material orgânico e organismos patogênicos, sendo considerados um dos principais métodos utilizados pelo homem para acelerar os processos de degradação e purificação de águas residuárias (Ellis, 1983). Lagoas têm-se constituído numa excelente alternativa de projeto para tratar uma grande variedade de águas servidas de pequenas e grandes comunidades, devido não somente ao seu bom rendimento na remoção de material orgânico, mas também ao seu baixo custo de projeto, manutenção e operação.

A literatura (Mara, 1976; Silva, 1982; Arthur, 1983; de Oliveira, 1990) é unânime em afirmar que as vantagens obtidas pelo uso de lagoas de estabilização são superiores às

desvantagens, principalmente quando sua utilização se der em países em desenvolvimento de clima tropical. As principais vantagens, entre outras, são:

- (a) alta eficiência na remoção de matéria orgânica e patógenos;
- (b) grande capacidade de suportar variações de cargas orgânicas e hidráulicas;
- (c) facilidades na operação e manutenção além de baixo custo e simplicidade de projeto.

Têm sido citadas como desvantagens deste tipo de sistema, as seguintes:

(a) necessidade de longos tempos de detenção hidráulica, acarretando a utilização de grandes áreas de terreno para sua implantação;

(b) produzem efluentes com elevada concentração de sólidos em suspensão, comparável àquela de um tratamento secundário, devido à grande massa e variedade de algas que se formam em lagoas (principalmente lagoas facultativas e de maturação). Porém, deve ser observado que, devido às suas características distintas, por se tratarem de algas vivas, esses sólidos terão papel bastante diferente daqueles sólidos de esgotos ou de outros métodos de tratamento (Gloyne e Tischler, 1981).

As lagoas de estabilização são comumente classificadas em lagoas anaeróbias, lagoas facultativas e de maturação, podendo ser arranjadas em diferentes combinações, formando sistemas de lagoas em série.

1.1.2- Lagoas anaeróbias.

As lagoas anaeróbias são usadas no tratamento primário de águas residuárias com altas concentrações de matéria orgânica e/ou sólidos em suspensão (DBO_5 e $SS > 300$ mg/l) (Mara e Pearson, 1986), sendo as cargas orgânicas aplicadas de modo a garantir a condição anaeróbia necessária a uma boa eficiência de remoção, que é da ordem de 60 - 70% em termos de DBO_5 (Metcalf & Eddy, 1979). Os passos do processo de digestão anaeróbia na degradação de compostos orgânicos biodegradáveis, envolvem uma interação microbiana mista interdependente,

complexa. De uma maneira geral o processo anaeróbio pode ser entendido como ocorrendo através de dois principais estágios metabólicos (McInerney e Bryant, 1981), conforme Figura 1.1.

Na primeira etapa atuam as bactérias hidrolíticas fermentativas que, após hidrólise do material orgânico, produzem ácidos, principalmente o ácido acético e ácido propiônico, como resultado de seu metabolismo anaeróbio-facultativo representado na Equação 1.1 (Oswald, 1968).

(*)



(Carboidratos) (Novas Células) (Ácidos orgânicos)

(*) - Bactérias anaeróbio-facultativas.

Na segunda, os ácidos orgânicos, principalmente o ácido acético, constituem o substrato necessário ao metabolismo das bactérias metanogênicas, estritamente anaeróbias e formadoras de gás metano e gás carbônico, conforme a Equação 1.2.

(*)



(Ácido orgânico) (Novas células) (Metano) (Dióxido de carbono)

(*) - Bactérias metanogênicas.

As Equações 1.1 e 1.2, demonstram que durante a síntese celular, os grupos de bactérias que participam do processo anaeróbio, degradam o material orgânico (carboidratos) com produção de ácido acético e, posteriormente, a formação do gás combustível (CH_4).

Entre as muitas vantagens deste tipo de lagoa está a economia de terreno, quando projetada numa série de lagoas de estabilização, e a grande remoção de matéria orgânica biodegradável, por sedimentação e digestão anaeróbia. Para que o funcionamento dessas lagoas apresente bom rendimento, em vista da grande sensibilidade das bactérias metanogênicas a condições ácidas, oxigênio dissolvido, toxicidade (metais pesados), detergentes, sulfetos, variações de pH,

alcalinidade e temperatura, há a necessidade de existir um equilíbrio dinâmico entre as fases que compõem o processo anaeróbio (Metcalf & Eddy, 1985). Mara (1976) destaca que as lagoas anaeróbias devem operar com temperatura superior a 15°C e faixa de pH 6,8-7,2 e observa que, em regiões de clima quente, esta temperatura mínima é facilmente superada. Trabalhos realizados por Silva (1982), Soares (1985), de Oliveira (1990), da Silva (1992), Araújo (1993), e da Silva (1994), comprovaram que a alcalinidade presente no esgoto doméstico é suficiente para exercer a ação tamponante da massa líquida e manter o valor do pH dentro dos limites desejados.

O efluente final destas lagoas ainda apresenta condições inadequadas para lançamento em corpos aquáticos, por ainda possuir elevados níveis de matéria orgânica, sólidos e organismos patogênicos, sendo necessários tratamentos adicionais para compatibilizar sua qualidade com as especificações exigidas para lançamento.

1.1.3- Lagoas facultativas

As lagoas facultativas são bastante usadas no tratamento de águas residuárias domésticas, devido, principalmente ao seu bom desempenho na eliminação de patógenos e remoção de matéria orgânica. São denominadas primárias quando recebem águas servidas brutas, diretamente do sistema de drenagem, submetida somente ao tratamento mecânico preliminar, e, secundárias quando recebem efluentes provenientes de um tratamento primário qualquer, particularmente de lagoas anaeróbias. A principal característica deste tipo de lagoa, como o próprio nome indica é a coexistência de condições aeróbias e anaeróbias ao longo da coluna líquida. A camada superficial, em níveis de 30 a 50cm de profundidade, apresenta condições propícias ao desenvolvimento do processo aeróbio, sendo esta camada rica em oxigênio dissolvido (Pearson, 1987). Parte deste oxigênio é fornecido pela reaeração atmosférica superficial, mas a maior parcela provém da atividade fotossintética das algas, principalmente nas camadas próximas à superfície da lagoa onde a atividade biológica é caracterizada pelo mútuo benefício entre bactérias e algas durante sua síntese celular e geração de novas células, conforme ilustrado na Figura 1.2. Nas camadas próximas ao fundo da lagoa predominam as condições anaeróbias, o que permite que a decomposição do material orgânico ocorra via digestão anaeróbia. Durante o mecanismo de assimilação e mineralização do substrato por parte das bactérias, ocorre a liberação de gás

carbônico e sais nutrientes sendo estes assimilados pelas algas durante o metabolismo fotossintético com liberação de oxigênio molecular para o sistema.

O oxigênio presente na massa líquida é assimilado pela biota que, por aerobiose degrada mais matéria orgânica. No fundo da lagoa, ocorre degradação anaeróbia de matéria orgânica sedimentada.

Lagoas facultativas são propícias ao aumento da biomassa de algas, sendo que o número de gêneros tende a aumentar com a diminuição da carga orgânica (Konig, 1984; de Oliveira, 1990). O efluente final destas lagoas apresenta qualidade satisfatória, tanto do ponto de vista da concentração de matéria orgânica como do número de organismos patogênicos. No interior desses reatores ocorre degradação de matéria orgânica através de mecanismos químicos, físicos e bioquímicos. Deve ser destacada, no entanto, a ação biológica baseada na relação mutualística entre bactérias e algas.

Lagoas facultativas são bastante usadas em sistemas de tratamento de esgoto devido, principalmente, à sua versatilidade e desempenho como parte de um conjunto de lagoas de estabilização em série.

1.1.4- Lagoas de maturação

As lagoas de maturação apresentam características eminentemente aeróbias, sendo que o seu volume, profundidade e quantidade, numa série, governam a qualidade do efluente final, quanto à presença de agentes patogênicos, particularmente bactérias e vírus (Mara e Pearson, 1986). O uso de lagoas de maturação no tratamento de efluentes provenientes de lagoas facultativas, lodos ativados e filtros biológicos (Parker, 1979), é bastante vantajoso, porém têm sido observadas algumas deficiências quanto ao seu emprego destacando-se as seguintes:

(a) baixa eficiência na remoção de matéria orgânica devido às pequenas cargas a que estão submetidas, portanto baixa atividade biológica. Pessoa e Jordão (1982), relatam que dificilmente estes reatores removem mais que 50% de DBO;

(b)são propícias ao crescimento de uma grande biomassa de algas em toda coluna líquida, com a predominância de uma variedade de gêneros maior que em lagoas facultativas (Konig, 1984).

O aumento da temperatura nestas lagoas estimula a atividade fotossintética das algas que supera, em muito a ação degradadora das bactérias, conseqüentemente elevando o pH e oxigênio dissolvido na massa líquida (Pearson, 1987). Estas características, assim como os TDH longos, são os principais fatores que atuam na eliminação de patógenos (Mara, 1976).

Os efluentes de lagoas de maturação são de boa qualidade, física, química e biológica, devendo ser destacada a qualidade bacteriológica. Soares (1985) demonstrou que, com adequado projeto e dimensionamento criterioso, a destruição de organismos patogênicos poderá atingir valores da ordem de 99,999%. A OMS, cita que os efluentes de lagoas de maturação com menos de 1000 CF/100 ml podem ser usados em dessedentação de animais (bovinos, ovinos, caprinos, etc), como também para o reuso em irrigação irrestrita (WHO, 1989).

Outro aspecto bastante importante em lagoas de maturação diz respeito às modificações a que está sujeita a massa líquida durante o ciclo diário, quanto à presença de oxigênio, estratificação térmica e mistura da coluna líquida de modo similar ao que ocorre em lagoas facultativas. Neste tipo de reator, às vezes, podem ocorrer algumas dificuldades de ordem técnica e/ou operacional, tais como:

(a)presença de elevada concentração de OD durante os períodos de grande incidência de luz e, durante a noite, condições de anaerobiose, quando apenas a parte superficial da lagoa pode manter-se aeróbia (Ellis, 1983; Pearson, 1987);

(b)devido à radiação solar intensa (regiões de clima quente), a camada superficial da lagoa, por aquecimento, torna-se menos densa que a camada imediatamente inferior, dificultando o efeito de mistura da massa líquida e impedindo que as algas não móveis retornem da camada do fundo para a camada superior onde encontrem luminosidade ideal ao trabalho fotossintético. Aí, as algas, em vez de produzir oxigênio, exercem um consumo devido à sua respiração. Isto leva as camadas mais profundas da lagoa a tornar-se anaeróbias.

(c) grande atividade fotossintética é exercida em horas de grande insolação, provocando a remoção de CO_2 da massa líquida por parte das algas, acarretando o aumento da concentração de íons hidroxila liberados pela dissociação dos íons bicarbonato (ver Equação 1.3), com conseqüente elevação no valor do pH do sistema;



(d) ocorrência de curto circuito hidráulico, pela falta de mistura do sistema, causando homogeneização deficiente na massa líquida e diminuindo o tempo de detenção hidráulica efetivo;

(e) as algas móveis (flageladas) concentram-se na zona mais propícia à atividade fotossintética, dificultando a passagem da luz às camadas mais profundas da lagoa provocando um sombreamento, acentuando o efeito de estratificação térmica com danos à mistura da coluna líquida. (Ellis, 1983; Pearson, 1987).

1.1.5- Reuso de efluentes de lagoas de estabilização para fins não potáveis.

Os efluentes de lagoas de estabilização em série são de boa qualidade quanto ao aspecto bacteriológico e níveis de matéria orgânica e nutrientes, podendo ser utilizados para os mais diversos fins. Mara e Pearson (1986), citam como exemplos característicos de uso benefício desses efluentes, a criação de peixe, produção de biomassa de algas (concentrado protéico) e irrigação. Estudos realizados (Arthur, 1983; Bouwer, 1988; WHO, 1989) têm destacado a irrigação e a aquicultura como formas mais aconselháveis, não só pelas vantagens econômicas, mas, particularmente, pela qualidade do efluente a ser reusado que é rico em nutrientes (fósforo e nitrogênio) que, no caso, deixam de ser um problema e passam a ser um benefício na correção de solos improdutivos e no crescimento de massa protéica para a alimentação de peixes e crustáceos, no interior de reservatórios de água.

Um outro exemplo de como se tornou atraente a reciclagem de efluentes de ETÉs, foi o que ocorreu durante a seca de 1976-1977, na Califórnia (TPCWQCA, 1985) quando a escassez de água pressionou os consumidores ao ponto de formalizarem propostas para consumo de água reciclada. As muitas propostas incluíram reuso em lavanderias, lavadoras de automóveis e aviões,

combate a incêndios, irrigação de gramados, cercas vivas, jardins, pomares e árvores. A Califórnia, nos EUA, tornou-se o estado responsável pelos estabelecimento dos primeiros critérios de encorajamento a engenheiros e comunidades a assumirem o reuso de água reciclada como tecnicamente viável (WRCCAC, 1978).

Hammer (1979) relata o uso do efluente da ETE de Windhoeck, Namíbia, para abastecimento d'água, o que representa o primeiro caso desse tipo de reuso em larga escala. Camp (1980), cita casos de reuso em comunidades como as de Grande Canyon Village, Arizona (irrigação urbana e descargas de vasos sanitários desde 1926), Irvine Ranch Water District, Califórnia (irrigação urbana desde 1975), Saint Petersburg, Florida (irrigação urbana, etc., desde 1977). Em todos estes casos são caracterizadas situações de sistemas de dupla distribuição nos quais a água reciclada é amplamente reusada para os mais diversos fins não potáveis.

Em Israel (Shuval *et al.*, 1985), tem-se difundido o uso de efluentes de lagoas de estabilização no cultivo de algodão, laranjas e forragens, chegando a reutilização a 24% do esgoto produzido em 1982, com perspectiva de, no ano 2000, atingir cerca de 80% do efluente gerado.

Pesquisas desenvolvidas na EXTRABES (Silva, 1982; de Oliveira, 1990) têm demonstrado que o uso de lagoas de estabilização em série produz efluentes de boa qualidade física, química e biológica, com concentrações de nutrientes (P e N) em níveis compatíveis para sua utilização em projetos de irrigação e de criação de peixes, com benefícios à correção de solos áridos, inférteis e à alimentação das comunidades próximas aos sistemas de tratamento.

O sistema de lagoas de estabilização de Al-Sumra (180 ha), na Jordânia, fornece seus efluentes para reuso em irrigação de culturas agrícolas (Al-Salem e Lumbers, 1987).

O sistema de lagoas de San Juan de Miraflores (20 ha), no Perú, recicla seus efluentes para utilizar principalmente, na agricultura e áreas verdes recreacionais (parques, jardins, etc) (Bartone, 1985).

Diante do exposto, fica caracterizado que a reutilização de efluentes de lagoas de estabilização é bastante difundida e aceitável, apresentando ainda as vantagens adicionais de remoção de nutrientes, eliminação de grande teor de sólidos suspensos, além de apresentar-se também como método alternativo para um tratamento terciário. Todavia faz-se necessário que as estações de tratamento de esgotos produzam efluentes de boa qualidade, com número reduzido de patógenos e que apresentem segurança de não transmissão de doenças por veiculação hídrica. Segundo a OMS o reuso de efluentes tratados deve atender aos padrões sanitários (WHO, 1989)

de menos que um ovo de nematóide por litro de efluente, menos de 1000 CF/100 ml, ausência de caramujos e presença de um número insignificante de vírus (ver Tabela 1.1). Esses padrões são facilmente atingidos com o uso adequado de sistemas de lagoas de estabilização em série.

1.1.6- Alternativas para melhoria da qualidade de efluentes de lagoas de estabilização.

As lagoas de estabilização em série são bastante eficientes na destruição de agentes patogênicos quando comparadas a outros métodos de tratamento (ver Tabela 1.1), sendo seu uso difundido em várias regiões do mundo, devido a seu baixo custo de construção, manutenção e excelente função de estabilização da matéria orgânica, pois não necessitam de equipamentos de aeração para a degradação do substrato orgânico, ocorrendo este processo de forma natural. Uma desvantagem deste método de tratamento, no entanto, é a presença de grande quantidade de algas no efluente final da última lagoa da série, provocando aumento nas concentrações de SS e DBO (Middlebrooks *et al.*, 1982; Stutz e Williamson, 1979). Tais características levam à restrição do lançamento de seus efluentes em corpos aquáticos receptores, pois os níveis de macro e micro nutrientes e principalmente sólidos suspensos têm apresentado valores acima dos padrões para lançamento.

Devido a isso, diversos pesquisadores, em várias partes do mundo, têm estudado alternativas para a melhoria da qualidade de efluentes de lagoas de estabilização, principalmente visando desenvolvimento de técnicas para a separação de algas (Golueke e Oswald, 1965; Middlebrooks *et al.*, 1974; Shindala *et al.*, 1978). Dentre estes, Middlebrooks *et al.* (*Ibid*) estudaram diversas possibilidades técnicas, as quais são listadas a seguir. Centrifugação, microfiltração (micropeneiramento), coagulação-floculação, remoção de material particulado na lagoa, discos biológicos, chicanas e canais biológicos, precipitação química do material em suspensão na lagoa, autofloculação, remoção biológica, valo de oxidação, disposição no solo, flotação por ar dissolvido, filtros de membranas, filtros de areia. Middlebrooks *et al.* (1974) concluíram que, dos processos citados, os de uso mais prático são micropeneiramento, filtração em meio granular e filtração intermitente com areia. Porém, muitos desses métodos não são compatíveis com os princípios de tratamento de despejos exigidos por pequenas comunidades, ou seja, facilidade e segurança de operação, baixo custo de construção, e simplicidade de manutenção.

Das muitas técnicas para a remoção de algas em sistemas de lagoas em série, existe uma de promissora utilidade não enfatizada por Middlebrooks *et al.* (1974), mas posteriormente recomendada por Stutz e Williamson (1979), como boa alternativa para polimento final (remoção de algas) de efluentes de lagoas de maturação, a saber: filtros de pedra, objeto de interesse do presente trabalho.

TABELA 1.1 - Remoção de microorganismos patogênicos através de sistemas de tratamento.

METODOS DE TRATAMENTO	REMOÇÃO (unidades logarítmicas)			
	Bactérias	Helminhos	Vírus	Cistos*
Sedimentação primária	0 - 1	0 - 2	0 - 1	0 - 1
Lodos ativados (1)	0 - 2	0 - 2	0 - 1	0 - 1
Filtros biológicos (1)	0 - 2	0 - 2	0 - 1	0 - 1
Valos de oxidação(1)	1 - 2	0 - 2	1 - 2	0 - 1
Desinfecção(2)	2 - 6	0 - 1	0 - 4	0 - 3
Lagoas de estabilização (3)	1 - 6	1 - 3	1 - 4	1 - 4

Fonte: Feachem *et alii* (1983)

(1) Incluindo sedimentação primária

(2) Cloração, ozonização

(3) A eficiência depende de número de lagoas em série

(*) Cistos de protozoários.

1.2 - Filtros biológicos anaeróbios.

Desde a última metade do século, foi verificada uma grande corrida ao esclarecimento e estudo dos conceitos concernentes ao tratamento de águas residuárias. Nesse período, além de ser

ampliada e valorizada a aplicabilidade do processo anaeróbio, também foi aumentado significativamente o número de alternativas para a concepção física dessas unidades.

Até a década de sessenta o processo anaeróbio era aplicado basicamente ao tratamento de despejos com elevada concentração de matéria orgânica (alta carga orgânica), porém, a utilização de reatores anaeróbios não convencionais (sistema com biomassa aderida) para tratar despejos líquidos de baixa carga orgânica, ganhou grande impulso após os trabalhos desenvolvidos por McCarty (1966), Young e McCarty (1968, 1969), Young (1971, 1990), que descreveram resultados obtidos na operação de filtros biológicos anaeróbios em escala-piloto. Foi verificada remoção de material orgânico superior a 80% (DBO), para tempos de detenção hidráulica inferiores a 24 horas.

