



UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA / UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA
PROGRAMA REGIONAL DE PÓS-GRADUAÇÃO EM DESENVOLVIMENTO E MEIO AMBIENTE

VANESSA FARIAS DA SILVA

**ANÁLISE DA VIABILIDADE DE FILTRO ANAERÓBIO DE
CHICANAS NO PÓS-TRATAMENTO
DE ESGOTOS SANITÁRIOS**



Campina Grande-PB
2005

VANESSA FARIAS DA SILVA

**ANÁLISE DA VIABILIDADE DE FILTRO ANAERÓBIO DE
CHICANAS NO PÓS-TRATAMENTO
DE ESGOTOS SANITÁRIOS**

Dissertação apresentada ao Programa Regional de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente – PRODEMA, Universidade Federal da Paraíba, Universidade Estadual da Paraíba em cumprimento às exigências para obtenção de grau de Mestre em Desenvolvimento e Meio Ambiente.

Orientador: Prof. Dr. José Tavares de Sousa
Co-Orientador: Prof. Dr. Fernando Fernandes Vieira

Campina Grande – PB
2005

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL-UEPB

S586a Silva, Vanessa Farias da
Análise da viabilidade de filtro anaeróbio de chicanas
no pós-tratamento de esgotos sanitários / Vanessa Farias
da Silva.– Campina Grande: UEPB, 2006.

142f.:il. color

Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio
Ambiente) – Universidade Estadual da Paraíba.

1- Tratamento-Esgotos I- Título

22.ed.

CDD 628.3

VANESSA FARIAS DA SILVA

**ANÁLISE DA VIABILIDADE DE FILTRO ANAERÓBIO
DE CHICANAS NO PÓS-TRATAMENTO
DE ESGOTOS SANITÁRIOS**

Dissertação apresentada ao Programa Regional de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente – PRODEMA, Universidade Federal da Paraíba, Universidade Estadual da Paraíba em cumprimento às exigências para obtenção de grau de Mestre em Desenvolvimento e Meio Ambiente.

Aprovado em 22/12/2005

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. José Tavares de Sousa - UEPB
Orientador

Prof. Dr. Fernando Fernandes Vieira – UEPB
Co-Orientador

Prof. Dr. Valderi Duarte Leite – UEPB
Examinador Interno

Prof. Dr. Afrânio Gabriel da Silva – UFCG
Examinador Externo

In memoriam à Juraci Bezerra de Farias,
minha Vó materna, que tanto contribuiu
com o seu incentivo para obtenção desta
conquista.

AGRADECIMENTOS

A Deus acima de tudo e de todos que deste o início desta caminhada me iluminou e me abençoou, coroando-me com grandes realizações.

A minha família pelo incentivo e apoio, em especial a minha irmã Viviane pela contribuição dada a esta dissertação.

A minha professora e madrinha adotiva Ângela Santiago, que deste a graduação me incentiva e aconselha, tornando-se um verdadeiro anjo da guarda.

As minhas colegas professoras, que compreenderam minha ausência e estimularam na conclusão deste, inclusive a Luiza Marilac e Juranice.

Aos meus orientadores, Tavares e Fernando, que tanto me ensinaram e até mesmo pelas cobranças e exigências.

Aos colegas e amigos, Cristina, Maria José, Israel, William, Keliana, Nélia, Mário, Polyana e tantos outros que contribuíram na instalação do projeto, nas análises de laboratório, nas análises dos dados e suas sugestões tão valiosas.

Aos professores Adrianus e Paula, que cederam espaço para a realização deste projeto e colaboraram com o Abstract.

Ao professor e amigo Wilton pela participação na minha pré-defesa.

RESUMO

O presente trabalho teve como objetivo avaliar o desempenho de filtro anaeróbio de chicanas (FAC) no pós-tratamento de efluente anaeróbio, usando garrafas PET como material de enchimento. O experimento foi realizado em três fases, delimitado pelos três tempos de detenção hidráulica, 7, 9 e 10 dias, respectivamente. As análises dos efluentes do reator UASB e do FAC foram realizadas semanalmente, averiguando a remoção de matéria orgânica na forma de DBO_5 e DQO, sólidos e suas frações, nutrientes (nitrogênio e fósforo) e indicadores de contaminação fecal (coliformes termotolerantes). Os resultados mostraram que não ocorreram diferenças significativas no efluente do FAC entre as três fases, em relação a matéria orgânica e sólidos (ao nível de 5%), mas houve diferença quanto a condutividade elétrica, nitrogênio e coliformes termotolerantes. O FAC apresentou bom desempenho quanto à remoção de matéria orgânica (65% para DQO e 64% para DBO_5 durante a 1ª fase) e sólidos suspensos (81% para SST e 83% para SSV durante a 1ª fase). Diante desses resultados, observa-se que o FAC apresentou boa eficiência no pós-tratamento de efluente anaeróbio resultando em um efluente clarificado com baixas concentrações de matéria orgânica ($12\text{mg DBO}_5\cdot\text{L}^{-1}$), sólidos suspensos ($<10\text{ mg SST}\cdot\text{L}^{-1}$) e turbidez ($<10\text{ UNT}$). Com relação à qualidade sanitária, o efluente produzido apresentava concentrações de coliformes termotolerantes variando de 10^3 a $10^4\text{ UFC}\cdot 100\text{ mL}^{-1}$, portanto valores acima dos padrões estabelecidos pelo OMS (1989) para ser utilizado em irrigação irrestrita.

Palavras-chave: Pós-tratamento, Filtro de chicanas, Tratamento anaeróbio.

ABSTRACT

The objective of this thesis is to evaluate the performance of anaerobic filter with baffles (FAC) for the post treatment of anaerobic effluent and using rings cut from PET bottles as filling medium. The experiment was carried out in three phases characterized by the hydraulic retention times of 7, 9 and 10 days, respectively. The analysis of the UASB and FAC effluents was carried out weekly to evaluate the removal efficiency of organic material expressed as BOD₅ e COD, solids and its different fractions, nutrients (nitrogen and phosphorus) and indicators of faecal contamination (thermotolerant Coliforms). The results showed that there were no significant differences between the FAC effluent during the three phases with respect to organic material and suspended solids (at 5% significance level), but there were differences in the electric conductivity, nitrogen and thermotolerant Coliforms. The FAC presented good performance of organic material removal (65% for COD and 64% for BOD₅ during the first phase) and suspended solids (81% for TSS and 83% for VSS during the first phase). Thus it can be noted that the FAC presented good post treatment efficiency of anaerobic effluents, resulting in clarified effluent with low concentrations of organic material (12mg BOD₅.L⁻¹), suspended solids (<10 mg TSS. L⁻¹) and turbidity (<10 UNT). With respect to sanitary quality the produced effluent had concentrations of thermotolerant in the range of 10³ to 10⁴ UFC.100 mL⁻¹, hence above the standards established by the WHO (1989) for utilization in irrigation without restrictions.