Essas mudanças foram devidas, em grande parte, às pesquisas que têm sido realizadas para elucidar o papel dos microorganismos e a bioquímica do processo anaeróbio, o que em muito facilitou a compreensão da ecologia dos biodigestores, bem como o conhecimento e metabolismo dos principais grupos de bactérias envolvidas.

A utilização de reatores anaeróbios não convencionais para o tratamento de despejos solúveis de baixa concentração foi oriundo do trabalho de pioneiros como McCarty (1966), Young e McCarty (1968, 1969) e Young (1971, 1990). Os novos reatores foram concebidos na verificação da viabilidade de se dispor de diferentes maneiras para se conseguir tempos médios de retenção celular (TRC) superiores aos tempos de detenção hidráulica (TDH) nas unidades de tratamento anaeróbio. Este mecanismo tem sido conseguido através da construção de reatores cuja concepção e operação apóiam-se nos princípios citados por (Young e McCarty, 1969):

(a)retenção de microorganismos nos interstícios existentes entre o agregado suporte (pedras, peças cerâmicas vazadas, anéis, esferas e outros). Tem sido constatado que, apesar de ocorrer aderência de filme biológico ao material de recheio, a parcela mais significativa de microorganismos encontra-se nos vazios na forma de flocos biológicos em suspensão (Rittmann, 1990), sendo os responsáveis pela digestão da maior parte da matéria orgânica;

(b) existência de uma região, no interior do reator (a 60cm do fundo), com elevada concentração de microorganismos ativos, a qual é obrigatoriamente atravessada pelo líquido a ser tratado e onde é verificada a maior eficiência do sistema;

(c) imobilização de microorganismos através de sua aderência à superfície fixa (leito) ou na forma de flocos, grânulos ou agregados biológicos em suspensão, os quais desempenham a função degradadora do substrato;

(d) pequena geração de lodo de excesso em comparação com os processos de tratamento convencionais;

(e) os sólidos biológicos, pela ação das bolhas de gases em ascensão, formam partículas de forma granular de excelente sedimentabilidade;

(f) a eficiência de remoção está diretamente relacionada com a concentração da carga orgânica. Quanto maior esta, maior a remoção de material orgânico;

(g) com o aumento do volume de vazios do meio filtrante, a capacidade de carga do filtro anaeróbio é melhorada;

(h) os efeitos de temperatura, pH e TDH são fundamentais ao bom funcionamento destes reatores anaeróbios.

1.2.1- Configuração e funcionamento de filtros anaeróbios.

Os filtros biológicos anaeróbios, de grande e médio portes, são sistemas constituídos por câmara, na qual está contido um meio percolador formado por peças ou acessórios, geralmente inertes, em cuja superfície ocorrem a fixação e o desenvolvimento do biofilme e, nos interstícios ou vazios proliferam os grânulos ou flocos biológicos responsáveis pela digestão anaeróbia (Rittmann, 1990). A geometria dos filtros anaeróbios pode ser retangular, quadrada e, em alguns casos, circular. A profundidade das unidades pode variar na faixa de 3 a 13m (Young, 1990) quando for usado recheio sintético, mas, quando o leito for de pedra, a faixa deve estar entre 0,80 e 2,00 m por restrições estruturais e funcionais (Campos, 1990). Para o recheio, além de pedra, podem ser usados diferentes materiais como peças de cerâmicas, de madeira, módulos tubulares (ver Figura 1.3) e, até, em casos especiais, peças flutuantes (anéis de polipropileno) (Oh e Yang, 1986). Em países como USA, prevalece o uso de módulos e anéis sintéticos (Young, 1990), já para

países em desenvolvimento o uso de pedra é mais utilizado por ser mais econômico, apesar do grande volume útil perdido (cerca de 50%) pela sua inclusão no reator (Campos, 1990). Muitos projetistas alertam para que o uso de esferas perfuradas seja evitado, pois os vazios internos são rapidamente ocupados por material retido, perdendo todo o efeito original desejado.

A classificação do tipo de reator está intimamente relacionada com a forma do agrupamento da biomassa no sistema. Como apresentado por Henze e Harremões (1983), a biomassa poderá estar ou não aderida a um meio suporte. Os sistemas com biomassa aderida, constituem métodos de tratamento não convencionais e, entre os tipos de reatores, citam-se os reatores anaeróbios de leito fixo, de leito móvel, de leito expandido e/ou fluidizado.

O reator de leito fixo, constitui-se numa unidade em que o filme biológico está aderido a um meio suporte inerte fixo, ou nos interstícios (vazios) existentes entre o recheio percolador. São exemplos deste tipo de reator os filtros anaeróbios de fluxo ascendente e descendente (feitos de pedra ou não) e os filtros híbridos de fluxo ascendente (leito granular e de lodo biológico).

Os reatores de leito móvel são os conhecidos discos rotativos de contato biológico, nos quais os microorganismos ficam aderidos ao suporte (disco) em movimento.

Já nos de leito expandido/fluidizado, o recheio é formado por partículas inertes de pequena dimensão, que são submetidas a uma alta velocidade ascensional suficientemente forte para provocar a expansão e/ou flutuação da camada percoladora (leito). Essas partículas ao se expandirem oferecem grande superfície específica para fixação da comunidade biológica. Ao mesmo tempo, sendo sua densidade maior que a dos próprios microorganismos, há a possibilidade da aplicação de cargas hidráulicas relativamente grandes, sem a perda das partículas através do arraste pelo efluente. A grande vantagem deste sistema é sua capacidade de tratar despejos com baixa ou alta carga orgânica em tempos reduzidos (horas).

Filtros biológicos anaeróbios podem ser projetados de maneira que o material suporte ocupe todo o espaço interno da câmara do reator (neste caso deve ser tomado bastante cuidado com o sistema de distribuição de vazão), ou de maneira a possuírem um fundo falso (região livre), onde sobreposiciona-se o material suporte e, no qual se provê a formação de flocos, grânulos ou aglomerados de bactérias que permanecem em suspensão (ver Figura 1.4 "a" e "b"). Este último caracteriza-se como um reator híbrido, existe na parte intermediária, entre o material de recheio e

o fundo falso, uma placa perfurada que auxilia a separação das fases líquida e sólida, sendo a região inferior (abaixo da placa) a responsável pelo maior desempenho na remoção de substrato orgânico (Young e Young, 1991; Carter e Younger, 1992). Pode, ainda, ser feita a construção de unidades em série (Young, 1990) quando a DQO do afluente for elevada. Esse tipo favorece uma maior flexibilidade de operação e facilidade na limpeza, manutenção e desobstrução do sistema de distribuição interno, pois o sentido do fluxo pode ser alternado, ora em fluxo ascendente, ora em fluxo descendente (ver Figura 1.4 "c").

Com relação ao posicionamento do leito, podem ser, imersos ou submersos, sendo estes últimos os mais comumente usados, sendo caracterizados por apresentar o nível de água acima do material suporte (aprox. 30cm), formando uma lâmina líquida responsável pela elevação do nível de OD no efluente. Os imersos, quando a coluna líquida fica abaixo (10 a 20cm) do leito percolador, sem contato da massa líquida com o ar atmosférico.

O filtro anaeróbio, por reter quantidade significativa de sólidos biológicos, tem grande capacidade de absorver cargas de choque, agentes tóxicos e agentes inibidores, dentro de certos limites. É sabido que o processo anaeróbio tem exigências específicas, no que concerne a variações de pH, temperatura, DBO, nutrientes, alcalinidade e presença de óleos e graxas.

A literatura recomenda, no projeto de reatores anaeróbios, o conhecimento prévio de determinados requisitos quanto à qualidade do afluente, ou seja:

- | | |
|-----------------------|---------------------------|
| (a) óleos e graxas | (mg/l) < 0,10 DBO (mg/l). |
| (b) alcalinidade | (mg/l) > 0,25 DBO (mg/l). |
| (c) nitrogênio | (mg/l) > 0,02 DBO (mg/l). |
| (d) fósforo | (mg/l) > 0,20 N (mg/l). |
| (e) sólidos suspensos | (mg/l) < 0,10 DBO (mg/l). |

Esses fatores foram propostos por Young (1990), sendo que o valor da DBO corresponde à demanda total. Deve ser ressaltado o fato de que a presença de óleos e graxas em excesso trazem sérios transtornos para o processo, fazendo-se necessário projetar um sistema de remoção a fim de serem superadas tais dificuldades.

Não restam dúvidas que esses reatores venham a ocupar papel cada vez mais significativo na solução de problemas de tratamento de despejos, tanto de origem sanitária como industrial pois, além de todas as vantagens já mencionadas, oferecem ainda outras quando comparados a reatores de biomassa não aderida, tais como baixa produção de lodo de excesso, baixo ou quase nulo consumo de energia, necessidade de poucos recursos eletromecânicos, simplicidade operacional e boa eficiência na remoção de material orgânico (superior a 80% da DBO com TDH < 24h).

1.2.2- Cinética do processo anaeróbio.

A quase totalidade de estudos que tentam explicar a cinética do processo que ocorre em reatores anaeróbios, fundamenta-se em equações do tipo Monod e de Fich (Campos, 1990). Em alguns casos o processo anaeróbio é avaliado como um todo e, na maioria das vezes, avaliado simplificada em duas fases: acidogênese (que inclui hidrólise e fermentação) e a metanogênese. A remoção de DBO num reator anaeróbio é, geralmente, entendida como obedecendo a uma cinética de 1ª ordem (Mara, 1976), ou seja, a taxa de oxidação de substrato num tempo "t" é proporcional à quantidade de DBO presente no reator nesse tempo "t", conforme a Equação 1.4.

$$-\frac{dL}{dt} = K.L \quad (\text{Eq.1.4})$$

Onde: L, é a DBO remanescente no sistema no tempo "t";

K, é a constante de velocidade de 1ª ordem de remoção de DBO.

Nos processos biológicos anaeróbios, admitindo ocorrência de fluxo de mistura completa e fazendo um balanço de massa de matéria orgânica, pode ser afirmado que a quantidade de substrato orgânico que entra no reator, num determinado tempo "t", deve ser igual à quantidade que sai mais a parcela removida por biooxidação.

A quantidade de DBO que entra no reator é $L_i.Q$.

A quantidade de DBO que sai do reator é $L_e.Q$.

A quantidade removida por bioxidação é $K.L_e.V$.

Onde: L_i é a DBO afluente.

L_e é a DBO efluente.

Q é a vazão do esgoto.

V é o volume do reator.

K é a constante de velocidade de bioxidação.

$$L_i.Q = L_e . Q + K.L_e.V \quad (\text{Eq.1.5})$$

$$L_e/L_i = 1/(1 + K.V/Q) \quad (\text{Eq.1.6})$$

$$L_e/L_i = 1/(1 + K.t) \quad (\text{Eq.1.7})$$

Onde, "t" é o tempo de detenção hidráulica.

O coeficiente "K" é fortemente influenciado pela temperatura e sua variação é normalmente descrita pela equação de Arrhenius da forma;

$$K_t = K_{20} . \theta^{T-20} \quad (\text{Eq.1.8})$$

K_t e K_{20} , são valores de "K" à temperatura "T" e a 20°C, respectivamente, e "θ" é a constante de Arrhenius, cujos valores típicos dependem do tipo de sistema de tratamento projetado (lagoas de estabilização, lodos ativados, filtros biológicos, valos de oxidação e, etc.) (Mara, 1976; Metcalf & Eddy, 1972).

1.2.3- Comportamento hidráulico de filtros anaeróbios.

O estudo do comportamento hidráulico num reator é importante na medida em que dele depende a hipótese dos modelos cinéticos da reação bioquímica a ser adotada. É muito interessante que sejam executados ensaios com traçadores para verificar o comportamento hidrodinâmico dos filtros anaeróbios, antes de colocá-los em operação. Pequenas falhas no sistema de distribuição podem ser detectadas e corrigidas, mesmo empregando-se traçadores coloridos de baixo custo (azul de metileno), porém quando for necessário avaliar o tipo de escoamento com maior detalhe, se do tipo fluxo pistão ou de mistura completa, ou ainda, para a estimativa da porcentagem de espaços mortos (Campos,1990) recomenda-se usar traçadores químicos de boa acuracidade (Hudson, 1981).

A adoção de critérios de dimensionamento hidráulico atenua o surgimento de problemas como deposição de sólidos no interior dos dutos, diminui a possibilidade de entupimento no sistema de distribuição, evita o surgimento de zonas mortas que podem reduzir a capacidade útil do reator e favorece a operação, manutenção e limpeza nas tubulações internas.

Young e McCarty (1969) sugeriram que o comportamento hidráulico em filtros anaeróbios seria do tipo pistão, porém, outros trabalhos demonstraram que aquela não era a hipótese correta. Young e Young (1988), em estudo posterior, utilizando diversos tipos de meio filtrante num reator de forma cilíndrica, concluíram que o comportamento do fluxo hidráulico no interior do reator seria influenciado pelo tipo de recheio empregado, podendo aproximar-se tanto para o tipo pistão quanto para mistura completa. O fluxo tende a ser do primeiro tipo na medida em que aumenta a área específica do meio percolador. A zona hidraulicamente morta tende a aumentar com o aumento daquele parâmetro. O gás produzido no processo de digestão tende a tornar o fluxo mais para mistura completa.

Guimarães (1989), estudou o comportamento hidrodinâmico de filtros anaeróbios tendo concluído que eles apresentavam parte do seu volume ativo funcionando com fluxo tipo pistão e em outra parcela com fluxo do tipo mistura completa.

Chiang e Dague (1992) operaram 3 filtros anaeróbios com os mesmos volumes, porém com a relação altura/diâmetro de 1:2, 4:1, 14:3 , respectivamente, e, com a carga orgânica variando de 1,0 a 12 g DQO/L.dia. Utilizando o cloreto de lítio como traçador, os autores chegaram à conclusão

de que os reatores de forma cilíndrica tendem a apresentar fluxo hidráulico próximo ao de mistura completa e atribuíram tal fato à ação de borbulhamento dos gases gerados no interior do filtro. Outra conclusão importante é que a relação altura/diâmetro não constitui fator determinante no desempenho do reator.

Na realidade, ainda existe muita polêmica entre os pesquisadores sobre o comportamento hidrodinâmico de filtros anaeróbios e, por conseguinte, isto merece maiores estudos e considerações em pesquisas futuras. O melhor conhecimento deste parâmetro certamente levará, no futuro, à melhoria de projetos, da configuração geral e das características hidráulicas dos dispositivos de distribuição e coleta em filtros anaeróbios.

1.2.4- Influência do meio filtrante e disposição dos microorganismos no reator.

A espessura de meio filtrante como fator de projeto de filtros anaeróbios tem sido uma questão bastante estudada. Foresti *et al.* (1978), testaram diversas espessuras de leitos de pedra, observando que a remoção de DQO era mais eficiente nas camadas próximas ao fundo do reator (menos de 60cm do fundo). Concluíram que o desempenho do sistema não era proporcional à altura do leito e recomendaram espessura de recheio (pedra) entre 0,80 e 1,20m.

Song e Young (1986) operaram um filtro piloto com dimensões consideráveis (31,7 litros, diâmetro de 0,15m e 1,80m de altura). Utilizaram 4 tipos diferente de recheio com área específica entre 98 e 223 m²/m³ e chegaram à conclusão de que a área específica tem pequena influência no desempenho dos filtros. Em outras palavras, o aumento da área específica não tem correspondência direta no aumento da eficiência do reator, mas o diâmetro do material filtrante parece exercer influência significativa no desempenho, à medida em que possibilita a mistura mais completa, a ocorrência de passagem direta de fluxo e, menor ou maior contato do esgoto com a massa biológica.

Citações de Young (1990); Middlebrooks (1988); Swanson e Williamson (1980) e outros, levam à conclusão que é mais importante, para o desempenho dos filtros anaeróbios, o efeito do tamanho dos interstícios e da disposição e forma do material suporte, que o valor de sua área

específica. O tipo de recheio, diâmetro e disposição dos mesmos, são parâmetros que definem o rendimento e o volume de vazios do sistema.

Sobre a forma dominante dos microorganismos nos filtros anaeróbios (se aderidos ou não aderidos ao meio suporte), ainda não está totalmente esclarecido. As pesquisas parecem demonstrar que os sólidos biológicos em forma de suspensão são a forma dominante nos reatores anaeróbios de leito fixo com fluxo ascendente. Já nos de fluxo descendente ocorre a predominância dos microorganismos sob a forma de biofilme fixos às superfícies do meio filtrante (Young e McCarty, 1969; Oleszkiewicz, 1982).

1.2.5- Influência do tempo de detenção hidráulica e da carga orgânica volumétrica.

Apesar de ser considerado processo de baixo custo, não existem ainda estudos sobre a aplicação do filtro anaeróbio para o tratamento de esgotos sanitários. Os estudos existentes são, na maioria, voltados ao tratamento de despejos industriais (Kamiyama, 1993) e, nesse caso, os parâmetros carga orgânica volumétrica, presença de nutrientes inorgânicos, etc., passam a ter importância decisiva no desempenho desses reatores. Para esgotos sanitários, devido à baixa concentração de matéria orgânica e a existência de quantidades adequadas de nutrientes, podem ser considerados o TDH e a temperatura como os principais fatores de projeto e funcionamento de filtros anaeróbios.

Uma das primeiras experiências e relatos sobre o uso de filtros para tratar despejos domésticos data de 1958 (Wetherow *et al.*, 1958), na qual foi utilizado o processo anaeróbio com leito percolador de pedra (diâmetro de 3,8 a 6,3 cm e espessura de leito de 1,2 m). O reator era de leito submerso e com região livre (fundo falso) com TDH teórico de 6,0h. O filtro mostrou ser fortemente influenciado pela variação de temperatura. A remoção média anual de DQO, apesar de reduzida no inverno (10%), foi superior a 20%, no verão.

Um dos mais completos relatos quanto à aplicação de filtros para tratar esgotos sanitários, foi o apresentado por Genung *et al.* (1985) que operaram reator piloto de 190 m³ e volume de recheio de 56 m³, instalado na ETE de Loves Greek, Knoxville (Tennessee-EUA), com TDH de 9 a 10 horas e carga orgânica volumétrica de 0,13 a 0,40 kg DBO/m³.dia e 0,35 a 1,2 kg

DQO/m³.dia, durante cerca de 800 dias. Nessas condições, a eficiência de remoção variou de 65 a 70% e 50 a 71%, para DBO e DQO, respectivamente. A temperatura exerceu considerável influência no desempenho do reator. A massa de sólidos gerada foi de cerca de 40 kg de sólidos secos/1000 m³ de esgoto tratado, compreendendo uma redução de 75 a 80% desse parâmetro.

Os dados acima revelam que TDH e temperatura são parâmetros importantes na operação de filtros anaeróbios. A literatura cita, ainda, como fator de grande importância, a relação entre tempo de retenção celular (TRC) e TDH, que segundo Speece (1983) o TRC maior que 100 dias é fundamental na definição de projetos de sistemas de biotecnologia anaeróbia.

De modo geral, a formulação de uma correlação mais precisa quanto a estes parâmetros, só pode ser obtida a partir da análise de um número maior de dados.

1.3- Considerações acerca do desempenho de filtros de pedra.

Os filtros com leito de pedra têm se tornado uma alternativa bastante promissora para o tratamento de efluentes de lagoas de estabilização com baixa carga orgânica, assim como, de despejos de pequenas comunidades (Young e McCarty, 1968; Middlebrooks *et al.*, 1974; Swanson e Williamson, 1980; Middlebrooks *et al.*, 1982), sendo usados principalmente na eliminação de sólidos em suspensão e clarificação de efluentes, oferecendo diversas vantagens quando comparados a outros métodos de tratamento, a saber:

(a) variedade de opções em projeto devido à simplicidade operacional e baixo custo de implantação;

(b) fácil disponibilidade de material de recheio (pedras), encontrado muitas vezes nas proximidades do local de implantação do projeto;

(c) não apresentam grandes exigências e especialidades quanto a mão-de-obra operacional;

(d) boa eficiência na remoção de matéria orgânica (DBO, 75 - 90%), por mecanismos de retenção, sedimentação e assimilação biológica anaeróbia, principalmente da biomassa de algas presente em efluentes de lagoas;

(e) grande desempenho na decomposição de substrato orgânico em reduzidos TDH, assim como necessidade de reduzidas áreas de terreno para implantação.