Keywords: Post treatment, Filter with baffles, Anaerobic treatment

LISTAS DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AB	Alcalinidade A Bicarbonatos
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
AGV	Ácidos Graxos e Voláteis
AT	Alcalinidade Total
BF	Biofiltro
CAGEPA	Companhia de Água e Esgoto da Paraíba
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COT	Carbono Orgânico Total
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EXTRABES	Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgotos Sanitários
IBGE	Instituto Brasileiro Geográfico E Estatístico
NTK	Nitrogênio Total Kjeldhal
OMS	Organização Mundial de Saúde
PET	Polietileno Tereftalato
pH	Potencial Hidrogeniônico
PNAD	Pesquisa Nacional Por Amostragem de Domicílio
PRODEMA	Programa Regional de Desenvolvimento e Meio Ambiente
PROSAB	Programa de Saneamento Básico
SST	Sólidos Suspensos Totais
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
ST	Sólidos Totais
STV	Sólidos Totais Voláteis
TDH	Tempo de Detenção Celular
TRC	Tempo de Retenção Celular
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Blanket
UEPB	Universidade Estadual da Paraíba
UFC	Unidades Formadoras de Colônia
UNT	Unidades Nefelométricas de Turbidez
WHO	World Health Organization

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Esquema do processo de conversão do material orgânico na digestão anaeróbia.....	43
Figura 2. Sentido do fluxo. a) ascendente b) descendente C) horizontal.....	48
Figura 3. Representação esquemática de um filtro de chicanas.....	50
Figura 4. Formas de imobilização de biomassa.....	52
Figura 5. Esquema do sistema de tratamento.....	61
Figura 6. UASB e suas divisórias internas. a) Vista superior b) Esquema interno do funcionamento.....	63
Figura 7. Esquema do filtro de chicanas e os movimentos ascendentes do fluido.....	65
Figura 8. Funcionamento do FAC.....	65
Figura 9. Dimensões do FAC.....	66
Figura 10. Material utilizado como meio suporte no FAC.....	67
Figura 11. Desempenho dos efluentes do UASB e FAC quanto a DBO ₅ durante o experimento.....	81
Figura 12. Atuação dos efluentes produzidos no sistema com relação a DQO nas três fases.....	81
Figura 13. Comportamento dos efluentes do UASB e FAC com relação a ST durante o experimento.....	84
Figura 14. Concentração de STV para os efluentes do UASB e FAC durante o experimento.....	86
Figura 15. Valores de SST para os efluentes do UASB e FAC durante o experimento.....	87
Figura 16. Desempenho dos efluentes do UASB e FAC quanto a SSV no experimento.....	87
Figura 17. Comportamento dos efluentes do UASB e FAC com relação a turbidez durante o experimento.....	88
Figura 18. Valores de NTK dos efluentes do UASB e FAC obtidos nas três fases.....	93
Figura 19. Comportamento dos efluentes do UASB e FAC com relação ao N-NH ₄ ⁺ durante todo o experimento.....	93
Figura 20. Concentração de fósforo total para os efluentes do sistema obtidos durante todo o experimento.....	94
Figura 21. Comportamento dos efluentes do UASB e FAC com relação a ortofosfato durante todo o experimento.....	94

Figura 22. Comportamento dos Coliformes termotolerantes nas três fases do experimento.....	97
Figura 23. Valores de pH dos efluentes do UASB e FAC durante o experimento.....	102
Figura 24. Concentração de sólidos totais do lodo em cada câmara.....	106
Figura 25. Dimensões do FAC para população de 400 habitantes.....	109

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Municípios do Estado da Paraíba com população inferior a 10.000 habitantes.....	30
Tabela 2. Demonstrativo do esgotamento sanitário no Brasil e suas regiões.....	31
Tabela 3. Demonstrativo do esgotamento sanitário por zonas no Nordeste.....	33
Tabela 4. Classificação dos esgotos quanto a concentração.....	38
Tabela 5. Características físicas e operacionais do reator UASB.....	65
Tabela 6. Características de cada etapa do experimento.....	69
Tabela 7. Descarte de lodo do FAC.....	70
Tabela 8. Análises físicos e químicas realizadas durante o experimento.....	72
Tabela 9. Valores de F para o efluente do FAC comparando as três fases.....	79
Tabela 10. Valores médios para DBO ₅ e DQO dos efluentes do UASB e do FAC.....	80
Tabela 11. Médias para sólidos totais dos efluentes do UASB e do FAC.....	84
Tabela 12. Médias para sólidos suspensos dos efluentes do UASB e do FAC.....	87
Tabela 13. Valores médios da condutividade elétrica do efluente do FAC.....	90
Tabela 14. Valores médios dos nutrientes analisados nos efluente do sistema durante o período experimental.....	92
Tabela 15. Médias para indicadores de contaminação fecal para o efluente do FAC em cada fase.....	97
Tabela 16. Eficiência de remoção (%) do FAC para matéria orgânica, sólidos e nutrientes nas três fases.....	99
Tabela 17. pH das três fases dos efluentes do UASB e do FAC.....	102
Tabela 18. Valores médios da alcalinidade nas três fases do experimento.....	104

SUMÁRIO

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS
LISTA DE FIGURAS
LISTA DE TABELAS

1 INTRODUÇÃO.....	15
2 OBJETIVOS.....	20
2.1 OBJETIVO GERAL.....	21
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	21
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	22
3.1 SOCIEDADE: DA SUBISTÊNCIA AO CAPITALISMO.....	23
3.2 PEQUENAS COMUNIDADES.....	28
3.3 ESGOTAMENTO SANITÁRIO NO BRASIL.....	31
3.4 RESÍDUOS LÍQUIDOS E SEUS IMPACTOS.....	34
3.5 ESGOTOS E SUA CLASSIFICAÇÃO.....	37
3.6 TRATAMENTO DE ESGOTOS.....	39
3.6.1 Processos Biológicos.....	40
3.6.2 Digestão Anaeróbia.....	41
3.6.3 Fatores Ambientais Intervenientes.....	44
3.6.4 Fatores Intervenientes na Atividade Metabólica.....	45
3.6.6 Vantagem do Processo Anaeróbio.....	46
3.7 FILTRO ANAERÓBIO.....	47
3.7.1 Filtro Biológico.....	47
3.7.2 Implicações do Sentido do Fluxo na Eficiência do Filtro.....	48
3.7.3 Filtro de Chicanas.....	49
3.7.7 Pertinência do Filtro no Pós-Tratamento.....	50
3.7.8 Agregação dos Sólidos no Filtro.....	51
3.8 MATERIAL SUPORTE	53

3.9 BIOFILME.....	54
3.9.1 Vantagens e Desvantagens.....	55
3.9.2 Adsorção.....	57
3.9.3 Propriedades Químicas e Físicas	58
3.9.4 Taxa de Crescimento do Biofilme.....	58
4 MATERIAL E MÉTODOS.....	61
4.1 INSTALAÇÃO.....	62
4.2 SISTEMA OPERACIONAL.....	62
4.3 CARACTERÍSTICAS OPERACIONAIS DO SISTEMA.....	63
4.3.1 Reator UASB.....	63
4.3.2 Filtro Anaeróbio de Chicanas (FAC).....	65
4.4 MATERIAL SUPORTE.....	68
4.5 MONITORAÇÃO DO SISTEMA OPERACIONAL.....	69
4.6 PRODUÇÃO DE LODO	70
5 PROCEDIMENTOS ANALÍTICOS.....	71
5.1 ALCALINIDADE.....	73
5.2 EXAMES MICROBIOLÓGICOS	74
5.3 ANÁLISES ESTATÍSTICAS.....	75
6 APRESENTAÇÃO E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS.....	76
6.1 TRATAMENTO ESTATÍSTICO.....	78
6.2 MATÉRIA ORGÂNICA (DBO ₅ e DQO).....	80
6.3 SÓLIDOS TOTAIS.....	83
6.4 SÓLIDOS SUSPENSOS.....	86
6.5 TURBIDEZ.....	89
6.6 CONDUTIVIDADE ELÉTRICA.....	90
6.7 NUTRIENTES.....	92
6.8 COLIFORMES TERMOTOLERANTES.....	96

6.9 EFICIÊNCIA DO FAC.....	99
6.10 CONDIÇÕES AMBIENTAIS E OPERACIONAIS.....	101
6.10.1 pH.....	102
6.10.2 Alcalinidade.....	104
6.11 MATERIAL SUPORTE.....	105
6.12 PRODUÇÃO DE LODO.....	105
7 ESTIMATIVAS.....	107
8 CONCLUSÕES.....	110
9 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	113
10 ANEXOS.....	

1 INTRODUÇÃO

No Brasil, a ausência de saneamento básico e infra-estrutura adequada têm contribuído para que os esgotos brutos sejam lançados em lugares impróprios, como rios, lagos e barragens. De acordo com os dados do IBGE (2000a), cerca de 47,8% dos municípios brasileiros não possuem rede de coleta de esgoto e dentre aqueles que coletam apenas 20,2% tratam os dejetos antes de lançá-los ao meio ambiente.

Como consequência desses despejos, alguns impactos são claramente observados como o comprometimento da saúde pública através da contaminação dos mananciais e disseminação de doenças infecciosas por veiculação hídrica, interrupção de atividades agrícolas ou industriais pela qualidade afetada das águas, além de outros inconvenientes como o despreendimento de maus odores e mortandade de peixes (IMHOFF, 1998).

Estes impactos resultam em dois grandes problemas que se interligam naturalmente. O primeiro diz respeito à contínua contaminação e poluição das águas superficiais comprometendo a biodiversidade aquática e terrestre. O segundo, e tão importante quanto o primeiro, está relacionado com a redução da disponibilidade dos recursos hídricos, comprometendo a distribuição de água potável, indo de encontro à necessidade de aumento em sua demanda.

Mesmo a quantidade de água no planeta permanecendo praticamente inalterada desde os primórdios até os dias atuais, a disponibilidade de água para o abastecimento público vem reduzindo-se significativamente. Isso ocorre devido a fatores como: crescente demanda no consumo, poluição e enormes desperdícios. O aumento substancial da população implica num maior consumo de água potável, conseqüentemente uma maior quantidade de produção de dejetos que, na maioria das vezes, têm como destino os mananciais. Outro fator pertinente, é o enorme desperdício de água potável tanto nos domicílios como nas próprias estações de tratamento d'água e rede de distribuição.

Em algumas localidades, a água não atende apenas às necessidades básicas, mas proporciona um forte incremento na economia e desenvolvimento dessas regiões. Portanto, a importância em garantir a qualidade e quantidade da água é bem maior do que aquelas tão comumente enfatizadas: dessedentamentos de animais e atividades humanas de primeiras necessidades (asseio do corpo e limpeza em termos gerais). Mas instiga e facilita a instalação de indústrias e a criação de animais; oferecendo, inclusive, recreação tanto para adultos como crianças, contribuindo com a saúde mental das pessoas.

Embora o Brasil detenha boa parte de água doce do planeta, 12% das reservas, a falta de manejo adequado dos recursos hídricos, a exemplo dos mananciais contaminados por esgotos ou o desperdício de água durante o abastecimento público, contribui com uma redução significativa de água potável para a população. Garcia (2003) relata que, o Brasil se encontra na 50ª posição com relação aos demais países frente à garantia de água potável para a população. Para essa afirmação, o referido autor realizou um estudo no qual levavam em consideração cinco quesitos: quantidade de água doce por habitante; parcela da população com água e esgoto tratados; renda, saúde, educação e desigualdade social; desperdício de água; poluição da água e preservação ambiental.

Esta realidade está atraindo uma maior atenção de pesquisadores e mobilizando autoridades. O Fórum Internacional das Águas realizado no Estado do Rio Grande do Sul em 2003 reuniu cerca de 2.200 pessoas físicas e representantes governamentais, para tratar dos recursos hídricos: abastecimento de água e adequado tratamento dos esgotos; com o objetivo de garantir o acesso de água potável, em quantidade e qualidade, a todo o cidadão (SILVA, 2003).

Como já vem ocorrendo em alguns lugares do Brasil, a iniciativa privada está avançando e tomando lugar no abastecimento de água e tratamento de esgotos sanitários, exemplo disso tem-se os Estados de São Paulo e Rio de Janeiro. Nestes Estados, os benefícios da prestação de

serviços no saneamento básico têm atingido números crescentes de pessoas e as perspectivas dessas empresas são cada vez maiores (VAZ, 2002). Estes benefícios recaem sobre o consumidor com um custo adicional, visto que as empresas privadas visam o retorno financeiro sobre os seus investimentos, fato que não aconteceria caso o Estado garantisse o direito de saneamento básico à população.

Por conseguinte, tratar esgotos sanitários é uma proposta que vem tomando ímpeto, pois muitos mananciais que abastecem várias regiões se tornaram grandes depósitos de esgotos tornando a água totalmente imprópria para qualquer atividade, sendo necessário um maior gasto com o seu tratamento para poder utilizá-la. E essa proposta se torna mais aliciante quando aliado ao tratamento está a utilização do esgoto tratado; reduzindo o consumo da quantidade de água potável com fins menos nobres, a exemplo da limpeza doméstica ou irrigação de jardins.

O tratamento de esgotos domésticos pode ser realizado utilizando-se processos anaeróbios, frente suas inúmeras vantagens quando comparado ao aeróbio, como redução nos custos de implantação e operação, facilidade operacional e baixa produção de resíduos; tornando-o possível sua introdução nas comunidades carentes. No tratamento anaeróbio através do reator UASB, além das vantagens mencionadas, o efluente fica retido por um curto período de tempo, possibilitando tratar maiores volumes de esgotos em menor espaço de tempo; isso torna-o preferível aos demais sistemas.

Todavia, o tratamento via reator UASB não oferece remoção total da matéria orgânica, apesar de ótima eficiência de remoção, nem tão pouca qualidade sanitária ao efluente. Torna-se, com isso, necessário aliar ao reator UASB um outro sistema que ofereça polimento ao efluente, para que então, este possa ser utilizado em comunidades de pequeno porte ou mesmo o despejo no meio ambiente sem conferi-lo agressão.