A remoção de algas em filtros de pedras tem sido extensivamente estudada em diversas partes do mundo (Middlebrooks, 1988; 1992). Nos EUA, foram instalados diversos sistemas com filtros de pedra, destacando-se as instalações de Eudora (Kansas), Califórnia (Missouri) e Veneta (Oregon) (EPA, 1983). Porém, algumas desvantagens quanto ao seu uso têm sido descritas e, segundo Middlebrooks (1992), a sua aplicabilidade na melhoria de efluentes de lagoas tem sido limitada devido aos seguintes pontos:

(a) problemas de odores, com liberação de gás sulfídrico e presença de altos teores de nitrogênio amoniacal, podem ocorrer pelo aumento de temperatura no sistema em períodos quentes, quando a atividade biológica do filtro é intensa tornando-o totalmente anaeróbio;

(b) não existem dados claros quanto à vida útil dos filtros de pedra, apesar de muitas unidades ainda estarem em funcionamento após operação entre 10 e 20 anos, sem problemas de colmatação do leito filtrante;

(c) dados quanto ao teor de lodo não degradado retido nos interstícios ainda não são plenamente conhecidos;

(d) os efluentes gerados por filtros de pedra, podem ainda necessitar de uma reaeração antes do lançamento em corpos receptores, devido ao seu baixo nível de oxigênio dissolvido.

No Brasil, o uso de filtros de pedra foi praticamente iniciado no final da década de setenta (Campos, 1990), devido ao seu baixo custo operacional e a grande disponibilidade local do material de recheio. Entretanto o uso de tais reatores tem sido predominantemente direcionado ao tratamento de efluentes industriais. Com relação à sua utilização para tratar esgotos sanitários a ênfase tem sido para tratar efluentes de fossas sépticas (de Oliveira, 1983; Vieira e Sobrinho, 1983), constando inclusive de norma técnica vigente no país (NBR 7229 - ABNT, 1982).

1.3.1- Mecanismos de remoção em filtros de pedra.

Os principais mecanismos envolvidos na melhoria de efluentes de lagoas pelos filtros de pedra são sedimentação, assimilação biológica, flotação e retenção física devido ao efeito de filtração. A sedimentação, segundo O'Brien (1975), Stutz (1979), Swanson e Williamson (1980), Middlebrooks *et al.* (1982) e Middlebrooks (1988), é um dos mecanismos mais importantes na remoção de algas em filtros de pedra, visto que, em observações feitas em pedras retiradas do recheio de filtros em operação, foram detectados resíduos de algas presos à superfície das mesmas. Esse mecanismo é fortemente influenciado por fatores como temperatura, luz, espécies e estado fisiológico das algas presentes no afluente. Stutz (1979) cita que a autofloculação não é verificada em filtros de pedra, pois tal mecanismo ocorre em meios com valores de pH maiores que 11, o que não é o caso de filtros de pedra. A assimilação biológica também é um mecanismo atuante na remoção de algas em filtros de pedra, pois na ausência de luz e oxigênio dissolvido ocorre a morte de muitas espécies de algas, que são anaerobicamente degradadas pela comunidade bacteriana presente no reator. Swanson e Williamson (1980) relatam a ocorrência de remoção de algas em filtros de pedra de fluxo ascendente, pelo mecanismo de flotação. Tal efeito é favorecido pela pressão interna dos gases gerados no reator, pelo aumento da área específica do meio percolador e, ainda, devido ao poder de flutuação que possuem algumas espécies de algas (cianobactérias), que por possuírem vacúolos gasosos, fluem juntamente com os flocos biológicos fixando-se na base inferior do material suporte.

A retenção física de sólidos em filtros de pedra ocorre, principalmente, nos espaços vazios entre o material de recheio por efeito da acumulação do material orgânico não biodegradável, sendo este mecanismo acentuado em reatores com elevada área específica do meio filtrante, onde o percentual de vazios é bem pequeno.

Swanson e Williamson (1980), estão entre os pioneiros a estudarem os filtros de pedras acoplados a sistemas de lagoas em série. Eles operaram, em Veneta (Oregon), um sistema de filtros com leito percolador de 2,0 m de espessura, diâmetro das pedras entre 7,5 e 20 cm e carga hidráulica de $0,3 \text{ m}^3/\text{m}^3 \cdot \text{dia}$. Esse sistema que recebia parte do efluente da ETE da referida cidade,

gerou uma eficiência de 70 a 80% para DBO₅ e 65 a 85% para SS, produzindo efluentes com concentrações de 20 mg/l para ambos os parâmetros.

Middlebrooks (1988) relata experiências com filtros de pedra instalados nos EUA (ver Tabela 1.2), constatando, pelos dados obtidos, um bom desempenho desses reatores, que produziram efluentes com concentrações em torno de 21 mg/l para DBO₅ e SS.

Ramirez e Ruiz (1992), estudaram a utilização de filtros percoladores para tratar águas residuárias, no México. Detectaram a existência de 22 filtros anaeróbios em operação, sendo que 16 unidades tratavam esgotos domésticos e 6, efluentes industriais ou combinados. Dentre estes, foram acompanhados 11 sistemas, sendo 10 unidades com recheio de pedras (diâmetro de 5 a 13cm) e somente um filtro com recheio sintético. Os desempenhos médios na remoção de matéria orgânica e sólidos em suspensão foram de 77, 72 e 65% ,para DBO₅, DQO e SS, respectivamente.

Na cidade de Amam (Jordânia), Saidam (1993) pesquisou, por um período de 11 meses, a viabilidade de filtros de pedra no melhoramento de efluentes do sistema de lagoas de Al-Sumra (área efetiva de 180 ha, com volume total de lagoas de 2.800.000 m³, configurado em três séries de lagoas paralelas, sendo cada série formada por 2 lagoas anaeróbias, 4 lagoas facultativas e 4 lagoas de maturação em série), tratando despejos de origem doméstica para reuso na irrigação irrestrita. O sistema de filtros estudado era constituído por 6 unidades retangulares, formando 3 séries paralelas de 2 unidades. Cada uma era alimentada pelo efluente da última lagoa de maturação do sistema. Os filtros estudados apresentavam quatro diferentes tipos de recheios (pedras, cascalho de rios, seixos grosseiros e brita, com diâmetros de 18, 11,6, 2,4 e 1,3 cm, volume de vazios de 49, 41, 40 e 28% e, com áreas superficiais específicas de 17, 35, 150 e 327 m²/m³. Após operar por aproximadamente um ano, concluiu, diante dos resultados, haver removido SS acima de 60%, DBO em torno de 60% e coliformes fecais para menos de 1000 CF/100 ml. A série de melhor desempenho foi a de leito com pedra cascalho, que operou com carga orgânica de 0,032 a 0,044 kg SST/m³.dia, sem apresentar nenhum problema de obstrução no sistema de coleta e distribuição.

Oran *et al.* (1993) monitoraram, em escala-piloto, o uso de filtros de pedra na oxidação de matéria orgânica proveniente de lagoas de estabilização da ETE de METU, Ankara (Turquia).

Foram aplicadas ao filtro três diferentes taxas de escoamento superficial (2,053; 1,026 e 0,513 $m^3/m^2.dia$), meios com porosidade de 0,447 e diferentes densidades (2,532 g/cm^3 e 2,703 g/cm^3) sendo a espessura do recheio de 1,50 m. A eficiência do sistema foi de 60, 45, 45 e 40%, na remoção de turbidez, clorofila "a", sólidos suspensos e DQO, respectivamente. Diante do exposto, pode ser constatado que os filtros de pedra tendem a apresentar bom desempenho no trabalho de melhoria de efluentes de lagoas de estabilização em série no que se refere à remoção de sólidos em suspensão (algas) e matéria orgânica. A literatura é unânime em afirmar que filtros de pedra em operação em diversas partes do mundo, mostraram ser um bom processo na clarificação de efluentes, na eliminação de algas e de problemas de entupimentos em sistemas de irrigação com águas recicladas.

TABELA 1.2 - Qualidade do efluente de diversos filtros com leito de pedra em operação nos E.U.A.

Local	Recheio (pedras)		Carga hidráulica volumétrica $m^3/m^3/dia$	Concentração do efluentes em mg/l	
	Diâmetro (cm)	Profund. (m)		DBO ₅	SST
Eudora - Kansas	1.2 - 2.5	1.5	0.4 - 1.2	< 30	< 30
Califórnia	-	-	0.25 - 0.4	21	22
Illinois	8.0 - 15	1.5	0.8	30	30
West Monroe	5.0 - 13	1.8	0.36	30	30

Fonte: Middlebrooks (1988)

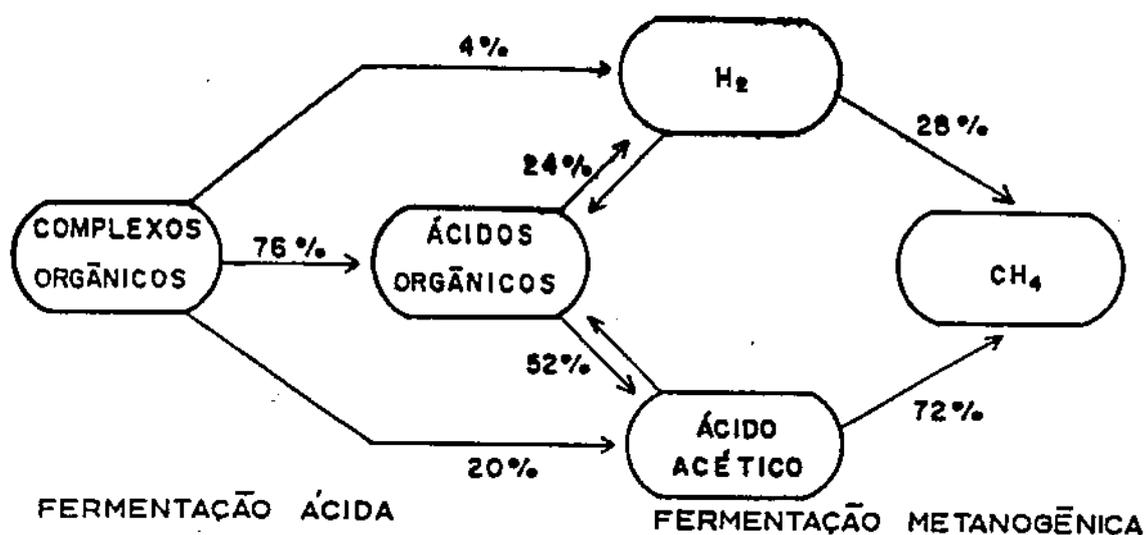


Figura 1.1 - Estágios da fermentação do metano e o fluxo percentual de energia contido no material orgânico complexo (McCarty, 1981, citado em Moletta, 1986).

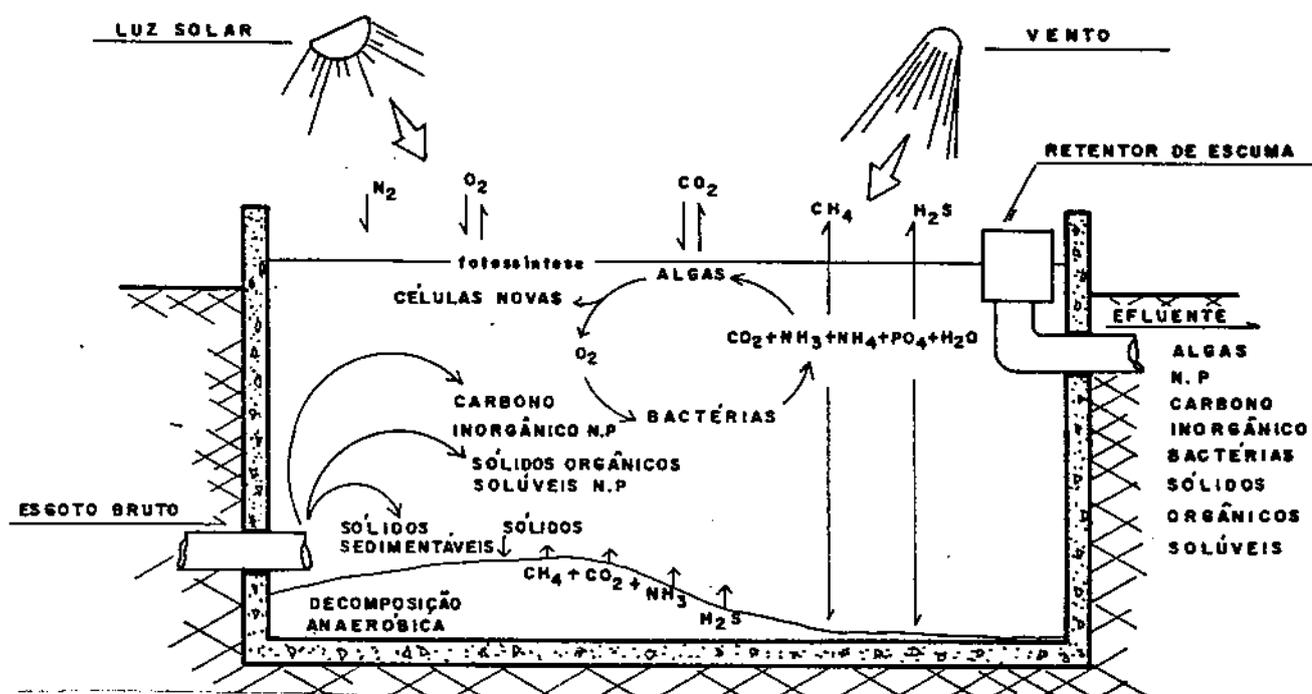
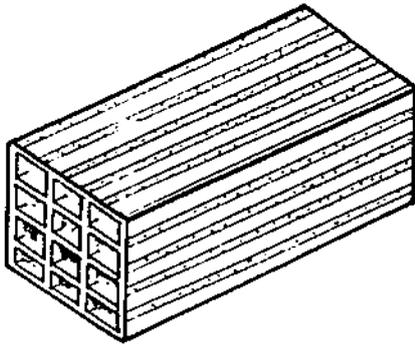


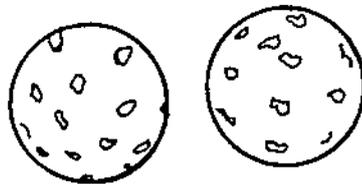
Figura 1.2 - Relação mutualística entre bactérias e algas em lagoas facultativas (Mara, 1976, adaptação de SENAI-RS, 1991).



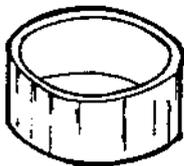
ELEMENTOS CERÂMICOS



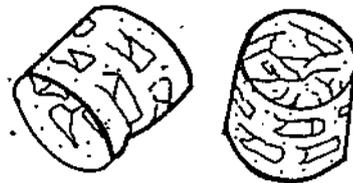
PEDRAS



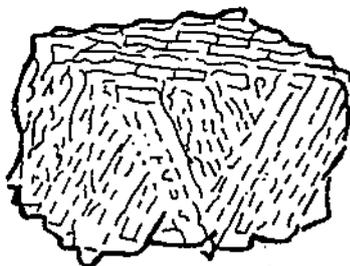
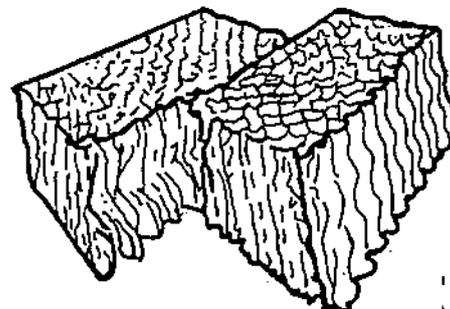
ESFERAS PERFURADAS



ANÉIS



ANÉIS TIPO PALL

MÓDULOS COM
FLUXO CRUZADO

MÓDULOS TUBULARES

Figura 1.3 - Principais materiais usados como meio filtrante (suporte), em filtros anaeróbios (Young, 1990).

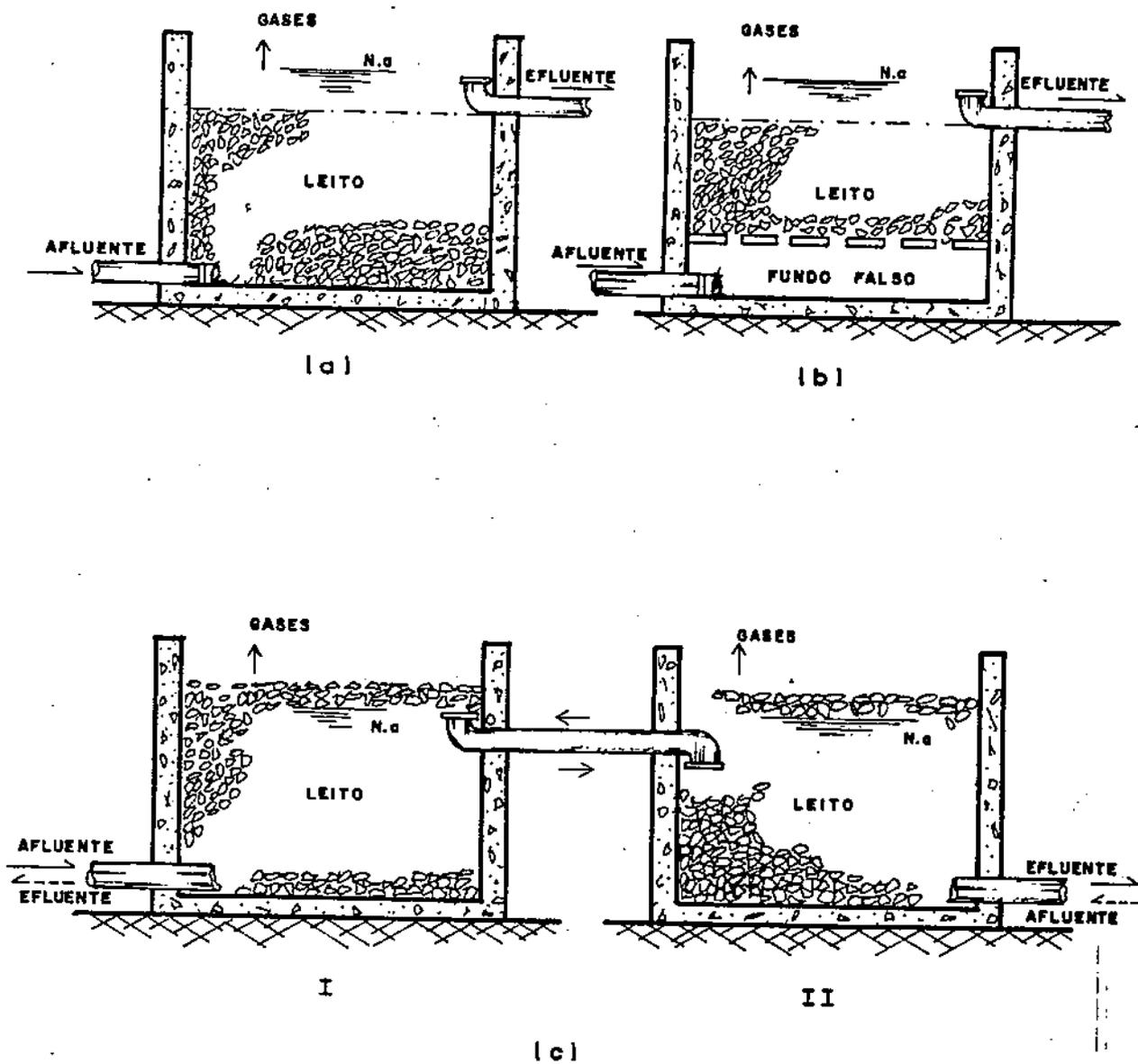


Figura 1.4 - Configuração de filtros anaeróbios: a) Reator com leito submerso ocupando toda a câmara; b) Reator com leito submerso e zona inferior livre (região com grânulos e flocos biológicos); c) Reator em série, com leito imerso e com sentido de fluxo reversível (Young, 1990).

CAPITULO II

2.0 - MATERIAIS E MÉTODOS.

2.1- Complexo experimental.

O complexo experimental em escala-piloto, era constituído por dois sistemas de lagoas em série (Sistemas XVI e XVII) e um sistema de filtros biológicos anaeróbios paralelos, conforme ilustrado na Figura 2.1. A operação dos sistemas estava sob a responsabilidade da Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários da Universidade Federal da Paraíba (EXTRABES-UFPB) sendo os mesmos instalados nas dependências da Estação de Tratamento de Esgotos de Campina Grande (Estação da Catingueira), operada pela Companhia de Água e Esgotos da Paraíba (CAGEPA), distante cerca de 10 km do centro da cidade ($7^{\circ} 13' 11''$ S, $35^{\circ} 52' 31''$ O, 550 m acima do nível do mar), estado da Paraíba, nordeste do Brasil.

O sistema de filtros biológicos anaeróbios, objeto de interesse do presente trabalho, era constituído por três unidades paralelas idênticas e de geometria retangular, denominados de reatores FB_2 , FB_3 e FB_4 (filtros biológicos de N^{os} 2, 3 e 4). Estes, foram construídos em forma de tanques com paredes verticais em alvenaria de tijolos (1 vez) e fundo de concreto simples (apoiado no solo), sendo o revestimento interior e exterior feito em argamassa de cimento e areia com posterior aplicação de uma camada de produto impermeabilizante para garantir a estanqueidade do sistema.

No interior dos filtros, sobre o fundo de concreto era disposta uma camada de recheio de pedra (brita) com diâmetros de 38, 25 e 19 mm, respectivamente e, com espessura de 1,15 m. A Tabela 2.1, apresenta as características físicas e operacionais das unidades do sistema de filtros.

TABELA 2.1 . Características físicas e operacionais do Sistema de Filtros.

PARÂMETROS	REATORES		
	FB ₁	FB ₂	FB ₃
Comprimento do Filtro (m)	5,00	5,00	5,00
Largura do filtro (m)	1,00	1,00	1,00
Profundidade (m)	1,40	1,40	1,40
Espessura do Leito (m)	1,15	1,15	1,15
Altura da Coluna d'agua (mm)	1,00	1,00	1,00
Diâmetro das Pedras (brita) (mm)	38,00	25,00	19,00
Volume Total do Filtro (m ³)	6,50	6,50	6,50
Volume Total do Leito de Brita (m ³)	5,75	5,75	5,75

Vazão Afluente (m ³ /dia)	5,00	5,00	5,00
Volume do Leito Percolador (m ³)	5,00	5,00	5,00
Volume de Vazio do Leito (m ³ /m ³) (*)	0,41	0,39	0,32
Tempo de Detenção Hidráulica (horas)	9,84	9,50	7,70
Carga Orgânica (**) (g DBO ₅ /m ³ .dia)	(1)	26,00	26,00
	(2)	63,41	66,67
		81,25	

(*)o volume de vazios, foi determinado tomando-se como parâmetro referencial um recipiente padrão de volume conhecido. O mesmo foi cheio com brita (material de recheio), previamente molhada, conforme às condições de operação, posteriormente foi adicionado o efluente de M₁₅ até volume pré-determinado. A quantidade de líquido adicionado em volume é o que foi denominado volume de vazios do sistema.

(**)a carga orgânica volumétrica nos filtros foi calculada com base na DBO₅ média da lagoa M₁₅ (26 mg/l), extraída do conjunto de dados das amostras de rotina (ver Tabela 3.1).

(1)considerando para o cálculo o volume total do leito percolador (volume de leito exposto ao escoamento líquido).

(2)considerando para o cálculo o volume de vazios de cada filtros de pedra.

2.2- Sistema de alimentação.

Os filtros anaeróbios eram alimentados com o líquido efluente da lagoa de maturação M₁₅, pertencente ao sistema XVI da EXTRABES. O efluente da lagoa era conduzido, por gravidade, através de tubo de PVC de 75 mm de diâmetro, até uma caixa de distribuição (CD-2.8), detalhe e desenho conforme Figura 2.3. Tal dispositivo era provido de oito vertedores triangulares idênticos os quais permitiam a divisão do fluxo em oito partes iguais descarregadas, cada uma, em um compartimento de descarga conectado à canalização de alimentação de um reator a jusante. Cinco desses dispositivos de descarga alimentavam lagoas de maturação secundárias (M₂₀, M₁₉, M₁₈, M₁₇ e M₁₆), parte integrante do sistema XVI, e, os três restantes alimentavam, respectivamente, os filtros FB₂, FB₃ e FB₄ com vazão média de 5 m³/dia ao longo de todo o período experimental. O afluente de cada filtro, por escoamento livre, entrava por "Te" (ver Figura 2.2"b") ao nível do fundo do reator descarregando o líquido que, em fluxo ascendente, atravessava todo o leito percolador sendo, em seguida, coletado pelo dispositivo de saída "Ts", que o direcionava para a calha "C" construída em argamassa de cimento e areia e, por tubulação de PVC de 75 mm de diâmetro, era lançado na primeira lagoa aerada da ETE de Campina Grande.

Para impedir a saída de materiais flutuantes da superfície da massa líquida da lagoa, junto com seu efluente, foi instalado um retentor de espuma constituído por seções de tubos de PVC de 200 mm de diâmetro e altura, circundando a tubulação coletora do efluente de M₁₅ (ver detalhe Figura 1.2).

2.3- Sistema de distribuição e de amostragem.

O efluente de M₁₅, entrava a montante do filtro por tubulação de PVC de 100 mm de diâmetro, posicionada paralelamente a 10 cm da parede frontal de cada unidade e perpendicular ao fundo. O líquido residuário fluía na direção ascensional ao longo da altura do tubo (1,15 m),

através de furos em toda sua superfície lateral, com diâmetro variando de 12 a 15 mm (ver "Td", Figura 2.2 "b"). Os filtros dispunham, ainda, de um sistema de tubos "Ta", com diâmetros de 100 mm, dispostos em fila ao longo do comprimento do reator, com a finalidade de permitir a amostragem no leito filtrante a diferentes níveis em diferentes posições (entrada, centro e saída). O primeiro tubo "Ta" estava localizado a 1,15 m do tubo de distribuição "Td" sendo seguido por mais dois igualmente espaçados, ao longo do eixo longitudinal do tanque. Estes tubos eram fechados por "CAP" na parte apoiada ao fundo do filtro e tinham perfurações que permitiam a amostragem da coluna líquida em alturas previamente conhecidas (pontos I a 95 cm, II a 70 cm, III a 45 cm e IV a 20 cm do fundo do filtro, ver Figura 2.2 "b"). A coleta de amostras nos diferentes níveis do leito era feita, através de mangueiras flexíveis conectadas ao "Ta" com auxílio de equipamento de sucção. Paralelamente à tubulação de amostragem, foram colocados tubos de medição "Tm" com diâmetro de 50mm perfurados ao longo da sua superfície lateral até a altura de 1,15m, com furos de 10 mm de diâmetro. Tal dispositivo servia para efetuar medidas de OD, pH e temperatura em toda a profundidade da coluna líquida do reator (ver Figura 2.2 "c"). A descarga do efluente do filtro era feita por dispositivo de coleta e saída (ver "Ts", Figura 2.2 "b"), composto por tubulação em PVC de 100 mm de diâmetro, na forma de L, que recebia o efluente e o direcionava à calha receptora "C" e, posteriormente por tubulação específica, era lançado na ETE de Campina Grande.

2.4- Monitoração do sistema experimental.

O sistema de filtros biológicos anaeróbios, com recheio de pedra, tratando o efluente de lagoa de maturação primária, entrou em funcionamento em outubro de 1992, tendo sido iniciada a monitoração em 21/10/92, após um curto período de aclimação do sistema. A monitoração prolongou-se até setembro de 1993, exceto nos meses de janeiro e abril do mesmo ano. Para a avaliação do desempenho do sistema foram feitas coleta de amostras pontuais do efluente de M₁₅ e dos efluente dos filtros de pedra, sendo que a amostragem era feita uma vez por semana, sempre às 8 horas da manhã normalmente às segundas-feiras.

Em cada filtro biológico, no período entre 3 e 17/08/93 foram estudadas as variações ao longo do ciclo diário com amostragem às 08, 12, 16, 20, 24 e 04 horas. Foram analisadas amostras

pontuais de diferentes níveis da coluna líquida (95, 70, 45 e 20 cm) e do efluente dos filtros de pedra.

2.5 - Coleta de amostras da lagoa e dos filtros.

Para a coleta das amostras do efluente de M₁₅, era utilizado um sifão, constituído por uma mangueira de silicone com 20 mm de diâmetro, introduzido a 5 cm de profundidade dentro do retentor de espuma, próximo ao tubo de saída do efluente. Já para a coleta dos efluentes dos filtros, era recolhido o líquido que escoava através do tubo de saída "Ts", diretamente no recipiente de coleta, uma vez que a altura disponível era suficiente para tal procedimento.

Para a coleta das amostras ao longo da coluna líquida, nos filtros, foi usado o dispositivo "Ta", já mencionado anteriormente, tendo sido necessário acoplar uma bomba de sucção para a retirada do líquido dos níveis mais profundos. Uma vez coletadas, as amostras eram acondicionadas em recipientes adequados e transportadas para o laboratório onde eram feitas as análises dos parâmetros analíticos.

2.6- Parâmetros analisados.

Os parâmetros analisados foram, demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅), demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio amoniacal (N-NH₄⁺), formas de enxofre (S⁼ e SO₄⁼), pH, fósforo total (P-Total), ortofosfato solúvel (P-Solúvel), alcalinidade total (Alc.-Total), sólidos totais em suspensão (SST), clorofila "a" (Cl^a) e coliformes fecais (CF).

2.6.1- Procedimentos analíticos.

Todos os parâmetros foram analisados, conforme recomendações de APHA (1989; 1992), com exceção de clorofila "a", que foi determinada pelo método de Jones (1979).

A demanda bioquímica de oxigênio, foi ensaiada pelo método dos frascos padrões de DBO₅, sendo o oxigênio dissolvido determinado através de um eletrodo de membrana seletiva de

oxigênio (modelo YSI 5720A) acoplado a um medidor de oxigênio modelo YSI 54A. A DQO foi determinada pelo método da refluxação fechada do dicromato de potássio, usando-se bloco de digestão (modelo GRANT, tipo BT5).

O nitrogênio amoniacal foi analisado através do método colorimétrico de Nesslerização, após procedimento de destilação, com as leituras de absorvância, a 450 nm, feitas em espectrofotômetro LKB 4053 ULTROSPEC K. As concentrações de sulfeto, foram determinadas em conformidade com o método padrão do azul de metileno, com pré-tratamento por precipitação química. Para as leituras de absorvância a 664 nm foi utilizado o espectrofotômetro LKB 4053 ULTROSPEC K. Os teores de sulfato, foram analisados pelo método turbidimétrico, com as leituras de absorvância feitas em espectrofotômetro modelo GRIFFIN STR-260-010V, sendo usada como padrão referencial uma curva de calibração pré-determinada nas condições do método (absorvância X concentração de sulfato).

O pH e a alcalinidade, foram medidos pelo método potenciométrico, através de medidor de pH modelo PYE Unicam PW 9418, provido de eletrodo combinado modelo Ingold 401 E07.

As formas de fósforo, foram analisadas pelo método colorimétrico do ácido ascórbico, sendo que para fósforo total as alíquotas tomadas foram previamente digeridas pelo método do persulfato de amônio. As leituras de absorvância, a 880 nm, foram efetuadas no espectrofotômetro LKB 4053 ULTROSPEC K.

Os sólidos totais em suspensão e suas frações volátil e fixa, foram determinados por técnica gravimétrica. A clorofila "a", foi determinada através da técnica descrita por Jones (1979) de extração, a quente, com metanol 90%. As leituras de absorvância, a 665 e 750 nm, foram feitas no espectrofotômetro LKB 4053 ULTROSPEC K.

As determinações bacteriológicas, referentes a Coliformes fecais, obedeceram à técnica da membrana de filtração, utilizando meio de cultura Membrane Lauril Sulfate Broth com incubação a 44°C.

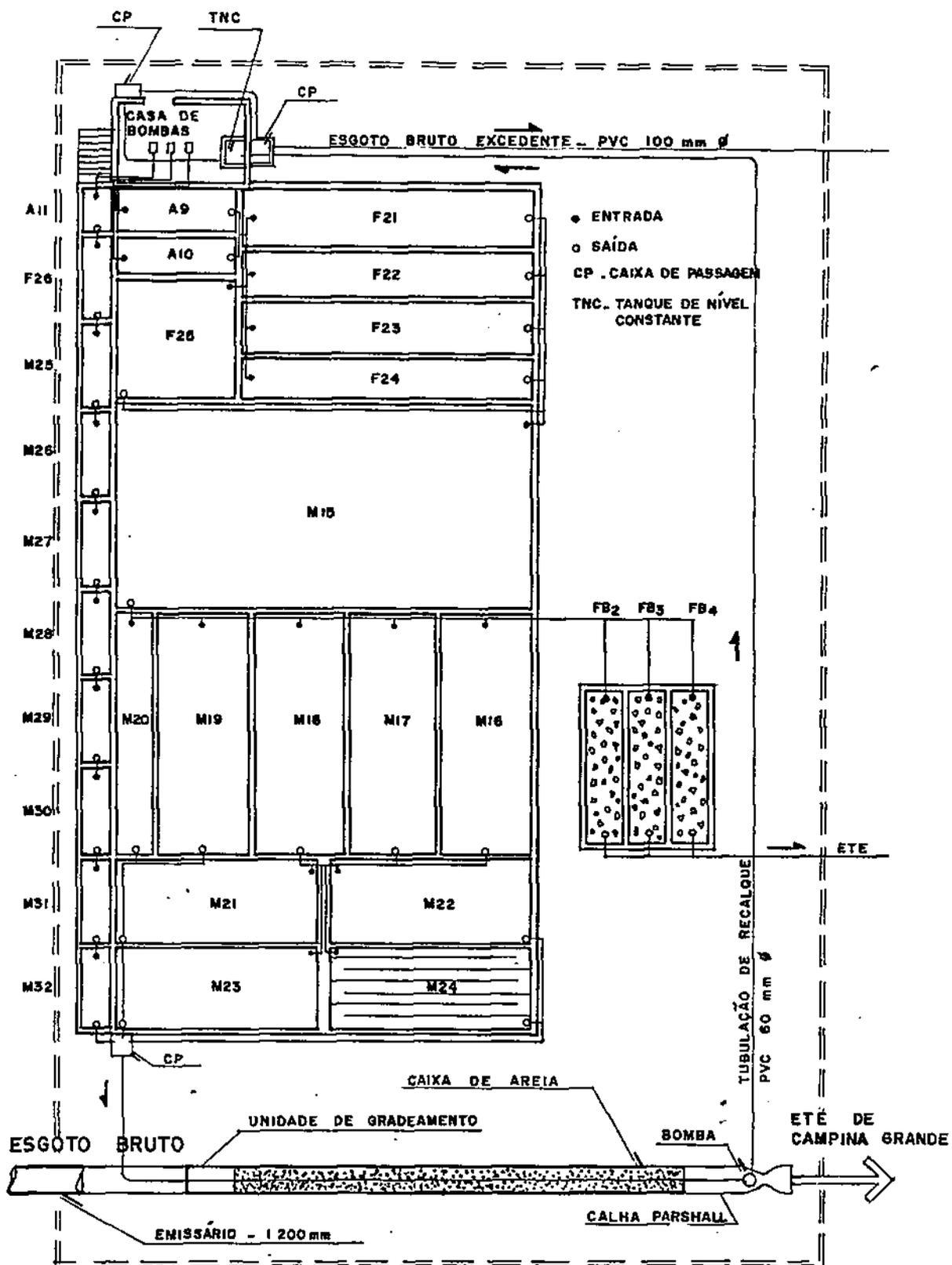
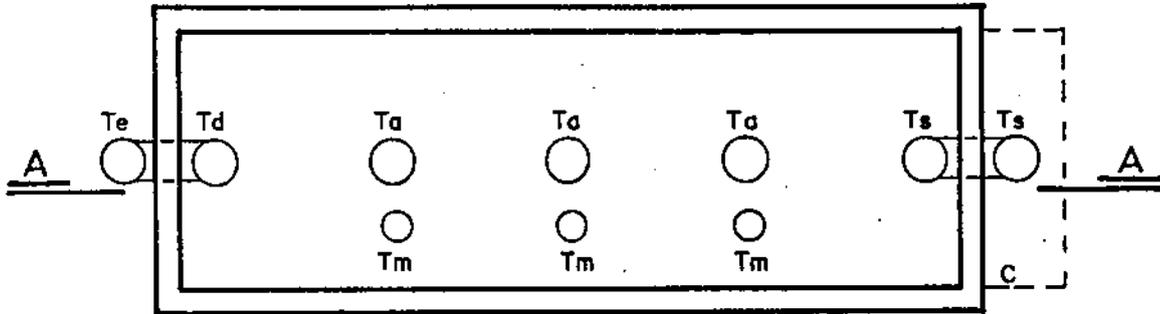


Figura 2.1 - Planta de situação do Complexo Experimental

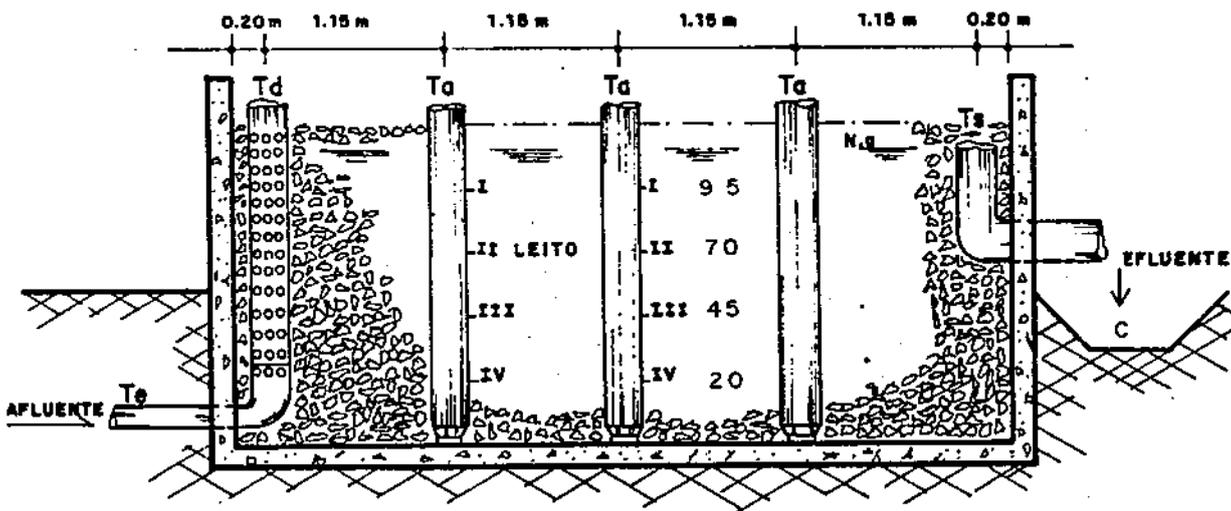
Fonte: EXTRABES

B||

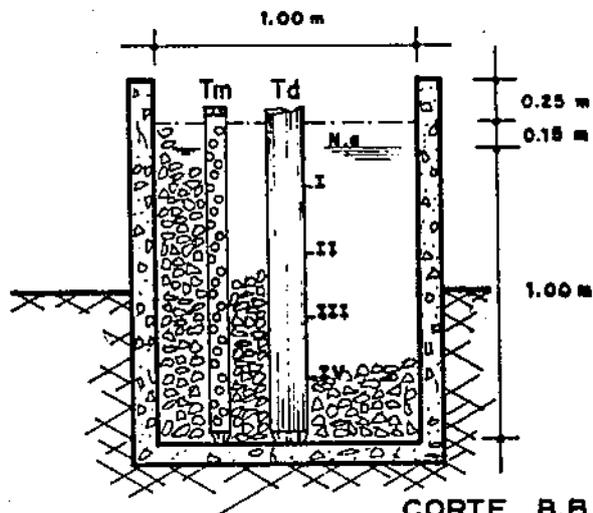


VISTA AÉREA - (a)

B||



CORTE A.A - (b)



CORTE B.B - (c)

Convenção :

- Te - Tubo de entrada .
- Td - Tubo de distribuição .
- Ta - Tubo de amostragem .
- Tm - Tubo de medição OD, pH .
- N.a - Nível de água .
- Ts - Tubo de saída .
- C - Calha coletora .