A utilização do Filtro Anaeróbio de Chicanas para pós-tratamento de efluente do reator UASB se apresenta como uma alternativa, técnica e economicamente viável, pois utiliza como enchimento materiais descartáveis, garrafas PET, tornando o sistema menos oneroso e por dificultar a obstrução do Filtro devido ao elevado volume de vazios.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

- Avaliar o desempenho de um Filtro Anaeróbio compartimentado usando como meio suporte garrafas PET para fixação de biofilme no pós-tratamento de esgotos sanitários, propiciando a geração do efluente dentro de padrões de qualidade para reúso.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar as características do material descartável, polietileno tereftalato, como alternativa de material suporte para biofilme.
- Verificar o desempenho do FAC dentre os três tempos de detenção hidráulica (7, 9 e 10 dias).
- Avaliar a eficiência de remoção de matéria orgânica, de nutrientes e indicador de contaminação fecal.
- Quantificar e caracterizar a produção de lodo durante o período de operação do FAC.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 SOCIEDADE: DA SUBSISTÊNCIA AO CAPITALISMO

Durante milhares de anos, os seres humanos retiravam da natureza apenas o necessário para a sobrevivência. Esse modo de vida era bastante favorável por dois motivos: primeiro, as pessoas dispunham de grande parte do dia livre e o utilizavam para a realização de festas, conversas informais, atividades recreativas e religiosas, enfim, atividades saudáveis socialmente e fisicamente; em segundo lugar, não existia a superexploração dos recursos naturais e a sobrevivência de todos era garantida por várias gerações. A população economicamente ativa neste modo de vida eram os colhedores-caçadores e viviam em grupos com poucos recursos, fato este que era atribuído a sua vida nômade, que lhes impediam de possuir grandes e/ou numerosos bens por dificultar a peregrinação. Os alimentos eram tidos como um bem comum, possuíam uma alimentação nutritiva e variada, eram pessoas sociais, realizavam rituais, casamentos e outras atividades, visavam sempre o bem de todos os componentes do grupo, tudo era compartilhado igualmente e constantemente se reuniam com outros grupos (PONTING, 1995).

Com o desenvolvimento da tecnologia e a formação das cidades, a mudança de hábito foi inevitável. Novas perspectivas, novos anseios e, portanto, novos padrões de vida foram sendo assumidos pela sociedade, que passou de nômade para sedentária, de caçadora-colhedora para agricultora-produtora, de subsistência para armazenadora, tornando-a gananciosa e egoísta, uma sociedade de consumo excludente e autodestruidora. Ponting (1995) retrata como o avanço tecnológico e os anseios da sociedade na busca incessante de maiores benefícios, contribuíram na devastação dos recursos naturais, e, em maior âmbito, na degradação do próprio homem, como ser social e dotado de capacidades intelectuais.

Atualmente existe uma preocupação com os resultados futuros causados pela evolução do homem. A teoria malthusiana aponta para um colapso global com a falta de alimentos para a população futura, onde se argumenta que o planeta não terá condições para alimentar a quantidade demográfica prevista para daqui a alguns anos. Leonardi (2001) relaciona os problemas globais atuais como sintomas das transformações revolucionárias, citando as catástrofes ecológicas, a emissão de gás carbônico, o efeito estufa, a desertificação de áreas férteis, o estoque de reservas não-renováveis de energia e outros, como problemas a nível mundial que exigem soluções globais e imediatas.

Lowy (1999) estudou as idéias de Marx e, faz uma análise das condições de produção pela via dos interesses dos capitalistas, já que são estes que lideram o atual sistema que rege nossa sociedade; chegando a conclusão que, de acordo com a dinâmica expansionista, o capital está colocando em perigo, ou mesmo destruindo, as próprias condições de manutenção do sistema capitalista, a começar pelo meio ambiente natural, fornecedor de toda matéria-prima.

Pelizzoli (2002) assegura que as conseqüências das relações no capitalismo estão às claras, e ainda cita uma afirmação de Sírío Velazco, em seu livro ‘Ética de la Liberación’, **“A atual crise ecológica é inseparável do trabalho alienado vigente no capitalismo, trabalho no qual o homem se aliena de si próprio na medida e porque aliena-se da natureza [...]”**. Este autor acredita que a implantação de um novo paradigma é preciso. Um paradigma que leve em consideração as necessidades econômicas da sociedade atual, sem esquecer a manutenção ecológica e a importância de outros valores humanos tão esquecidos como a igualdade, fraternidade, humildade entre os seres humanos, ressaltando sempre a importância dos demais seres vivos, também indispensáveis no ciclo natural da vida.

Essa preocupação levantou várias propostas que foram discutidas e defendidas em conferências e importantes documentos.

Bruseke (2001) denota todo o processo histórico a respeito do surgimento do desenvolvimento sustentável. Uma teoria que teve como berço o ecodesenvolvimento, uma proposta do canadense Maurice Strong, em 1973, caracterizada pela concepção de um novo modelo ecológico-político-econômico centrado nos interesses dos países periféricos. O desenvolvimento sustentável tomou forma com o relatório de Brundtland, numa visão ainda mais complexa, interligando a economia, tecnologia, sociedade e política, dando ênfase a uma nova postura ética frente à responsabilidade de garantia de sobrevivência das gerações atuais e para as gerações futuras.

O Desenvolvimento Sustentável surgiu como o intuito de reestruturar, modernizar e inovar os modelos de desenvolvimento, fazendo com que o crescimento econômico signifique melhorias no padrão de vida de todos os segmentos da sociedade e a manutenção no equilíbrio ecológico garantindo perspectivas futuras. Assim, o Desenvolvimento Sustentável deve firmar pilstras fortes para romper com o velho paradigma firmado pelo capitalismo que está enraizado na economia e cultura da sociedade. Leff (2001) chama atenção quando diz que o neoliberalismo, ou os seus seguidores, estão tentando reverter ou mesmo deturpar as práticas e teorias do Desenvolvimento Sustentável; a proposta neoliberal seria a valorização da natureza, empregando preço aos bens e serviços naturais, argumentando que esta atitude iria equilibrar a utilização evitando a sobrecarga ecológica. O autor considera o emprego desta proposta como uma precipitação para a catástrofe, pois tentar reduzir um bem natural a um mero valor numérico seria totalmente descabível, assim como procurar atribuir valor aos serviços prestados pelo homem e suas potencialidades, como criatividade, coragem e até mesmo os valores morais.

Leff (2001) faz citação de um trecho da carta escrita pelo chefe dos índios peles-vermelhas em resposta ao Grande Chefe Branco de Washington, quando este lhe fez uma oferta pelas terras que ocupavam:

“Como se pode comprar ou vender o firmamento ou o calor da terra? Se não somos donos da frescura do ar nem do abrigo das águas, como poderiam vocês compra-la? Cada parcela desta terra é sagrada para o meu povo. Cada floresta reluzente de pinheiros, cada grão de areia nas praias, cada gota de orvalho nos bosques fechados, cada outeiro e até o som de cada inseto é sagrado à memória e ao passado do meu povo. A seiva que circula pelas veias das árvores leva consigo as memórias dos peles-vermelhas. Somos parte da terra e ela é parte de nós. As flores perfumadas são nossos irmãos. Os penhascos escarpados, os prados úmidos, o calor do corpo do cavalo e do homem, todos pertencemos à mesma família (...) A água cristalina que corre nos rios e regatos não é simplesmente água, mas também representa o sangue de nossos antepassados. O murmúrio da água é a voz do pai do meu pai (...) e cada reflexo fantasmagórico nas claras águas dos lagos conta os fatos e memórias das vidas de nossa gente (SEATTLE, 1854).”