Figura 2.2 - Desenho esquemático do filtro biológico anaeróbio de pedra. (a) Vista aérea; (b) Corte A.A; (c) Corte B.B.

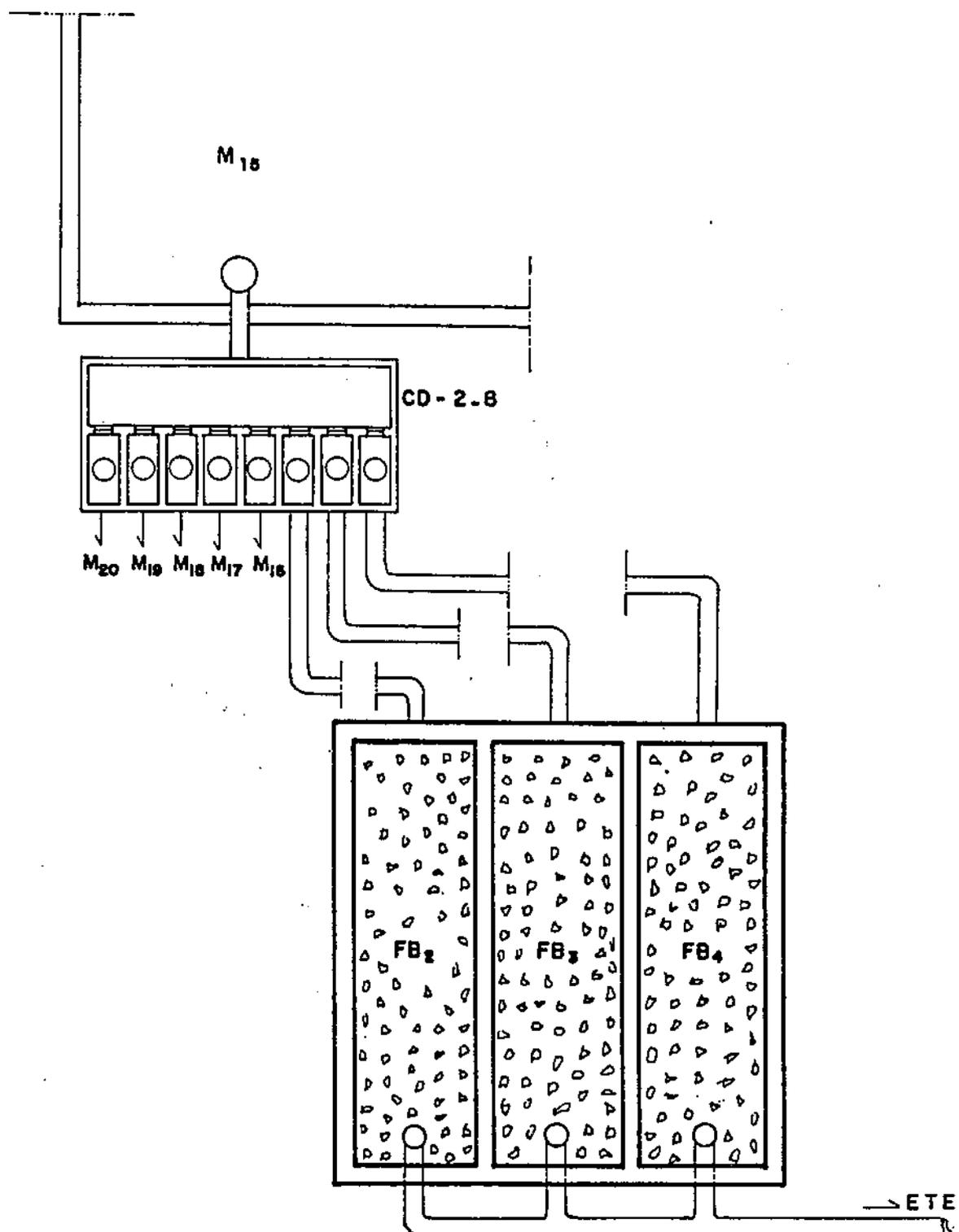


Figura 2.3 Detalhe da caixa de distribuição e sistema de distribuição de M_{15} para os filtros.

CAPITULO III

3.0 - APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS

3.1 - Apresentação e análise dos resultados.

Os dados obtidos durante o monitoramento de rotina para avaliar a eficiência do sistema experimental, foram baseados na análise de amostras pontuais, coletadas no período de outubro/92 a setembro/93 (efluentes da lagoa e dos filtros), além da amostragem de efluentes foi feita coleta de amostras pontuais no ciclo diário em quatro diferentes níveis de profundidade em cada um dos filtros, nos dias 03, 11 e 17/08/93. Os resultados de todos os parâmetros analisados, foram tratados estatisticamente para avaliar se havia diferenças entre os valores médios dos efluentes de M₁₅ e dos filtros anaeróbios (FB₂, FB₃ e FB₄), separadamente. Para tal comparação foi usado o teste t-Student (Spiegel, 1978) e, para obtenção dos valores médios, foi empregada a média aritmética para todos os parâmetros analisados. Sendo que, para o parâmetro coliformes fecais, os dados brutos foram primeiramente transformados tomando-se o seu logaritmo decimal. Além do cálculo das médias, foram também avaliados, o número de dados amostrai e faixa de variação (máxima e mínima) nos diversos reatores (ver dados nas Tabelas 3.1, 3.2, 3.3 e 3.4).

O conjunto dos dados permite observar que os valores médios dos diversos parâmetros no efluente de M₁₅, apresentou diferenças significativas, quando comparados aos valores médios desses mesmos parâmetros no efluente dos filtros de pedra (FB₂, FB₃ e FB₄)(ver Tabela 3.5). Analisando individualmente os dados de efluente entre os valores médios produzidos em cada um dos filtros, observa-se não ter havido diferença significativa entre o valor médio de um mesmo parâmetro investigado, daí conclui-se que possivelmente o efeito das variáveis em estudo, em FB₂, FB₃ e FB₄, foram estatisticamente iguais.

3.2 - Caracterização do efluente da lagoa de maturação (M₁₅)

Na Tabela 3.1, encontram-se dispostos todos os resultados de laboratórios (valores médios) necessários à caracterização do afluente dos filtros, durante o período experimental (outubro de 1992 a setembro de 1993). O estudo qualitativo e quantitativo dos parâmetros no efluente de M₁₅ foi feito com base na análise de amostras pontuais de efluente coletadas uma vez por semana sempre às 08 horas, normalmente às segundas-feiras.

As concentrações médias de DBO₅ e DQO foram respectivamente 26 mg/l e 137 mg/l, resultados semelhantes aos observados por Silva (1982) e de Oliveira (1990), em pesquisas anteriormente levadas a efeito na EXTRABES. O valor médio foi compatível com padrão especificado pelo EPA para lançamento em corpos aquáticos receptores (Bartone 1986).

O nitrogênio amoniacal (N-NH₄⁺) apresentou média de 17 mg N/l, valor superior aos especificados pelos órgãos de controle ambiental, mas quando comparado a dados obtidos em lagoas anaeróbias e/ou facultativas, são bem menores e, permite avaliar o bom desempenho de lagoas de maturação, na remoção de N-NH₄⁺ pela atuação dos mecanismos de Volatilização e assimilação biológica (Rohlich, 1969; Adams *et al.*, 1971; Pano e Middlebrooks, 1982 e Negulescu, 1986), que nesse tipo de lagoa são favorecidos pelas boas condições de pH (> 8,0), altos níveis de temperatura, pouca profundidade (1,0 m) da lagoa e baixa carga orgânica (Silva *et al.*, 1993).

Devido às condições predominantemente aeróbias a que estão submetidas lagoas de maturação, a forma de enxofre mais comumente encontrada, foi sulfato, com concentração média de 8,0 mg S/l. Fato que pode está relacionado aos elevados teores de OD que influenciam na oxidação química desta forma de enxofre e, também o mecanismo de oxidação biológica por parte das bactérias incolores do enxofre presentes em lagoas de maturação (Ferreira, 1988). No entanto, o enxofre na forma de sulfeto, apresentou uma frequência de 87% dos dados com concentração nula (0 mg de S/l). Fato que nos permite concluir não haver redução dissimilatória de sulfato em

lagoas de maturação. O potencial hidrogênio iônico (pH) médio no efluente de M₁₅, foi de 7,9, com valor máximo de 8,8 e, mínimo igual a 7,2. Salienta-se que os valores de pH, numa frequência de 52%, foram maiores que o valor mínimo (8,2) necessário a remoção das formas de fósforo presente, pelo mecanismo de precipitação química na forma de hidroxiapatita (Mouün *et al.*, 1992).

A temperatura média do efluente de M₁₅, foi 22^o C, sendo o valor máximo de 24^o C e mínimo de 21^o C nos meses mais frios do ano. Todos estes valores estão acima da temperatura mínima (15^o) relatada por Mara (1976), para que se verifique boa atuação dos mecanismos de degradação biológica em sistemas de lagoas de estabilização em série

Lagoas de maturação são tidas como bastante eficientes na eliminação de teores de fósforo total e fósforo orto-solúvel. No presente experimento, as concentrações médias de ambas as formas foram 6 e 4 mg P/l respectivamente. Estes resultados estão próximos aos observados por Silva (1982), Soares (1985), de Oliveira (1990), da Silva (1992) e Araújo (1993), em trabalhos realizados na EXTRABES, com sistemas de lagoas de estabilizações em séries com diferentes configurações.

A remoção de formas de fósforo (total e solúvel) em lagoas de maturação são atribuídas, principalmente, aos mecanismos de precipitação química, assimilação biológica (algas) e sedimentação.

Os teores de clorofila "a" e sólidos suspensos (SS) em lagoas de maturação têm gerado problemas para lançamento de seus efluentes em rios, devido a influência que estes parâmetros têm sobre o processo de autodepuração destes corpos aquáticos, provocando o crescimento nas taxas de DBO₅ e DQO. Porém, Gloyna e Tischler (1981) relatam que estes SS possuem características diferentes dos sólidos comuns de esgoto doméstico. As concentrações médias de SS e Cl" a" foram de 65 mg/l e 491 ug/l, valores idênticos aos de Silva (1982), operando série de lagoas rasas (1,0m). Os teores de SS e Cl" a" tendem a aumentar em épocas quentes do ano, quando a luminosidade intensifica-se provocando elevação nos níveis de pH e OD, devido a intensa atividade fotossintética (Konig, 1984), causando aumento nas concentrações desses parâmetros.

O valor médio para coliformes fecais foi de 1,7E4 CF/100 ml, com concentração máxima de 1,9E5 e mínima de 1,0E2. Ressaltando-se que mais de 72% dos resultados apresentaram valor

menor ou igual a média ($1,7E4$). Fato que nos permite concordar com avaliações de Silva Mara (1979) e, Mara e Pearson (1986), que relatam o bom desempenho de lagoas de maturação na remoção de patógenos (99,999%), quando projetadas em séries de lagoas de baixa profundidades e longos tempo de detenção hidráulica, propícias à elevação dos níveis de pH, temperatura, OD e biomassa de algas. Parâmetros que limitam a sobrevivência de agentes patogênicos e, geram efluentes de boa qualidade sanitária para reuso em dessedentação de animais e irrigação irrestrita.

3.3- Sistema de filtros anaeróbios (amostras de efluente).

Os valores médios dos parâmetros monitorados de outubro de 1992 a setembro de 1993, com amostragem do efluente dos filtros, encontram-se nas Tabelas 3.2, 3.3 e 3.4. As variações temporais destes parâmetros nos efluentes de M_{15} e filtros são mostrados na figuras 3.1 à 3.8.

A remoção de DBO_5 nos 3 filtros de pedra, variou de 38 a 46%, em relação a esse mesmo parâmetro no efluente de M_{15} . A concentração média de matéria orgânica decresceu de 26 mg/l no efluente da lagoa para 16, 15 e 14 mg/l em FB_2 , FB_3 e FB_4 respectivamente (ver Tabela 3.5), sendo o filtro (FB_2) o que maior concentração apresentou (59 mg/l, Tabela 3.3). No transcorrer da fase experimental houve uma grande variação da DBO_5 presente no afluente e efluente dos filtros, porém, deve ser salientado que as curvas de variações nos filtros foram praticamente iguais (ver Figura 3.1). No geral a eficiência na remoção de DBO_5 , foi superior às verificadas por Oran (1993) e Saidam (1993). Ambos operaram com filtros de pedra (unidade individual), entretanto, o último obteve desempenho maior que 60% com unidades em série.

A DQO média no efluente dos filtros foi de 93, 100 e 102 mg/l em FB_2 , FB_3 e FB_4 respectivamente, o que gerou um desempenho entre 26 e 32% em relação ao efluente de M_{15} . A Figura 3.2, mostra a redução dos níveis de DQO no efluente dos filtros anaeróbios, porém, para este parâmetro as curvas de variação foram distintas ao longo do experimento. Quanto à eficiência do sistema, os resultados foram concordante com os de Swansom e Williamson (1980) e, menores

que os obtidos por Oran (1993) e Saidam (1993), embora todos tenham operado filtros de pedra similares ao do experimento.

O nitrogênio amoniacal, apresentou aumento no efluente dos filtros, fato já esperado pela atividade biológica a que estão sujeito os filtros anaeróbios. Esse aumento, quando em níveis elevados, gera restrição ao uso desses reatores (O'Brien, 1975). As concentrações médias de nitrogênio foram 18 mg N/l em FB₂ e 19 mg N/l em FB₃ e FB₄, sendo a máxima concentração obtida em FB₃ (65 mg N/l). O crescimento de amônia em filtros anaeróbios está relacionado com a elevação dos níveis de degradação e mineralização de material orgânico nitrogenado (Middlebrooks, 1992) e, ao efeito inibitório dos mecanismos de remoção de nitrogênio (volatilização, assimilação biológica e nitrificação-desnitrificação biológica) que, em ambientes anaeróbios não encontram condições à sua atuação, ou seja, baixos níveis de OD, inexistência de atividade fotossintética com reduzido número de gêneros de algas e diminuição dos níveis de pH, tendendo à neutralidade (pH=7,0).

O enxofre na forma de sulfato, predominante no efluente de M₁₅, sofreu uma redução entre 62 e 75% no efluente dos três filtros (Tabela 3.5), em conseqüência da redução bioquímica causada pela ação das bactérias dissimilatória de sulfato (Ferreira, 1988), que encontram em ambientes anaeróbios condições propícias ao mecanismo de transformação de sulfato para sulfeto. As concentrações médias de sulfato nos filtros foram, 3 mg S/l em FB₂ e FB₄ e, 2 mg S/l em FB₃, ressaltando-se que 58% dos dados obtidos tiveram concentração nula (0 mg S/l), valores concordante com observações de O'Brien (1979), Swansom e Williamson (1980) e Middlebrooks (1992), que em experimentos com filtros de pedras anaeróbios, detectaram a grande capacidade que estes reatores possuem para reduzir as formas mais oxidadas de enxofre, com conseqüente aumento dos níveis de enxofre na forma de sulfeto. As concentrações médias de sulfeto foram 5 mg S/l em FB₂ e 6 mg S/l em FB₃ e FB₄, sendo o valor máximo verificado em FB₃ (23 mg S/l, Tabela 3.3) e, o mínimo obtido igualmente nos três filtros (0 mg S/l).

De semelhante modo foi o verificado com a alcalinidade, constatou-se aumento da concentração durante o período experimental, com concentrações médias iguais para os três filtros (316 mg CaCO₃/l) e, máxima de 500 mg CaCO₃ obtida em FB₄, resultado da elevada atividade anaeróbica a que está submetida este reator (maior carga orgânica e menor número de vazios). O

aumento da alcalinidade em filtros de pedra é atribuído a elevação dos níveis de nitrogênio amoniacal, conseqüência da ausência dos mecanismos de remoção desse elemento e, também a presença de sais orgânicos provenientes do processo de hidrólise ácidos, quando da acidogênese e metanogênese do material orgânico.

Os valores médios de pH foram de 7,6 para os três filtros, resultado concordante com as observações de Kennedy e Droste (1985), que relatam da capacidade autoreguladora de filtros anaeróbios em adquirir o seu regime de equilíbrio dinâmico permanente durante a operação. Observando a Figura 3.5, vê-se que durante o monitoramento de rotina os valores de pH nos filtros foram reduzidos, em comparação aos valores de M_{15} no mesmo período, sendo o maior valor de pH obtido em FB_3 e FB_4 (pH= 8,8) e, o menor em FB_3 (pH= 7,0).

O sistema de filtros apresentou uma temperatura média de 23^o C em FB_2 e, 24^o C em FB_3 e FB_4 , tendendo a crescer em épocas quentes do ano, quando os filtros tornam-se totalmente anaeróbios (Middlebrooks *et al.*, 1982), conseqüentemente aumento da atividade de digestão anaeróbica.

Os valores das formas de fósforo (total e solúvel), nos efluentes dos filtros de pedra, foram praticamente iguais aos valores afluentes. As concentrações médias em FB_2 , FB_3 e FB_4 foram iguais (5 mg P/l, ver Tabelas 3.2, 3.3, e 3.4), para ambas as formas de fósforo analisadas. Fato já esperado, tendo em vista o baixo consumo relativo desse elemento em filtros anaeróbios (Young, 1990 e Campos, 1990). Diversos autores relatam o crescimento dos teores de fósforo em ambientes anaeróbios, fato atribuído à inibição dos mecanismos de remoção química, física e biológica e, também à aceleração da atividade de mineralização da matéria orgânica e hidrólise de polifosfatos por parte das bactérias anaeróbias.

A remoção de sólidos suspensos (SS) foi bastante expressiva (63 a 65%) e, está proporcionalmente relacionada com a redução dos níveis de clorofila "a" (86 a 87%, ver Tabela 3.5). As concentrações médias para SS foram, 23 mg/l em FB_3 e, 24 mg/l em FB_2 e FB_4 , observando-se o valor máximo de 104 mg/l (FB_2) e, mínimo de 2 mg/l no filtro de menor volume de vazios (FB_4 , ver Tabelas 3.2 e 3.4). Já para clorofila "a" a concentração média nos filtros de pedra foram, 66 ug/l (FB_3) e 69 ug/l em FB_2 e FB_4 respectivamente. O maior valor foi

encontrado em FB₂ (228 ug/l) e, o mínimo de 0 ug/l em FB₃. Esses dados confirmam o bom desempenho de filtros de pedras na melhoria de efluentes de lagoas de maturação (O'Brien, 1975; Swanson e Williamson, 1980; Young, 1990 e Middlebrooks, 1992), deixando-os dentro das especificações contidas na legislação vigente, para descarga em rios (SS < 30 mg/l) (Bartone, 1986).

A Figura 3.8, mostra as flutuações de coliformes fecais nos três filtros, podendo ser observado que os reatores apresentaram comportamentos praticamente idênticos, o que permite avaliar que a granulometria do leito percolador não exerceu influência significativa nos índices de eliminação de patógenos, quando comparados entre si. As concentrações médias foram, 5,1E3; 4,0E3 e 4,2E3 CF/100 ml em FB₂, FB₃ e FB₄ respectivamente (Tabelas 3.2, 3.3 e 3.4), com uma remoção percentual variando de 70 a 76% (Tabela 3.5). A máxima concentração detectada foi 4,0E4 em FB₂ (Tabela 3.2) e, a mínima em FB₄ (1,4E1, ver Tabela 3.4). Esses valores são menores que os observados por Saidam (1992), que obteve remoção entre 90 e 94%, operando com filtros de pedra tratando efluente de lagoa de maturação, deve ser ressaltado, porém, que o referido autor operou unidades em série. Os níveis de coliformes fecais obtidos durante o monitoramento de rotina, foram superior aos padrões recomendado por WHO (1989), ou seja, valores menores que 1000 CF/100 ml, para irrigação irrestrita.

3.4-Sistema de filtros anaeróbios (amostras pontuais coletadas em diferentes profundidades).

A Tabela 3.6, apresenta os valores médios resultantes de seis coletas efetuadas ao longo do ciclo diário (08, 12, 16, 20, 24 e 04 horas), em um único experimento por filtro. Foram constatadas variações nas médias nos quatro diferentes níveis investigados, porém, as concentrações médias dos diversos parâmetros nos três filtros, como já mencionado, foram praticamente iguais.

As concentrações de DBO₅ e DQO apresentaram grande variação ao longo do dia, com valores máximos de 59 e 305 mg/l obtidos às 16 e 20 horas (nível I), nos filtros FB₄ e FB₂. A concentração mínima observada foi 11 e 65 mg/l para ambos os parâmetros, encontradas no

FB₂ às 04 horas (nível III). Observando a Tabela 3.6, vê-se que há uma tendência de redução de matéria orgânica, principalmente, na região mais próxima ao fundo do reator (Níveis III e IV), onde segundo relatam Young e McCarty (1969), Foresti (1978), Young e Young (1991) e Carter e Younger (1992), existe uma elevada concentração de microorganismos ativos, na forma de flocos, grânulos ou aglomerados de bactérias, responsáveis pela maior atividade degradativa.

O nitrogênio amoniacal e a alcalinidade, cresceram nas camadas mais profundas do filtro (nível III e IV), conforme vê-se na Tabela 3.6. Este crescimento é atribuído à elevação dos níveis de degradação biológica nessa região do filtro, principalmente no período da noite, quando o oxigênio dissolvido no efluente de M₁₅ é bastante reduzido, devido a inexistência do processo de fotossíntese e, também, o próprio consumo de oxigênio pelas algas na sua respiração. Esses fatos tornam os filtros de pedra totalmente anaeróbios. As maiores concentrações de N-NH₄⁺ e Alca-total, foram detectadas em FB₂ (15 mg N/l e 450 mg CaCO₃ /l), entre 04 e 08 horas, no nível IV. Já os valores mínimos para ambos os parâmetros foram de 4 mg N/l e 316 mg CaCO₃/l, obtidos no mesmo filtro (FB₂) no nível I, às 16 horas.

As formas de enxofre (sulfato e sulfeto), de modo semelhante ao ocorrido no monitoramento de rotina, passaram por um processo de conversão bioquímica, ou seja, o sulfato, forma predominante em sistemas aeróbios, por processo de redução foi transformado em sulfeto que, em ambiente anaeróbio encontra meio favorável a um aumento de sua concentração. A concentração de sulfato apresentou grande oscilação ao longo do dia, sendo a máxima observada de 25 mg S/l em FB₂, às 16 hs. e, a mínima nula (0 mg S/l) nos três filtros, no intervalo entre 20 e 24 horas. A concentração de sulfato tendeu a diminuir nas amostras coletadas nas proximidades do fundo do reator (ver Tabela 3.6), em consequência do processo de redução mais acentuada nessa área, que favoreceu o crescimento do teor de sulfeto, com concentração máxima de 18 mg S/l obtida às 20 horas (nível III), em FB₄. O valor mínimo encontrado foi nulo (0 mg S/l), no filtro (FB₄) (nível I). Os teores de sulfeto no filtro FB₄, foram praticamente iguais nos quatro níveis investigado (ver Tabela 3.6), provavelmente pela maior condição anaeróbia a que está submetido este reator, porém, nos outros dois filtros (FB₂ e FB₃) o sulfeto cresceu nas amostras coletadas no nível mais profundo, fato inverso ocorreu com os dados de sulfato, foram maiores na região superior da lâmina líquida (nível I)(ver Tabela 3.6).

Ao longo da coluna líquida nos filtros, os valores de pH apresentaram variação no ciclo diário, ocorrendo um máximo de 8,8 às 16 horas (nível I) e, mínimo de 7,0 às 20 horas (nível IV)), ambos no filtro FB₂. Os menores valores de pH registrados ocorreram nos níveis III e IV, onde a decomposição anaeróbica de matéria orgânica foi mais intensa, gerando a produção de ácidos voláteis e conseqüentemente a redução nos níveis de pH.

Por outro lado, os baixos valores de pH, restrita comunidade biológica, nula atividade fotossintética a que estão submetidos os filtros anaeróbios, contribuem para que a remoção das formas de fósforo (P-total e P-solúvel) permaneça inalterada com relação ao efluente de M₁₅. Tal fato é explicado pela inibição dos mecanismos de remoção (precipitação, assimilação biológica) desse elemento, assim como ao baixo consumo relativo desse elemento em filtros anaeróbios (Young e McCarty, 1969). A maior concentração de fósforo total ao longo do ciclo diário ocorreu no filtro FB₄ (9,1 mg P/l), no nível IV, às 08 horas e, a mínima foi de 1,6 mg P/l (FB₂), no nível I, às 20 horas. De semelhante modo, o fósforo solúvel apresentou valor máximo de 8,8 mg P/l (FB₄), no nível IV, às 08 horas e, mínimo ocorrido em FB₂ (0,8 mg P/l) às 12 horas, no nível I. Analisando os valores médios da Tabela 3.6 para ambos os parâmetros, nos diferentes níveis, mostra um crescimento de fósforo a medida que o ponto de coleta aproxima-se do fundo do filtro. Esse resultado pode indicar a existência do mecanismo de sedimentação de fósforo, mas deve-se principalmente, a intensa mineralização de matéria orgânica nessa região dos filtros de pedra.

As concentrações de sólidos suspensos (SS) e clorofila "a" (Cl^a) no ciclo diário tenderam a diminuir à medida que as amostras analisadas foram coletadas dos níveis mais baixo da lâmina líquida (ver Tabela 3.6), atingindo nestas camadas mais profundas, remoções entre 84 e 97% para ambas as variáveis. Ao longo do dia os maiores valores de SS e Cl^a encontrados foram no nível I, em FB₂ (186 mg/l) e FB₃ (1941 ug/l), no período compreendido entre 16 e 20 horas. Já os mínimos foram de 5 mg/l (FB₂) e 12 ug/l (FB₄), em amostras coletadas no nível IV, entre 04 e 08 horas. Com relação às concentrações máximas observadas sempre no nível I (Tabela 3.6), deve-se possivelmente a grande quantidade de algas presente no efluente de M₁₅ que, ao ser direcionado ao tubo de distribuição nos filtros flutuam dentro do mesmo, saturando a camada superior do leito percolador e, impedindo uma maior atuação dos mecanismos de retenção física e assimilação

biológica, que são mais efetivos na parte inferior do reator, quando o fluxo hidráulico é distribuído ao nível do fundo do filtro (Young, 1990).

A Tabela 3.6, mostra que a remoção de coliformes fecais é mais acentuada nos níveis mais baixos do leito de pedra, dado indicativo da atuação dos mecanismos de sedimentação e retenção física na redução deste parâmetro, pois segundo Stutz (1975) e Swanson e Williamson (1980), filtros com elevada área específica e baixo volume de vazios são eficientes na eliminação de agentes patogênicos. A maior concentração de coliformes foi $5,7E5$ CF/100 ml, obtida em FB₃, às 08 horas, no nível I e, a mínima ocorreu em FB₄ ($1,9E3$ CF/100 ml), às 12 horas no nível IV. A máxima remoção de coliformes fecais foi obtida no filtro (FB₄), provavelmente, devido ao maior efeito de retenção física a que está sujeito este reator.

TABELA 3.1 - Parâmetros físico-químicos e microbiológicos analisados entre outubro de 92 a setembro de 93 no aflente dos filtros biológicos (efluente de M₁₅), com tamanho amostral, faixa de variação e valores médios.

PARÂMETROS	UNIDADE	TAMANHO AMOSTRAL (n)	FAIXA DE VARIAÇÃO		MÉDIA
			MÍNIMA	MÁXIMA	
DBO	mg O ₂ /l	31	6	67	26
DQO	mg O ₂ /l	43	9	237	137
Amônia	mg N/l	43	5	66	17
Sulfato	mg S/l	40	0	19	8
Sulfeto	mg S/l	41	0	0,14	0,03
pH	-	43	7,2	8,8	7,9
Temperatura	°C	15	21	24	22
Alc. total	mg CaCO ₃ /l	42	122	427	300
P - total	mg P/l	34	3	9	6
P - solúvel	mg P/l	40	2	6	4
SST	mg/l	38	6	109	65
Clorof. "a"	ug/l	39	123	1070	491
C. fecais	CF/100 ml	35	1,0E2	1,9E5	1,7E4

TABELA 3.2 - Parâmetros físico-químicos e microbiológicos analisados entre outubro de 92 a setembro de 93 no efluente do filtro biológico (FB₂), com tamanho amostral, faixa de variação e valores médios.

PARÂMETROS	UNIDADE	TAMANHO AMOSTRAL (n)	FAIXA DE VARIAÇÃO		MÉDIA
			MÍNIMA	MÁXIMA	
DBO	mg O ₂ /l	31	1	55	16
DQO	mg O ₂ /l	43	17	157	93
Amônia	mg N/l	43	4	59	18
Sulfato	mg S/l	40	0	18	3
Sulfeto	mg S/l	41	0	13	5
pH	-	43	7,2	8,6	7,6
Temperatura	°C	15	21	25	23
Alc. total	mg CaCO ₃ /l	42	182	438	316
P - total	mg P/l	34	2	8	5
P - solúvel	mg P/l	40	1	7	5
SST	mg/l	37	3	104	24
Clorof. "a"	ug/l	39	3	228	69
C. fecais	CF/100 ml	35	6,2E1	4,0E4	5,1E3

TABELA 3.3 - Parâmetros físico-químicos e microbiológicos analisados entre outubro de 92 a setembro de 93 no efluente do filtro biológico (FB₃), com tamanho amostral, faixa de variação e valores médios.

PARÂMETROS	UNIDADE	TAMANHO AMOSTRAL (n)	FAIXA DE VARIAÇÃO		MÉDIA
			MÍNIMA	MÁXIMA	
DBO	mg O ₂ /l	31	1	59	15
DQO	mg O ₂ /l	43	7	187	100
Amônia	mg N/l	43	4	65	19
Sulfato	mg S/l	40	0	14	2
Sulfeto	mg S/l	41	0	23	6
pH	-	43	7,0	8,8	7,6
Temperatura	°C	15	22	25	24
Alc. total	mg CaCO ₃ /l	42	178	446	316
P - total	mg P/l	34	2	8	5
P - solúvel	mg P/l	40	2	7	5
SST	mg/l	38	4	56	23
Clorof. "a"	ug/l	39	0	203	66
C. fecais	CF/100 ml	35	2,6E1	2,2E4	4,0E3

TABELA 3.4 - Parâmetros físico-químicos e microbiológicos analisados entre outubro de 92 a setembro de 93 no efluente do filtro biológico (FB4), com tamanho amostral, faixa de variação e valores médios.

PARÂMETROS	UNIDADE	TAMANHO AMOSTRAL (n)	FAIXA DE VARIAÇÃO		MÉDIA
			MÍNIMA	MÁXIMA	
DBO	mg O ₂ /l	31	1	44	14
DQO	mg O ₂ /l	43	14	206	102
Amônia	mg N/l	43	3	53	19
Sulfato	mg S/l	40	0	13	3
Sulfeto	mg S/l	41	0	12	6
pH	-	43	7,1	8,8	7,6
Temperatura	°C	15	22	26	24
Alc. total	mg CaCO ₃ /l	42	178	500	316
P - total	mg P/l	34	2	8	5
P - solúvel	mg P/l	40	2	7	5
SST	mg/l	38	2	49	24
Clorof. "a"	ug/l	39	4	176	69
C. fecais	CF/100 ml	35	1,4E1	3,9E4	4,2E3

TABELA 3.5 - Valores médios do afluente (M₁₅), efluentes dos filtros biológicos (FB₂, FB₃ e FB₄) e faixa de remoção porcentual (%) para os parâmetros físico-químicos e microbiológicos no período de outubro de 92 a setembro de 93.

Parâmetro	Unidade	Valor Médio Efluente				Faixa de remoção %
		M ₁₅	FB ₂	FB ₃	FB ₄	
DBO ₅	mg O ₂ /l	26	16	15	14	38-46
DQO	mg O ₂ /l	137	93	100	102	26-32
Amônia	mgN/l	17	18	19	19	+2-6
Sulfato	mgS/l	8	3	2	3	62-75
Sulfeto	mgS/l	0.03	5	6	6	-
pH	-	7.9	7.6	7.6	7.6	-
Temp.	°C	22	23	24	24	-
Alca-T.	mgCaCO ₃ /l	300	316	316	316	+5
P-Total	mg P/l	6	5	5	5	17
P-Solúvel	mg P/l	4	5	5	5	+25
SST	mg/l	65	24	23	24	63-65
Clorof. 'a'	ug/l	491	69	66	69	86-87
C.Fecais	CF/100ml	1.7E4	5.1E3	4.0E3	4.2E3	70-76

TABELA 3.6 - Valores médios de 06 (seis) amostragens do ciclo diário de parâmetros físico-químicos e microbiológicos analisados em amostras coletadas em diferentes níveis nos filtros biológicos (I=95, II=70, III=45 e IV=20 cm).

Parâmetro	Filtros	Níveis			
		I	II	III	IV
DBO ₅ (mg O ₂ /l)	FB ₂	30	23	22	22
	FB ₃	31	21	20	21
	FB ₄	33	20	19	18
DQO (mg O ₂ /l)	FB ²	170	171	113	119
	FB ³	162	163	120	117
	FB ⁴	192	172	138	121
Amônia (mg N/l)	FB ₂	7	8	10	10
	FB ₃	10	10	12	12
	FB ₄	9	11	11	11
Sulfato (mg S/l)	FB ₂	16	13	5	4
	FB ₃	9	7	4	3
	FB ₄	11	10	9	7
Sulfeto (mg S/l)	FB ₂	2	5	10	12
	FB ₃	5	7	11	11
	FB ₄	12	13	14	14
pH	FB ₂	8,2	7,9	7,6	7,5
	FB ₃	8,2	7,9	7,7	7,7
	FB ₄	7,9	7,5	7,4	7,6
Alcalinidade mg CaCO ₃ /l	FB ₂	349	364	394	398
	FB ₃	346	361	382	382
	FB ₄	345	389	386	387
p - Total (mg P/l)	FB ₂	3	4	5	5
	FB ₃	3	4	5	4
	FB ₄	4	5	5	5
P - Solúvel (mg P/l)	FB ₂	2	3	5	5
	FB ₃	3	3	4	4
	FB ₄	3	5	5	5
Sólidos Suspensos (mg/l)	FB ₂	75	32	20	21
	FB ₃	49	19	12	11
	FB ₄	46	26	24	23
Clorofila "a" (ug/l)	FB ₂	701	311	124	85
	FB ₃	737	315	100	69
	FB ₄	422	77	62	27
Coliformes Fecais (CF/100ml)	FB ₂	3,0E5	2,3E5	1,1E5	1,0E5
	FB ₃	2,6E5	2,5E5	1,9E5	1,1E5
	FB ₄	1,2E5	9,5E4	9,4E4	7,8E4

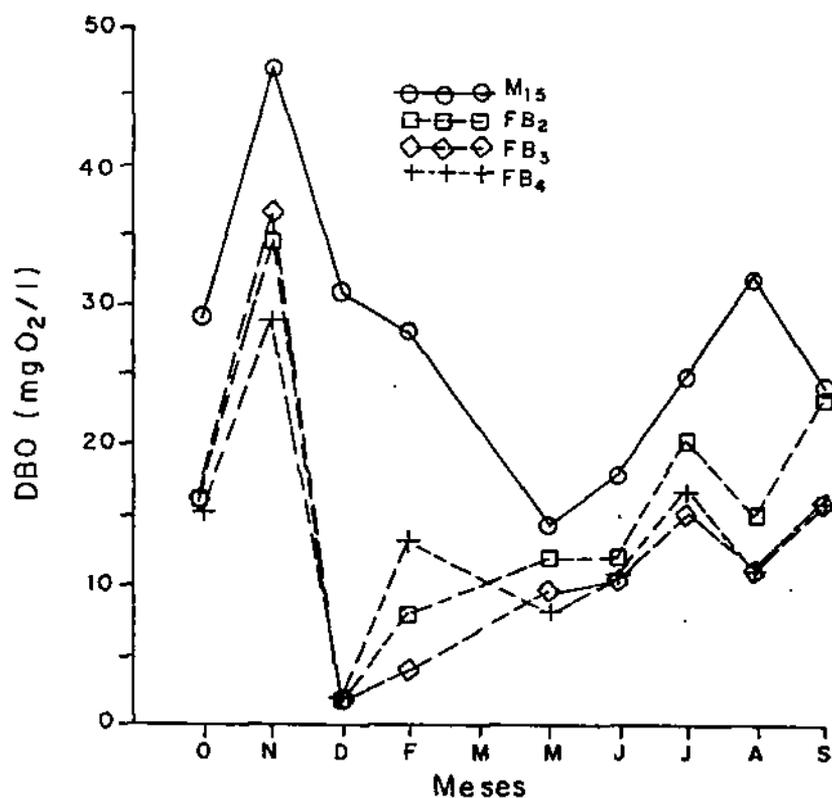


Figura 3.1 – Variação dos valores médios de DBO no efluente de M₁₅ e efluentes dos filtros FB₂, FB₃ e FB₄ no período entre outubro de 92 a setembro de 93.

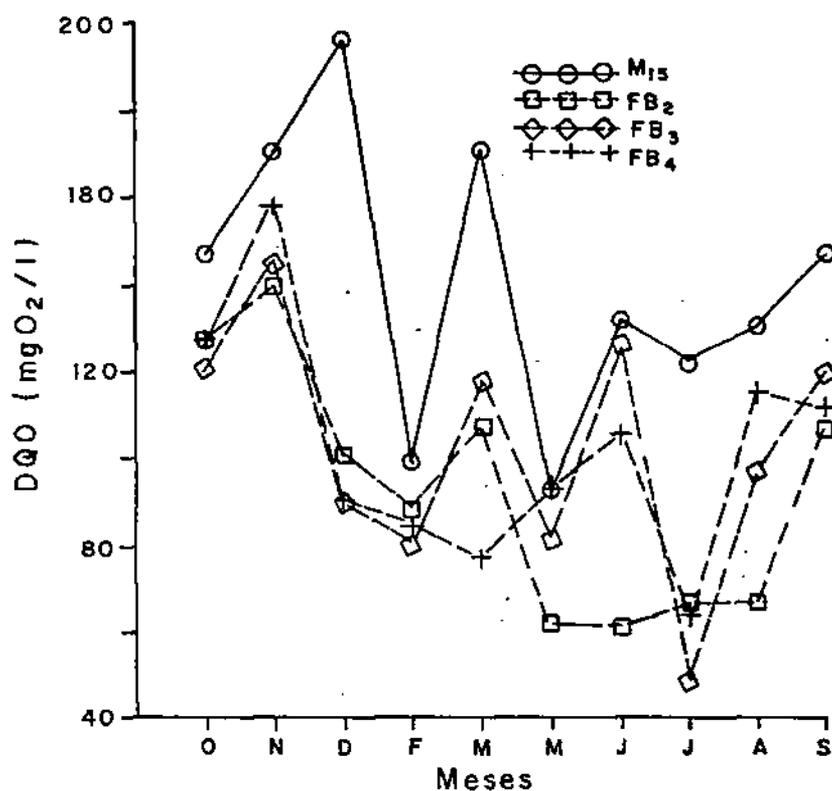


Figura 3.2 – Variação dos valores médios de DQO no efluente de M₁₅ e efluentes dos filtros FB₂, FB₃ e FB₄ no período entre outubro de 92 a setembro de 93.