Sabe-se que o princípio da sustentabilidade, se defronta com a razão modernizadora e com o processo econômico neoliberal, vem em resposta a uma nova racionalidade baseada no potencial ecológico e respeitando a diversidade cultural. Mas a proposta neoliberal é forte, e já está tomando proporções reais, como foi mencionado por Vaz (2002) quanto a empreitada das empresas privadas em tomar lugar no Saneamento Básico. Deixá-las continuar nesse investimento é confirmar a efetuação da proposta neoliberal em se apropriar dos recursos naturais por meio da aquisição do capital; é aprovar o paradigma de que tudo pode ser comprado ou vendido, iniciando por um recurso tão importante que é a água. Combatendo esta iniciativa, tem-se a proposta de tratar os esgotos domésticos e utilizá-los na própria comunidade, se enquadrando numa alternativa importante, especialmente se o Estado estiver a frente e assumir essa responsabilidade.

E ainda, essa proposta visa conciliar o crescimento urbano com os recursos naturais, enquadrando-se nas recomendações da sustentabilidade, pois além de tratar os esgotos sanitários, se tem o propósito de utilização dos efluentes com fins não potáveis e sua implantação nas comunidades de pequeno porte.

Tem-se como fundamento o crescimento acumulativo dos problemas sócio-ambientais que vêm se manifestando com implicações em vários níveis. Implantando-a de maneira viável atenderia as necessidades da nossa atual sociedade, no que se refere ao saneamento básico, especialmente quanto ao tratamento dos esgotos; evitando concomitantemente, a poluição dos corpos aquáticos que vem comprometendo o abastecimento público e a sobrevivência de muitos seres vivos, inclusive dos seres humanos.

3.2 PEQUENAS COMUNIDADES

Um dos maiores desafios enfrentados pelos países periféricos tem sido realizar a implantação e manutenção de projetos que propiciam uma infra-estrutura de saneamento básico; principalmente quando diz respeito a comunidades de pequeno porte ou comunidades rurais, devido à sua difícil localização, por se encontrarem dispersas ou mesmo por possuírem baixa renda per capita. De fato, essas comunidades são as que mais sofrem com a falta de saneamento básico, e por conseguinte, possuem os maiores índices de mortalidade, natalidade e desnutrição.

Para Ho (2003) condições sanitárias precárias não dizem respeito apenas as áreas rurais, mas são muitas as comunidades urbanas que compartilham da falta de infra-estrutura no tocante ao abastecimento de água e coleta de esgotos. Conseqüências da falta de um planejamento urbano, capital para investimento, mão de obra qualificada ou mesmo educação ambiental. Articulado a estas situações, se encontra os altos níveis de doenças e a pobreza que engendram pessoas sem cidadania e uma economia obsoleta.

Para tentar reverter este quadro, fazem-se necessários altos investimentos para a implantação de um tratamento de esgotos sanitários, pois são elevados os custos com tubulação apropriada para o recolhimento dos esgotos e seu transporte, mão de obra qualificada, instalação e monitoramento do sistema, além de ser necessário destinar adequadamente o efluente e os dejetos produzidos; para então, favorecer a estas comunidades o mínimo de condições sanitárias sem agressão ao meio natural.

Os custos com a implantação de um sistema de tratamento de esgotos sanitários podem ser significativamente reduzidos, basta saber se esta comunidade beneficiada estaria disposta a contribuir para a aquisição desse projeto, e essa contribuição não seria apenas

financeira, mas sua participação ativa seria imprescindível: na administração, fiscalização e manutenção do sistema de tratamento (SAUNDERS & WARFORD, 2002). Não obstante, a aceitação e participação da comunidade se faz imprescindível para a continuidade de um projeto desta natureza, ainda que nos dias atuais há maior conscientização e sensibilidade por parte da população no que se refere ao meio ambiente e questões de interesse público (SANTOS & MANCUSO, 2003).

No nordeste brasileiro, mas especificamente no estado da Paraíba, é grande o número de municípios com pequena população. Observa-se na Tabela 1, os municípios paraibanos com uma população inferior a 10.000 habitantes, resultando em mais de 130 municípios. Destes, 70 municípios possuem população com número menor ou igual a 5.000 habitantes e, cerca de 30 municípios, com não mais de 3.000 habitantes.

Percebe-se que é grande a quantidade de pequenos municípios, em termos populacionais, que provavelmente abraçariam a proposta de alternativas para tratamento de seus esgotos. Os dados do IBGE (2000c) evidenciam a restrição do saneamento básico para estes municípios, onde, em todo o estado da Paraíba, apenas 35% dos domicílios possuem todas as linhas do saneamento básico, isto é, com esgotamento sanitário, abastecimento de água e coleta de lixo, e 25% não recebem nenhum serviço de saneamento básico; para os municípios paraibanos com população inferior a 10 mil habitantes e superior a 5 mil, tem-se cerca de 10% dos domicílios servidos com saneamento considerado adequado e 45%, com total falta de saneamento básico; os municípios com população inferior a 5 mil habitantes vivem uma realidade de calamidade, pois 52% dos domicílios não são atendidos pelos serviços de saneamento básico. Visto que a falta de saneamento básico convencional atinge a maior parte da população paraibana, o que inclui a ausência de esgotamento sanitário provocando a descarga dos esgotos a céu aberto pelas proximidades das residências, desembocando nos mananciais cujas águas são únicas fontes de abastecimento, causando

grandes e graves conseqüências; torna-se necessário adotar alternativas de tratamento desses dejetos que amenizem tal situação e que possam ser implantadas com o máximo de urgência, para assim proporcionar o mínimo de condições sanitárias para tais comunidades.

Tabela 1. Municípios do Estado da Paraíba com população inferior a 10.000 habitantes.

Municípios	Habit	Municípios	Habit	Municípios	Habit
Água Branca	8.377	Curral Velho	2.558	Pedro Régis	4.883
Aguiar	5.638	Damião	3.645	Pilões	7.800
Alcantil	4.958	Desterro	7.701	Pilõezinhos	5.430
Algodão de Jandaíra	2.209	Diamante	6.920	Poço de José de Moura	3.529
Amparo	1.886	Duas Estradas	3.818	Prata	3.425
Aparecida	5.894	Emas	3.061	Quixabá	1.308
Areia de Baraúnas	2.104	Frei Martinho	2.923	Riachão	2.793
Areial	6.039	Gado Bravo	8.521	Riachão do Bacamarte	3.948
Assunção	2.960	Gurjão	2.789	Riachão do Poço	3.694
Baía da Traição	6.483	Ibiara	6.383	Salgadinho	2.823
Baraúna	3.169	Igaracy	6.307	Santa Cecília	6.862
Barra de Santana	8.311	Itatuba	9.374	Santa Cruz	6.471
Barra de São Miguel	5.162	Jericó	7.416	Santa Helena	6.170
Belém do Brejo do Cruz	7.011	Juarez Távora	7.081	Santa Inês	3.548
Bernardino Batista	2.559	Junco do Seridó	5.968	Santa Teresinha	4.728
Boa Ventura	6.588	Juripiranga	9.647	Santana de Mangueira	5.773
Boa Vista	4.983	Lagoa	4.844	Santana dos Garrotes	7.882
Bom Jesus	2.193	Lagoa de Dentro	7.086	Santarém	2.568
Bom Sucesso	5.285	Lastro	3.118	Santo André	2.800
Bonito de Santa Fé	9.230	Livramento	7.605	São Francisco	3.464
Borborema	4.730	Logradouro	3.389	São João do Cariri	4.703
Brejo dos Santos	5.948	Lucena	9.755	São João do Tigre	4.481
Cabaceiras	4.290	Mãe d`Água	3.459	São José da Lagoa Tapada	7.184
Cachoeira dos Índios	7.834	Malta	5.692	São José de Caiana	5.737
Cacimba de Areia	3.577	Marcação	6.203	São José de Espinharas	5.109
Cacimbas	6.979	Marizópolis	5.618	São José de Princesa	4.970
Caçara	7.325	Mataraca	5.500	São José do Sabugi	3.903
Cajazeirinhas	2.848	Matinhas	4.086	São José dos Cordeiros	4.136
Caldas Brandão	5.155	Mato Grosso	2.427	São José dos Ramos	4.900
Camalaú	5.516	Maturéia	5.032	São Mamede	8.018
Campo de Santana	9.388	Montadas	3.969	São Miguel de Taipu	6.086
Capim	4.180	Monte Horebe	4.112	São Sebastião do Umbuzeiro	2.894
Caraúbas	3.401	Mulungu	9.189	Seridó	9.106
Carrapateira	2.160	Nazarezinho	7.272	Serra Grande	2.855
Casserengue	6.568	Nova Floresta	9.421	Serra Redonda	7.307
Catingueira	4.748	Nova Olinda	6.457	Serraria	6.678
Caturité	4.183	Nova Palmeira	3.573	Sertãozinho	3.444
Condado	6.495	Olho d`Água	7.831	Sobrado	6.885
Congo	4.602	Olivedos	3.194	Sossego	2.598
Coxixola	1.422	Ouro Velho	2.823	Triunfo	9.053
Cubati	6.388	Parari	1.437	Umbuzeiro	9.192
Cuité de Mamanguape	6.124	Passagem	1.979	Várzea	2.051
Cuitegi	7.254	Pedra Branca	3.692	Vista Serrana	3.121
Curral de Cima	5.323	Pedra Lavrada	6.617	Zabelê	1.853

Fonte: Adaptado do IBGE, 2000b.

3.3 ESGOTAMENTO SANITÁRIO NO BRASIL

É evidente a relação entre saneamento básico e os índices de mortalidade, principalmente no que se refere a mortalidade infantil. As crianças, é o segmento mais sensível da sociedade, são consideradas o termômetro da qualidade de vida. Se a sociedade em questão se caracteriza por crianças desnutridas, abandonadas e/ou dependentes de drogas; tem-se como evidência que o meio onde elas vivem possuem fatores que favorecem esta degradação humana. Fatores estes que estão diretamente ligadas ao quadro sócio-ambiental, desemprego, baixa escolaridade ou até mesmo analfabetismo e precárias condições sanitárias.

Os estudos desenvolvidos por Dr^a Sylvia Babu, uma médica que acompanhou o desenvolvimento infantil durante dez anos em seis vilarejos rurais em Bangalore, na Índia, constataram que cerca de 40% dos bebês que nasceram neste período morreram antes de completar os cinco anos de idade; este fato foi atribuído ao consumo de água contaminada que ocasionava diarreia aguda, desidratação, desnutrição chegando a provocar até a morte (RANDALL, 2003).

Estão expostas na Tabela 2 as condições dos domicílios brasileiros quanto à captação dos esgotos domésticos. Para cada região relaciona-se o número dos domicílios com o tipo de escoadouro ou a sua falta, e o seu respectivo percentual.

Tabela 2. Demonstrativo do esgotamento sanitário no Brasil e suas regiões.

Região	CONDIÇÕES DOS DOMICÍLIOS BRASILEIROS							
	Ligação à rede coletora		Fossa séptica		Outro escoadouro		Nenhum escoadouro	
BRASIL	22 316 620	46,52%	10 409 737	21,70%	12 049 567	25,12%	3 190 682	6,65%
SUL	1 977 231	25,37%	3 706 685	47,55%	1 932 225	24,79%	178 529	2,29%
SUDESTE	16 142 037	73,50%	2 663 693	12,13%	2 858 962	13,02%	294 729	1,34%
CENTRO-OESTE	1 108 160	31,69%	465 056	13,30%	1 820 306	52,05%	103 343	2,96%
NORTE	96 811	4,06%	1 280 051	53,70%	870 958	36,54%	135 551	5,69%
NORDESTE	2 992 381	24,26%	2 294 252	18,60%	4 567 116	37,03%	2 478 530	20,10%

Fonte: Adaptado do PNAD, 2003.

De acordo com a Tabela 2 verifica-se que menos da metade dos domicílios brasileiros, 46,5%, está ligada a rede coletora de esgotos. Outros 47% possuem outro tipo de direcionamento e 7% dos domicílios conduzem seus dejetos diretamente por valas e córregos nos logradouros. Isto se trata de uma realidade bem vergonhosa, pois sabe-se que mesmo os esgotos domésticos recebendo algum tratamento no próprio domicílio, há a produção de efluente que deverá ser destinado adequadamente, isto é, a caso não tenha rede coletora esse efluente será lançado ao meio ambiente; adicionando-se ao montante dos domicílios que não possui nenhum escoamento, tem-se mais de 53% dos domicílios brasileiros que destinam seus esgotos produzidos diariamente pelos córregos a céu aberto. No nordeste a média é bem mais enfática, chegando a mais de 75% dos domicílios nestas condições. Outrossim, esses dados camuflam uma realidade mais hostil, visto que muitos municípios brasileiros realizam apenas a coleta dos despejos líquidos conduzindo-os sem tratamento a um corpo aquático nas proximidades, considerando que o país possui grande índice de esgotamento sanitário sem qualquer tipo de tratamento.

Pode-se comparar as condições do saneamento básico por zonas no Nordeste brasileiro, através dos dados apresentados na Tabela 3. Quando confronta-se a situação dos domicílios entre a zona urbana e rural do Nordeste tem-se um quadro ainda mais deplorável. Pode-se observar, na Tabela 3, que a zona rural se caracteriza como um setor menos favorecido quando apenas 50.321 domicílios nordestinos, que corresponde a 1,5%, estão ligados a rede coletora de esgotos. Uma realidade bem cotidiana, onde é comum ver nessa região os esgotos a céu aberto, formando pequenos córregos chegando a desembocar em pequenos lagos ou açudes. Águas estas, que são utilizadas pela própria comunidade tanto com fins domésticos quanto para a irrigação de pequenas culturas; e ainda serem utilizadas como águas de recreação principalmente pelas crianças, mais uma vez vítimas desse descaso.