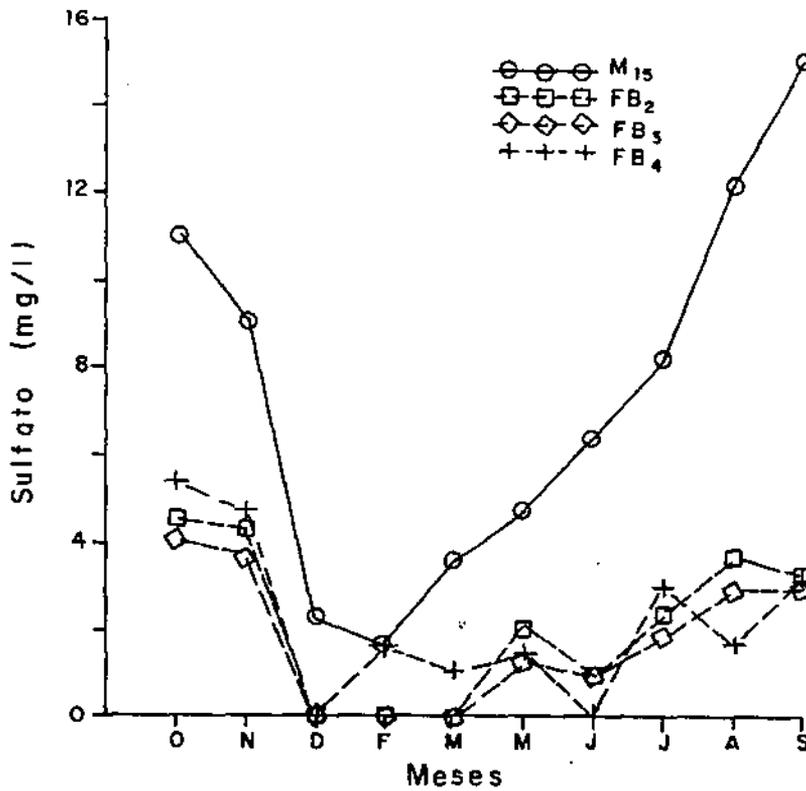


Figura 3.3 - Variação dos valores médios de sulfato no efluente de M₁₅ e efluentes dos filtros FB₂, FB₃ e FB₄ no período entre outubro de 92 a setembro de 93.

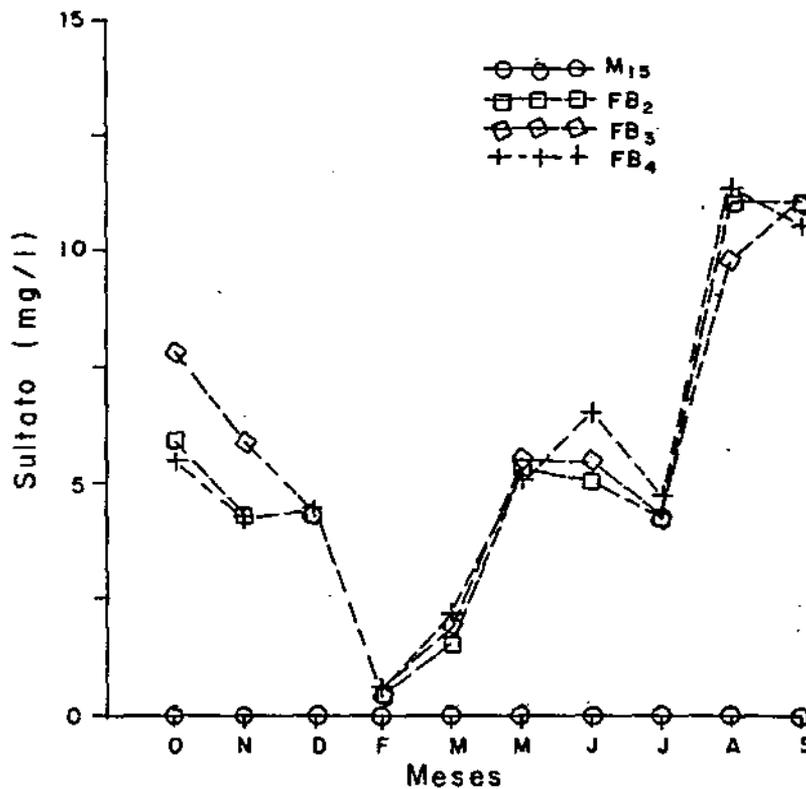


Figura 3.4 - Variação dos valores médios de sulfato no efluente de M₁₅ e efluentes dos filtros FB₂, FB₃ e FB₄ no período entre outubro de 92 a setembro de 93.

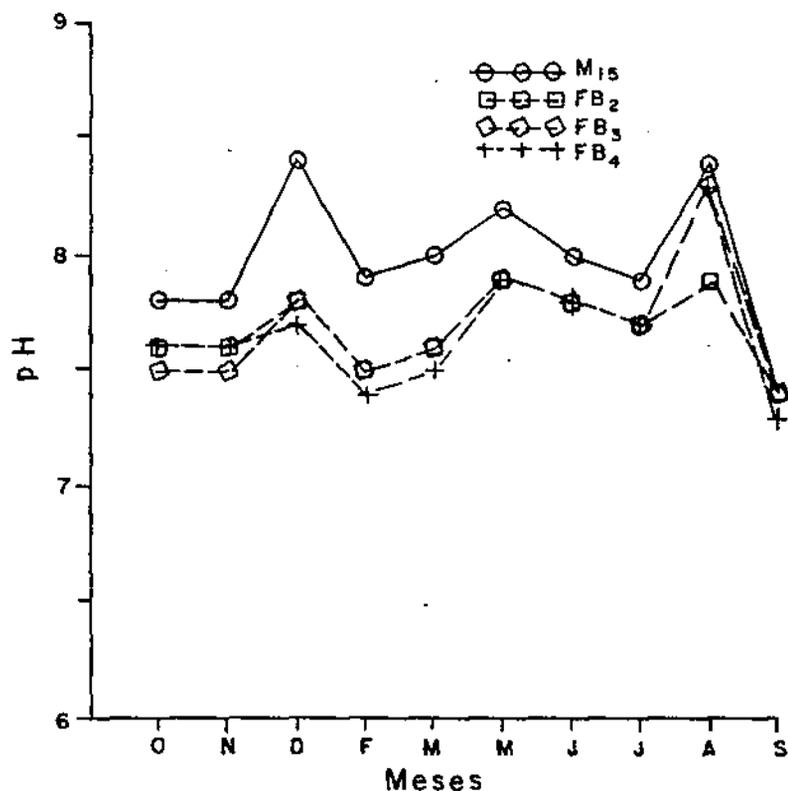


Figura 3.5- Variação dos valores médios de pH no efluente de M₁₅ e efluentes dos filtros FB₂, FB₃ e FB₄ no período entre outubro de 92 a setembro de 93.

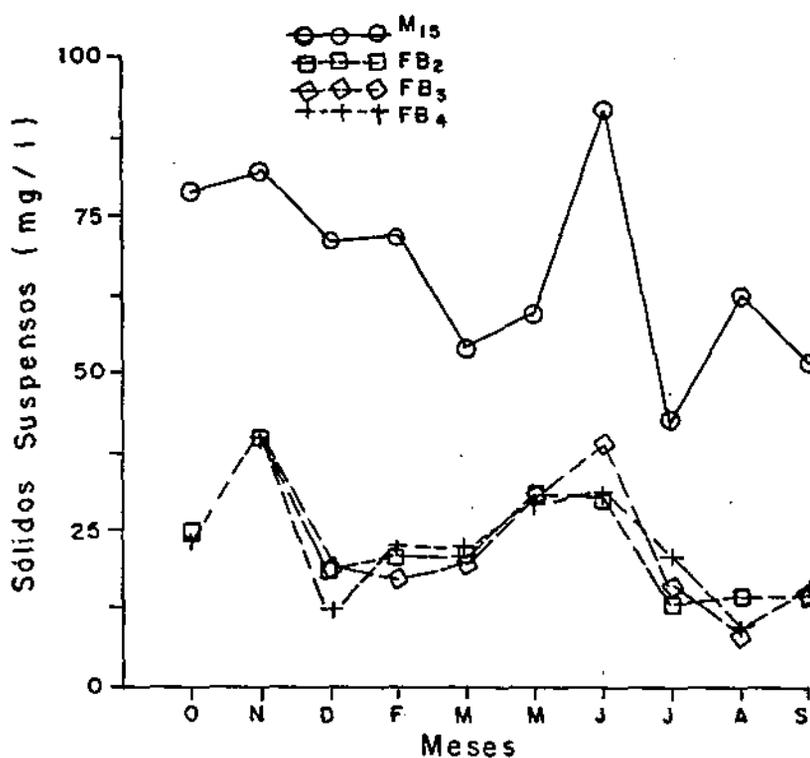


Figura 3.6 - Variação dos valores médios de sólidos em suspensão no efluente M₁₅ e efluentes dos filtros FB₂, FB₃ e FB₄ no período entre outubro de 92 a setembro de 93.

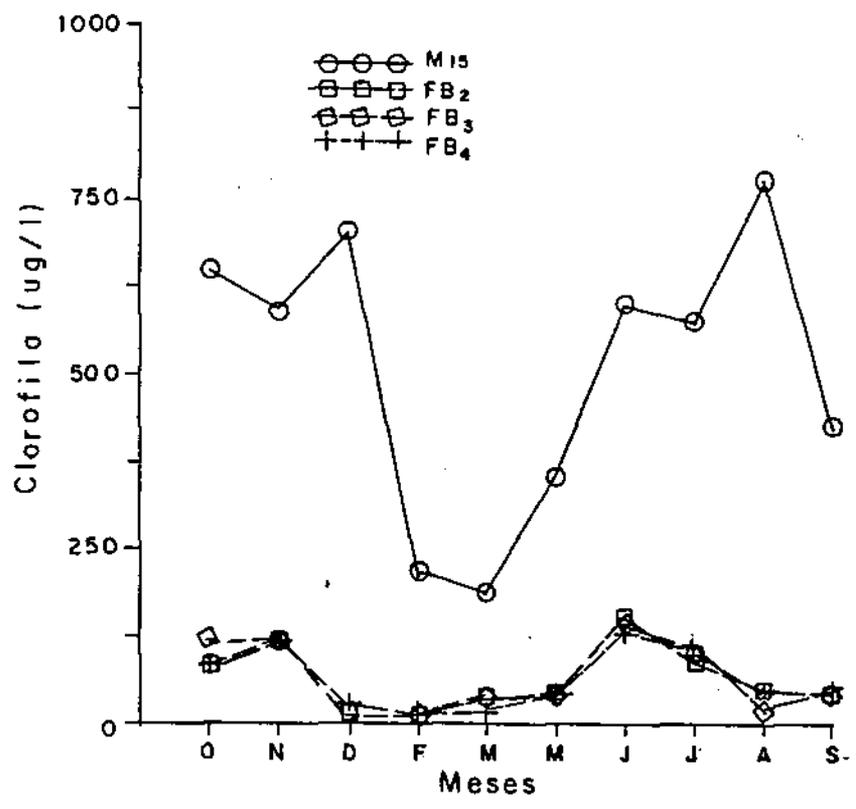


Figura 3.7- Variação dos valores médios de clorofila "a" no efluente de M₁₅ e efluentes dos filtros FB₂, FB₃ e FB₄ no período entre outubro de 92 a setembro de 93.

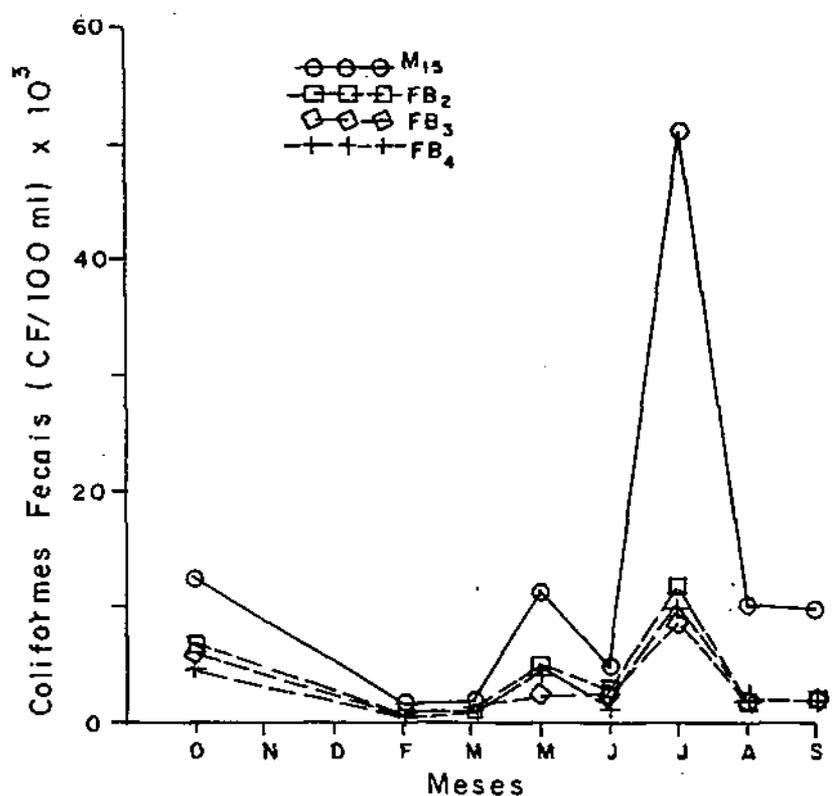


Figura 3.8- Variação dos valores médios de coliformes fecais no efluente de M₁₅ e efluentes dos filtros FB₂, FB₃ e FB₄ no período entre outubro de 92 a setembro de 93.

CAPITULO IV

4.0 - DISCUSSÃO.

O complexo experimental, era constituído por três filtros anaeróbios com leitos de pedra, operando sob diferentes condições operacionais, mas com configuração geométrica idênticas. O sistema apresentou resultados de comportamento praticamente iguais, no que concerne aos parâmetros investigados. Os dados analisados apontam no sentido de que a principal variável física em estudo, diâmetro da brita, não exerceu influência significativa sobre o conjunto de parâmetros, quando comparados de forma individual. Isto não concorda com a literatura revisada, ou seja, que leito filtrante parece exercer grande influência no desempenho de filtros de pedra (Swanson e Williamson, 1980; Middlebrooks, 1988 e Young, 1990), porém, deve ser ressaltado que todos estes autores pesquisaram filtros com leitos de pedra com diâmetro mínimo de 5,0 cm.

O sistema de filtros, em escala-piloto, nas condições operacionais, proporcionaram um considerável desempenho no tratamento de efluentes de lagoas de maturação primárias, particularmente na remoção da matéria orgânica, SS, Cl^{a} e CF, devendo isto ser atribuído à atuação dos mecanismos de sedimentação, retenção física, assimilação biológica e de forma pouco aparente à flotação. Esses mecanismos atuam de forma mais ativa nas partes mais baixas do leito percolador (20 cm do fundo), onde os efeitos físicos e biológicos predominam. Os dados constatam ter havido considerável remoção na concentração dos parâmetros DBO_5 , DQO, Cl^{a} , SS e CF, com reduções percentuais nas faixas, 38-46% ; 26-32% ; 86-87% ; 63-65% e 70-76% para os respectivos parâmetros. Tais remoções podem ter sido consequência dos mecanismos de retenção física e assimilação biológica, que em filtros de pedra do tipo estudado encontram condições favoráveis a sua atuação, ou seja, leitos de pedras de pequeno diâmetro (19 - 38 mm) e baixo índice de vazios (32 - 41%). Fatores que favorecem a deposição física de partículas nos interstícios entre as pedras (Stutz, 1979), assim como também, a proliferação de flocos e/ou

grânulos biológicos responsáveis por grande parte do processo de decomposição orgânica (Rittman, 1990 e Young, 1990). Durante a monitoração de rotina, as concentrações de DBO_5 e SS foram reduzidas para valores inferiores a 16 e 24 mg/l, respectivamente, resultados que são menores que os conseguidos por O'Brien (1975), Swansom e Williamson (1980) e Middlebrooks (1988), assim como, dentro das especificações recomendadas para o UK (20 e 30 mg/l) e USA (30 e 30 mg/l), para lançamento do efluente em rios (Bartone, 1986).

Devido às condições de anaerobiose a que estão sujeitos os filtros de pedras, foi observada diminuição na concentração do sulfato proveniente do efluente de M_{15} , com reduções na faixa de 62-75% e conseqüentemente baixas concentrações desse composto no efluente dos filtros (2 a 3 mg S/l). Ocorreu como resultado da redução de sulfato, um crescimento de enxofre na forma de sulfeto de hidrogênio (H_2S), sendo este um dos compostos mais indesejáveis em efluentes de sistemas de tratamento de esgotos, pois em determinados níveis podem gerar:

- a) o aparecimento de odores desagradáveis às comunidades próximas às estações de tratamento;
- b) toxicidade as diversas comunidades biológicas presentes no interior do reator;
- c) prejuízo ao processo de autodepuração de corpos aquáticos, devido à depleção de O_2 (demanda de O_2 , $2 \text{ mol O}_2 / \text{mol H}_2\text{S}$) (Kobayashi et al., 1983);
- d) inibição ao processo fotossintético e assimilação biológica do material orgânico.

Mas apesar do crescimento dessa forma de enxofre (sulfeto), com concentração efluente de 5 a 6 mg S/l, não foi constatada, durante o período experimental, grave exalação de maus odores dos filtros. De semelhante modo, a concentração de nitrogênio amoniacal, também apresentou crescimento, com valores médios efluentes na faixa de 18 a 19 mg N/l, conseqüência da intensa degradação anaeróbia de matéria orgânica e a inibição dos mecanismos de remoção desse composto em filtros de pedra. Tais concentrações estão acima dos limites estabelecidos para despejo em corpos hídricos, no Brasil (5,0 mg N/l) (CONAMA 20/1986). Segundo Farsberg (1977), Salvato (1982) e Branco (1986), concentrações de nitrogênio inorgânico superiores a 0,30 mg N/l, podem causar aumento da produtividade primária e conseqüentemente aceleração do processo de eutrofização dos rios, lagos e reservatórios de águas tratadas. No entanto, se, por um

lado, o lançamento de efluentes contendo níveis indesejáveis de micro e macro elementos nutrientes (N e P) podem ocasionar sérios danos ao meio ambiente aquático (Nunes, 1993), por outro, quando se pensar no reuso não potável para efluentes de sistemas de tratamento pode ser de grande valor, pois além da preservação ambiental, esses efluentes podem servir para correção de solos áridos e inférteis para aplicação na agricultura e aquicultura, como também numa forma de tratamento terciário na eliminação desses sais nutrientes.