Tabela 3. Demonstrativo do esgotamento sanitário por zonas no Nordeste.

Condição dos domicílios	NORDESTE			
	URBANA		RURAL	
Rede coletora	2 942 060	32, 78%	50 321	1, 5 %
Fossa séptica	2 135 518	23, 79%	158 734	4, 72 %
Outro	3 143 102	35, 03%	1 424 014	42, 39 %
Nenhum escoamento	752 433	8, 38 %	1 725 613	51, 37 %

Fonte: Adaptado do PNAD, 2003.

Diante desse enorme déficit sanitário, juntamente com o quadro epidemiológico e o nível sócio-econômico das populações, se faz necessário a aquisição de sistemas de tratamento de esgotos que possam ser aplicados a cada população específica. E em especial, sistemas que se caracterizem pelo baixo custo e simplificada operação, favorecendo a sustentabilidade como um todo. Por conseguinte, a viabilidade do sistema em estudo se faz cada vez mais fortalecido, pois se vê a crescente necessidade de sua utilização diante da realidade em que se encontra as comunidades, especialmente as mais carentes.

3.4 RESÍDUOS LÍQUIDOS E SEUS IMPACTOS

Durante toda a história da humanidade, sempre existiu a prática de despejo dos resíduos na natureza; isso era realizado sem discriminação, seja pelo fato da desinformação ou por não se perceber as conseqüências de tal atitude, pois como a população era de pequeno porte e suas atividades rústicas permitiam que a parte natural afetada fosse regenerada.

A natureza possui a característica de regeneração, porém, impõem-se algumas condições, como longo tempo e condições favoráveis. Quando uma área florestal é parcialmente devastada, após algum tempo, ela é reconstituída; se a população de uma espécie for praticamente aniquilada, do mesmo modo sua população retorna a densidade original ou até maior, dependendo das condições a que foram postas; se um rio tiver sido contaminado ou sofrido despejo de material poluente ele tende a restabelecer os padrões de qualidades iniciais, ou mesmo se tornar um rio ainda mais diversificado. Entretanto, esta regeneração possui algumas limitações, como acontece quando uma área sofre desertificação ou algum rio é considerado 'morto' (VON SPERLING, 1996a).

Os corpos d'água se recuperam por mecanismos puramente naturais, o despejo de poluentes reduzindo a concentração de oxigênio dissolvido no meio aquático provocando vários distúrbios e alterações na biota natural resulta num desequilíbrio no ecossistema, e portanto, no comprometimento da qualidade da água; mas por processos físicos, biológicos e químicos as concentrações dos poluentes são reduzidas e/ou alteradas a ponto de evitar sua interferência ao meio, possibilitando a reestruturação do ecossistema (EIGER, 2003).

Com o aumento exorbitante da densidade demográfica esse processo não se torna mais viável, mesmo os corpos d'água tendo uma renovação frente à capacidade de assimilação (autodepuração) ela é bastante limitada, isto significa que os corpos d'água não absorvem a

enorme quantidade dos despejos oriundo de atividades humanas provocando, com isso, sérios problemas ambientais. Faz-se necessário que a matéria orgânica encontrada nesses despejos seja estabilizada e o excesso de nutrientes removido antes do lançamento nos mananciais, evitando que os processos biológicos naturais comprometam a qualidade das águas e a biodiversidade aquática (CHENICHARO, 1997).

Além dos impactos ecológicos, têm-se o risco de contaminação por organismos patógenos. Visto que a água contaminada é um grande veículo de doenças hídricas e tem sido um grande contribuinte na mortalidade de crianças com idade inferior a cinco anos (KELLER et al., 2004). São grandes os tipos de doenças de origem ou veiculação hídrica, como a cólera e infecções da pele e dos olhos, causando destes pequenos mal-estares, temporárias reclusões e até mesmo a morte do indivíduo.

Os despejos líquidos também provocam outros inconvenientes, como poluição visual e emissão de maus odores causando mal-estares à população local. Aumenta também, o risco de acidentes, como já ocorreu na Paraíba – Brasil um distúrbio na distribuição de água encanada resultando na formação de uma correnteza de esgotos no meio da rua de uma de suas cidades, e em outra derrubou uma parede de uma escola primária (RANDALL, 2003).

Embora o acesso de água potável tenha aumentado muito, isso não refletiu na coleta dos despejos líquidos produzidos, nem tão pouco em seu tratamento e disposição final. Quando a obtenção de água se restringia a utilização de um poço ou ao acesso através de baldes a um rio, o consumo de água era muito menor quando comparado a sua utilização através de abastecimento público. Como o aumento na produção de esgotos é proporcional ao consumo de água, foi gerado um grande problema do ponto de vista sanitário, pois a prática de despejos em valas e no solo continuou sendo realizada sem discriminação. Esta realidade é claramente evidenciada nas periferias dos centros urbanos e pode envolver dimensões desastrosas; quando, por exemplo, uma população periférica se encontra nas encostas de um

morro, pois em épocas de chuvas as valas e pequenos córregos se transformam em enxurrada e todos os dejetos são carregados morro a baixo provocando grandes deslizamentos, derrubando casebres e barracos, acometendo sobre muitas vidas (LOBO, 2003).

3.5 ESGOTOS E SUA CLASSIFICAÇÃO

O esgoto é definido como despejos líquidos provenientes da atividade humana, seja ela industrial, doméstica ou comercial, e ainda de infiltrações, de áreas agrícolas, de superfície e pluviais (JORDÃO & PÊSSOA, 1995).

A constituição dos esgotos, assim como sua concentração e vazão varia muito, pois é influenciada pelas características da região. A qualidade e quantidade de esgoto que é produzido por uma determinada população estão diretamente relacionadas ao nível sócio-econômico desta, ao clima da região, ao desenvolvimento social e industrial, e até mesmo a estação do ano relativo ao período em que a caracterização está sendo realizada. Esgotos de origem industrial apresentam características bastante específicas, geralmente elevada dureza pela presença dos íons de cálcio e magnésio e/ou grandes concentrações de sólidos em suspensão. Os esgotos sanitários também possuem suas características próprias, como elevadas concentrações de nutrientes, alta alcalinidade e grande periculosidade quanto ao risco de transmissão de doenças por possuir uma grande variedade de organismos patógenos.

Metcalf & Eddy (2003) classificam os esgotos quanto as concentrações de seus constituintes, os distinguindo em fortes, médios ou fracos (Tabela 4).

Tabela 4. Classificação dos esgotos quanto a concentração.

Componentes	Concentração (mg/L)		
	Forte	Média	Fraca
Sólidos totais	1200	720	350
Sólidos totais voláteis	325	200	105
Sólidos suspensos totais	350	220	100
Sólidos suspensos voláteis	275	165	80
DBO ₅	400	220	110
DQO	1000	500	250
Nitrogênio total	85	40	20
Nitrogênio amoniacal	50	25	12
Fósforo total	15	8	4
Fósforo orgânico	5	3	1
Alcalinidade (CaCO ₃)	200	100	50
Gordura	150	100	50

Fonte: Adaptado Metcalf & Eddy (2003)

Com relação a origem, von Sperling (1996a) classifica os esgotos em três grupos:

1. Esgotos domésticos - oriundos das atividades domésticas, comerciais ou de instituições.
2. Esgotos industriais - advindo predominantemente das atividades industriais.
3. Infiltrações - advindo das precipitações, drenagem urbana e vazamentos da rede de abastecimento.