Comparando os resultados obtidos durante a fase experimental, com aqueles encontrados por O'Brien (1975), Stutz (1979), Swanson e Williamson (1980), Middlebrooks *et al.*, (1982), Middlebrooks (1988), Young (1990), Ramirez e Ruiz (1992), Saidam (1993) e Oran *et al.*, (1993), foi possível constatar que os filtros de pedra apresentaram um bom desempenho, principalmente quanto a remoção de DBO_5 e SS, proporcionando melhorias na qualidade final de efluentes de lagoas de maturação primárias.

Finalmente, é possível destacar que a combinação de fatores como carga orgânica, diâmetro de pedras, altura do leito, tempo de detenção hidráulica, tempo de detenção celular e temperatura, em filtros biológicos anaeróbios com leitos de pedra é uma consideração de projeto indispensável a obtenção da melhoria do desempenho de filtros de pedra na remoção de matéria orgânica e sólidos em suspensão de sistemas de tratamento de esgotos domésticos.

CAPITULO V

5.0 - CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.

A análise do conjunto de dados obtidos durante a monitoração de rotina no sistema de filtros anaeróbios com leito de pedra, permitiu concluir que:

a) filtros de pedra representam uma alternativa na clarificação de efluentes de lagoas de maturação primárias, principalmente quanto à remoção de matéria orgânica, clorofila "a" e sólidos em suspensão;

b) filtros de pedra, por apresentarem características predominantemente anaeróbias, permitem a elevação dos teores de nitrogênio amoniacal, sulfeto e, de forma menos acentuada fósforo. Elementos que devem ser criteriosamente observados para que não venham a causar danos aos corpos aquáticos receptores;

c) são eficientes na eliminação de agentes patogênicos de efluentes de sistemas de tratamento, produzindo qualidade bacteriológica bastante próxima aos padrões recomendados por WHO (1989) (menos que 1000 CF/100 ml), para uso na aquicultura e irrigação irrestrita.

d) a remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos, ocorreu principalmente na região mais próxima ao fundo do reator (20 cm), onde a atividade biológica de digestão orgânica é mais intensa;

e) é possível que o melhor desempenho na remoção de DBO_5 , SS, Cl^{a} e CF, tenha sido devido a atuação dos mecanismos de retenção física, assimilação biológica e sedimentação, particularmente observados nos níveis mais baixo do leito de pedra (ver Tabela 3.6);

f) devido aos baixos níveis de OD, nesses reatores, faz-se necessária uma reaeração e/ou oxigenação de seus efluentes, permitindo a redução dos níveis de sulfeto e melhoria da vida aquática;

g) é possível que pesquisas orientadas a melhoria de projetos de filtros de pedra surtam efeito, visto que a adoção de placas perfuradas e fundo falso, diminuam os efeitos de acúmulos de sólidos nos interstícios e, favoreçam a criação de um lodo biológico (flocos e grânulos de bactérias) com grande poder de digestão anaeróbia, além de tornar fácil o processo de limpeza e manutenção dos mesmos.

CAPITULO VI

6.0 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.

- Al-Salem, S.S. and Lumbers, J.P. (1987). Initial evolution of al Sumra waste stabilisation ponds (Jordan). *Water Science and Technology*. 19(12), pp. 33-37.
- Adams. C. E., Krenkel, P. A. and Bingham. E. C. (1971). Investigation into the reduction of high nitrogen concentration. In: *Advances in Water Pollution Research. Proceedings of the Fifth International Conference, held in San Francisco and Hawaii* (Ed. S. H. Jenkins). Oxford: Pergamon Press Ltd, I-13, pp. I-13/1 - E-13/11.
- APHA. (1989). *Standart Methods for Examination of Water and Waste Water*. 17th edition. New York. American Public Health Association.
- APHA. (1992). *Standart Methods for Examination of Water and wastewater*. 18th edition. New York, American Public Health Association.
- Arthur, J.P. (1983). Notes on the design and operation of waste stabilisation ponds em warm climates os developing countries. Technical paper n^o 7. Washington: World Bank.
- Araújo, A. L. C. (1993). *Comportamento de Formas de Fósforo em Sistemas de Lagoas de estabilização, em escala-piloto, sob diferentes configurações tratando esgoto doméstico*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Paraíba.
- Bartone, C. R. (1985). Reuse of wastewater at the San Juan de Miraflores stabilisation ponds. *Public Health, Environmental and socio-economic implications*. PAHO BULLETIN, 19(2), pp. 147-164.
- Branco, S. M. (1986). *Hidrobiologia Aplicada a Engenharia Sanitária*, 3^a edição CETESB / ASCETESB, São Paulo.
- Bouwer, H. (1988). Groundwater recharge as a treatment of sewage effluent for unrestricted irrigation. In: *Treatment and use of sewage effluent for irrigation*. (Ed. by M.B. Pescod and A. Arar). London: Butterworths, pp.116-128.

- Bartone, C. R. (1986). Waste stabilisation ponds and reuse of effluents. Anales del seminário regional de investigación sobre lagunas de estabilización, CEPIS, Lima, Perú, 3r - 7th march 1986.
- Camp, D. and McKee. (1980). Guidelines of water reuse. EPA. 600/8-80-036, Cincinnati, Ohio.
- Chiang, C. F. e Dague, R. R. (1992). Effects reactor configuration and biomass activity on the performance of upflow static media anaerobic reactor. Water Environment Research, Vol.64, n^o .02, march/april - 1992.
- Carter, J. L.; Bills, R. e Younger, B.(1992). Using an anaerobic filter to treat soft-drink bottling wastewater. Water Environment and Technology.
- Campos, J. R. (1990). Proyecto y operación de filtros anaeróbios para tratamiento de efluentes líquidos industriales. Taller Regional y conferencia sobre tratamiento anaerobio de Águas residuales en America Latina. Cidade Del Mexico.
- CONAMA, (1986). Resolução CONAMA n^o. 20 de 18 de junho de 1986. SEMA, CONAMA, IBAMA. Brasília - DF.
- De Oliveira, R. (1990). The Performance of Deep Waste Stabilisation Ponds in Northeast Brazil. Ph.D.Thesis, University of Leeds, U.K.
- Da Silva, J. L. B. (1992). Estudo sobre remoção de fósforo em uma série longa de dez lagoas de estabilização. Tratando esgotos domésticos em região de clima tropical. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Paraíba.
- De Oliveira, R. (1983). Contribuição ao estudo de tanques sépticos. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Paraíba.
- Da Silva, F. J. A. (1994). Estudo do ciclo do nitrogênio em lagoas de estabilização. Tratando esgotos domésticos no Nordeste do Brasil. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Paraíba.
- Ellis, K. V.(1983). Stabilisation ponds: Design and operation. Critical Reviews in Environmental Control, 13(2), pp. 69-102.
- Foresti, E.; Di Bernardo, L. e Campos, J. R. (1978). Filtro anaeróbio piloto para tratamento das águas residuárias de uma indústria de conservas e carnes. XVI Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária. Santo Domingo, República Dominicana.
- Ferreira, I. U. L. (1988). Contribuição ao Estudo do Ciclo do Enxofre em Lagoas de Estabilização Profundas em série. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Paraíba.

- Feachem, R. G., Bradley, D. J., Galerick, H. and Mara, D. D. (1983). Sanitation and Disease: Health Aspects of Excreta and Wastewater, Management. Chichester: John Wiley & Sons.
- Forsberg, C. (1977). Nitrogen as a growth factor in fresh water. In: Progress in Water Technology. Vol. 8, 4/5. Conference Proceedings (Copenhagen, August 18-20, 1975). Pergamon Press, Birmingham.
- Gloyna, E. F. and Tischler, L. F. (1981). Recommendations for regulatory modifications: The use of waste stabilisation pond systems. Journal of the Water Pollution Control Federation, 53(11), pp. 1559-1563.
- Golueke, C. G. and Oswald, W. J. (1965). Harvesting and processing sewage - Grow planktonic algal. Journal Water Poll. Control Federation, 471.
- Guimarães, H. G. D. (1989). Avaliação de desempenho de filtros anaeróbios no tratamento de efluentes líquido de uma indústria de refrigerantes. Dissertação de Mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- Genung, R. K., Donaldson, T. L. e Reed, G. D. (1985). Pilot Scale development of anaerobic filter technology for municipal wastewater treatment. Proceeding of the Seminar/Workshop Anaerobic Treatment. Amrest, MA, USA.
- Hammer, M. J. (1979). Systems de abastecimento de Águas e Esgotos. Livros Técnicos e Científicos, editora S.A. São Paulo.
- Henze, M. and Harrem-es, P. (1983). Anaerobic Treatment of Wastewater in Fixed Film Reactors. A literature review. Wat. Sci. Tech. Vol, 15, Copenhagen, pp. 1-101.
- Hudson, H. E. (1981). Water Clarification Processes: Practical Design and Evolution. Litton Company International Publishing.
- Jones, J. G. (1979). A guide to methods for estimating microbial numbers and biomass algal in fresh water. Ambleside: Freshwater Biological Association-Scientific Publication(39).
- Kobayashi, H. A., Stenstrom, M., Mah, R. A. (1983). Use of Photosynthetic bacteria for hydrogen sulphide removal from anaerobic waste treatment effluent. Water Research, Vol.17, nº.5, pp. 579-587.
- Kamiyama, H. (1993). Revisão e Aperfeiçoamento do sistema de tanque séptico-filtro anaeróbio para tratamento de esgoto sanitário. Revista DAE - SABESP, nº . 169, jan/fev/1993.
- Konig, A. (1984). Ecophysiological studies on some algal and Bacteria of waste stabilisation ponds. Ph.D. Thesis University of Liverpool, U.K.

- Mara, D. D. (1976). *Sewage Treatment in Hot Climates*. Chichester: John Wiley & Sons.
- Metcalf & Eddy, (1972). *Waster Engineering: Collection, Treatment, Disposal*. New York, McGraw-Hill Book Company, 837 pp.
- McCarty, P. L. (1981). One hundred years of anaerobic treatment. Second International Symposium on Anaerobic Digestion. Travemunde, Federal Republic of Germany.
- Molleta, R., Verrier, D. and Albagnac, G. (1986). Dynamic Modelling of Anaerobic Digestion. *Wat. Res.* Vol. 20, N^o .4, pp.427-434.
- Mara, D. D. and Pearson, H. W. (1986). Artificial Freshwater environment: Waste Stabilisation Ponds. In: *Biotechnology - A Comprehensive treatise*, Vol 8, Chapter 4. (Ed. H.J. Rehm and G.Reed). Weinheim: Verlagsgesellschaft, pp. 177-206.
- McInerney, M. J. and Bryant, M. P. (1981). Review of Methane, Fermentation Fundamentals. In: *Feul Gas Production from Biomass*, edited by Donald L. Wise. Florida, CRC Press, Inc. 1:19-46.
- Metcalf & Eddy. (1979). *Wastewater Engineering Treatment Disposal and Reuse*. Second Edition, McGraw - Hill Book Company, New York.
- Moutin, T. , Gal, J. Y., El Halonani, H., Picot, B. and Bontoux, J. (1992). Decrease of Phosphate Concentration in a High Rate Pond by Precipitation of Calcium Phosphate: Theoretical and Experimental results. *Water Research*, 26(11), pp.1445-1450.
- Metcalf & Eddy. (1985). *Tratamiento e depuración de las aguas residuales*. Barcelona, Editorial labor, S.A.
- Middlebrooks, E. J., Middlebrooks, C. H., Reynolds, J. H., Watters, G. Z., Reed, S. C. and George, D. B. (1982). *Wastewater Stabilisation Lagoon Design, Performance and Upgrading*. New York: MacMillan Publishing CO., Inc.
- Middlebrooks, E. J., D. B. Porcella, R.A. Gearheart, G.R. Marshall, J. H. Reynolds, and W. J. Grenney. (1974). Techniques for algal Removal from Wastewater Stabilisation Ponds. *Journal Water Pollution Control Federation*, 46,2676.
- McCarty, P. L. (1966). *Anaerobic Treatment of Soluble Wastes*. Stanford University.
- Middlebrooks, E. J. (1988). Review of rock filters for the upgrade of lagoon effluents. *J. Water Pollution Control Fed.*, 60, 1657-1662.

- Middlebrooks, E. J. (1992). Upgrading Pond Effluents: An overview. In: 2nd IAWQ. International Specialist Conference on Waste Stabilisation Ponds and the Reuse of Pond Effluents. Held in Berkeley, USA (Preprinter - Volum).
- NBR - 7229. (1982). Construção e Instalação de Fossas Sépticas e disposição dos efluentes finais. março/1982.
- Negulescu, M.(1986).Municipal Waste Water Treatment. New York: Elsevier Science Publishers.
- Nunes, J. A. (1993). Tratamento Físico-químico de Efluentes Industriais. Administração Estadual do Meio Ambiente/ADEMA. Aracajú - Se.
- Oswald, W. J. (1968). Advances in anaerobic Pond Systems Design. In: Advances in water quality improvement. Water Resources Symposium n^o.1, edited by Eearnest F. Gloyna Z. M. Wesley Eckenfelder, Jr. pp. 409-426, University of Texas Press, Austin.
- Oh, Y. M. and Yaug, B. S. (1986). Anaerobic Wastewater Treatment Using Floating Media. (Development of the Upflow Floating Anaerobic Filter Process). Water Symposium Technology, Volume.18, Tokio, pp. 225-237.
- Oleszkiewicz, J. A. e Koziarski, S. (1982).Low temperature anaerobic biofiltration in upflow reactors. Journal WPCF, Vol.54, n^o.11, nov/1982.
- O'Brien, W. J. (1975). Algal Removal by Rock Filtration. Trans. 25th Conf. Sanitary Engineering. University of Kansas, Lawrence.
- Oran, B., Surucu, G. e Soynpak, S. (1993). A Study on Quality Improvements for Oxidation Pond Effluents by Rock Filters. In: 2nd IAWQ - International Specialist Conference on Waste Stabilisation Ponds and the Raise of Pond Effluent. Held in Berkeley, USA (Preprinter Volume).
- Pearson, H. W.(1987).Algal associated with sewage treatment. In: Microbial Technology in the Developing World. (Ed. E. J. da Silva, Y. R. Dommergues, E. J. Nyns and C. Ralledge). New York: Oxford University Press, pp. 260-288.
- Pano, A. e Middlebrooks, E. J. (1982). Ammonia nitrogen removal in facultative wastewater stabilisation ponds. Journal of the Water Pollution Control Federation, 54(4), pp. 344 - 351.

- Parker, C.D.(1979).Biological Mechanisms in Lagoons. *Water Technology*, 11(415), pp. 71-85.
- Pessoa, C. A. e Jordão, E. P.(1982).Tratamento de Esgotos Domésticos, Volume I, edição 2ª, Rio de Janeiro, ABES.
- Rittmann, B. E. (1990). Analysing Biofilm Processes Used in Biological Filtration. *Journal AWWA. Research and Technology*.pp. 62-66.
- Rohlich, G. A. (1969). Engineering aspects of nutrient Removal. In: *Eutrophication: Causes, consequences, correctives. Proceedings of a Symposium, Washington. National Academy os Sciences.* pp. 371-382.
- Ramirez, B. L. e Ruiz, E. I. (1992). Utilización en México de Filtros Percoladores para el Tratamiento de Aguas Residuales. XXIII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. La Habana, Cuba.
- Silva, S. A. (1982). On the Treatment of Domestic Sewage in Waste Stabilisation Ponds in Northeast Brazil. Ph.D. Thesis, University of Dundee. UK.
- Silva, S. A., De Oliveira, R., Soares, J., Mara, R.R. and Pearson, H. W. (1993). Nitrogen removal in pond system with different configurations and geometries. In: *Second IAWQ - International Specialist Conference on Waste Stabilisation Ponds and the Reuse of Pond Effluent. Held in Berkeley, USA (Preprint - Volume).*
- SENAI-RS, (1991). Orientações para tratamento de efluentes de curtume. Módulo II: Introdução ao tratamento de efluentes Industriais. Porto Alegre, pp. 17-45.
- Salvato, J. A. (1982). *Environmental Engineering and Sanitation. Third Edition, John Wiley & Sons, New York.*
- Soares, J. (1985). Avaliação do comportamento de um sistema de lagoas de estabilização em série. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Paraíba.
- Silva, S. A. e Mara, D. D. (1979). Tratamento Biológico de Águas Residuárias: Lagoas de estabilização. Rio de Janeiro, RJ, ABES.
- Speece, R. P. (1983). Anaerobic Technology for Industrial Wastewater Treatment. *Environment Science Technology*, Volume.17, nº.9. pp. 416-427.
- Shuval, H. I., Adin, A., Fattal, B., Rawitz, E. and Yekutieli, P.(1985). Health effects of wastewater irrigation and their control in developing countries. *Integrated Resource Recovery Series GL 1801004. World Bank, Washington, D.C.*

- Stutz, S. E. and Williamson, K. J. (1979). Settling Rates of Algal form Wastewater Lagoons. *Journal of the Environmental Engineering Division. ASCE*, Volume.105, nº. EE2. pp. 273 - 281.
- Shindala, A., et. al. (1978). Demonstration of the Feasibility of three Filtration Techniques for Algal Removal from Lagoon Effluents. Mississippi State University.
- Song, K. H. e Young, J. C. (1986). Media design factors for fixed bed filters. *Journal WPCF*, vol.58, 115. 1986.
- Swansom, G. R. and Williamson, K. J. (1980). Upgrading lagoon effluent with Rock Filters. *J. Sanit. Eng. Div., Proc. Am. Soc. Civ. Eng.*, 106, pp. 1111-1118.
- Saidam, M. Y., Ramadan, S. A. e Butler, D. (1993). Upgrading Waste Stabilisation Pond Effluent by Rock Filters. In: 2nd LAWQ - International Specialist Conference on Waste Stabilisation Ponds and the Reuse of Pond Effluents. Held in Berkeley, USA (Preprinter - volume).
- Spiegel, M. R. (1978). Probabilidade e Estatística. McGraw-Hill. São Paulo.
- TPCWQCA. (1985). The Porter - Cologne Water Quality Control Act. California State Water Resources Control Board, Sacramento Calif.
- USEPA. (1983). Design Manual Municipal Wastewater Stabilisation Ponds, EPA. 625/1 - 85-015.
- Vieira, S. M. M. e Sobrinho, P. A. (1983). Resultados de Operação e Recomendação para o Projeto se Sistema Decanto-Digestor e Filtro Anaeróbio para o Tratamento de Esgotos Sanitários. *Revista DAE*, nº.135, 51-57, dez/1983.
- Young, H. W. and Young, J. C. (1988). Full-Scale Treatment of Chemical Process Waste Using Anaerobic Filters., *Proc. Ind.Waste Symp.*, Dallas, Tex.
- Young, J. C. and Young, H. W. (1991). Full-Scale Treatment of Chemical Processes Wastes using anaerobic filters. *Research Journal WPCF*, Volume.63, nº.02.
- Young, J. C. e McCarty, P. L. (1969). The anaerobic Filter for Waste Treatment. *Journal WPCF*, Volume.48, nº.05. pp. 160-173.
- Young, J. C. (1990). Factor Affecting the Design and Performance of Upflow Anaerobic Filters. University of Arkansas, Fayetteville, p.37.
- Young, J. C. (1971). Factors Affecting Waste Treatment in Fixed Film Anaerobic Processes. Engineering Research Institute, Iowa, State University.

- Young, J. C. e McCarty, P. L. (1968). The Anaerobic Filter for Waste Treatment. Stanford University Technical Report nº.87.
- Wetherow, J. L., Coulter, J. B. e Ettinger, M. B. (1958). Anaerobic Contact processes for treatment of suburban sewage. Journal of the Sanitary Engineering Division, ASCE, Vol.84, nº. SA6, nov/1958.
- WHO. (1989). Health Guidelines for the Use of Wastewater in agriculture and Aquaculture. Technical Report Series 778. Geneva: World Health Organisation.
- WRCCAC. (1978). Wastewater Reclamation Criteria, California Administrative Code, Title 22, Division 3, Chapter 4, California Department of Health Services, Berkeley, Calif.