Este último pode não se caracterizar como esgoto se for coletado de forma isolada. Suas baixas concentrações de sólidos, turbidez e indicadores de contaminação fecal mostram que este líquido pode ser lançado sem restrição em mananciais ou até mesmo utilizado na irrigação de culturas irrestritas. No Brasil, adota-se predominantemente o sistema separador de esgotamento sanitário; mas sabe-se que é grande a quantidade de ligações ilegais na rede pluvial comprometendo a qualidade deste líquido (Idem).

Para Jordão e Pêssoa (1995) os esgotos podem receber a seguinte classificação:

- Esgotos sanitários - constituído especialmente de águas oriundas de atividades domésticas (gerado em banheiros, lavanderias, cozinha, etc), uma pequena parte de

infiltrações pluviais e eventualmente de uma parcela insignificante de despejos industriais.

- Esgotos industriais - provêm de qualquer utilização industrial e adquirem características próprias de acordo com o processo empregado.

3.6 TRATAMENTO DE ESGOTOS

É de grande interesse ambiental e sanitário que os despejos recebam um tratamento adequado antes de serem lançados ao meio ambiente. O tratamento destes evita a poluição ambiental, a propagação de doenças e proporcionam uma segunda fonte de água, que mesmo de qualidade inferior poderá ser utilizada para fins não potáveis.

O tratamento de esgotos realizados em estações de tratamento é uma reprodução dos mecanismos que ocorrem naturalmente na natureza. Porém sua forma controlada possibilita que os processos ocorram em menor tempo sem trazer inconvenientes ao meio ambiente e nem à população (KATO et al., 1999). Tratar esgoto significa remover e/ou reduzir a concentração de seus constituintes, tais como: sólidos em suspensão; material orgânico (biodegradável); nutrientes (principalmente nitrogênio, fósforo e potássio) e organismo patogênicos. O esgoto tratado pode ser aproveitado para diversos fins, inclusive na agricultura; deste que se enquadre nos padrões das normas legislativas (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994).

3.6.1 Processos Biológicos

A grande variedade de microrganismos presentes nos esgotos sanitários apresenta grande contribuição no tratamento biológico. Eles são os responsáveis pela remoção biológica da matéria orgânica, utilizando-a como fonte de energia através do processo de oxirredução. Trata-se de um processo de baixo custo porque todos os componentes necessários nesta conversão já se encontram disponíveis, em grande quantidade, no próprio esgoto.

As reações bioquímicas, além de fornecer energia aos microrganismos, promovem a produção de massa bacteriana. Os mecanismos responsáveis neste processo realizam-se por meio do metabolismo bacteriano. A atuação dos microrganismos no metabolismo ocorre de duas formas distintas e simultaneamente. Uma conhecida como catabolismo, diz respeito à utilização da matéria orgânica exclusivamente para a obtenção de energia e conseqüentemente obtêm-se a estabilização da matéria orgânica transformando-a em produtos mineralizados. Outra denominada de anabolismo, é a utilização do material para síntese de novas células resultando, conseqüentemente, na produção de mais matéria orgânica, a ser posteriormente estabilizada (VAN HAANDEL & MARAIS, 1999).

A atividade metabólica ocorre dentro de duas condições. Na condição aeróbia, na qual a oxidação da matéria orgânica ocorre através do consumo do oxigênio disponível. As bactérias utilizam o oxigênio como o receptor de elétrons produzindo água e dióxido de carbono, por isso se faz necessário a introdução de oxigênio nos sistemas de tratamento a exemplo de lodo ativado. E na condição anaeróbia, que ocorre na ausência de oxigênio, o receptor de elétrons pode ser o nitrato (NO_3^-), o sulfato (SO_4^{2-}) ou o dióxido de carbono (CO_2) (VON SPERLING, 1996b).

No metabolismo aeróbio, a oxidação da matéria orgânica requer um menor tempo quando comparado ao anaeróbio. Porém, cerca de 70% deste processo ocorre por meio do anabolismo, havendo uma produção de massa bacteriana intensificada, que necessariamente deverá receber um adequado tratamento posterior por se tratar de material bioativo. Em contra partida, no metabolismo anaeróbio a energia resultante da digestão é bem menor; as bactérias tendem metabolizar mais lentamente, quebrando intensamente as moléculas do material reduzindo-o ao máximo, proporcionando com isso, mais energia a ser utilizada biologicamente e a estabilização da matéria orgânica; tendo como produto final, os sólidos mineralizados (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994).

3.6.2 Digestão Anaeróbia

O tratamento anaeróbio se desenvolve quando não há disponibilidade de um oxidante no meio para a transformação da matéria orgânica, os produtos finais são gases, predominantemente metano e dióxido de carbono. Essa transformação ocorre através do consórcio de vários microrganismos anaeróbios, e pode ser utilizada tanto para evitar a poluição do meio ambiente quanto para obtenção de energia alternativa, visto que o metano pode ser aproveitado em diversos fins (MOLETTA, 2005).

A digestão anaeróbia é um antigo processo utilizado na estabilização de lodo oriundo do tratamento de esgotos domésticos, e eventualmente de esgotos industriais. As bactérias responsáveis pela conversão da matéria orgânica em biogás pertencem ao grupo das metanogênicas, elas possuem uma taxa de crescimento muito lento, e, portanto seu metabolismo é usualmente considerado como limitante no processo (METCALF & EDDY,

2003). Neste processo, parte da energia obtida é convertida na forma de metano, que se despreendendo do meio líquido é liberada para a atmosfera ou captada a fim de ser utilizada para combustão.

O desenvolvimento e a utilização do processo anaeróbio só foram possíveis depois dos estudos dos processos biológicos e do conhecimento da biota microbiana envolvida, assim como os processos químicos e suas reações. Este processo só ocorre devido a presença de alguns grupos de microrganismos que trabalham sucessivamente, promovendo a conversão de compostos orgânicos complexos e de longa cadeia em substâncias reduzidas, e necessitam de condições específicas para garantir sua própria sobrevivência (FORESTI et al., 1999).

Van Haandel e Lettinga (1994) dizem que a digestão anaeróbia do material orgânico, geralmente composta por: proteínas, carboidratos e lipídios, passa pelos seguintes processos:

I-Hidrólise - ocorre a solubilização e conseqüentemente há a conversão do material orgânico em substâncias mais simples e solúveis em água, como: aminoácidos, açúcares e ácidos graxos; por exoenzimas que são excretadas pelas bactérias fermentativas.

II-Acidificação - os produtos derivados da hidrólise são convertidos em compostos ainda mais simples (ácidos voláteis, álcoois, aldeídos e gases: CO_2 , H_2 , NH_3 , e H_2O), por bactérias restritamente anaeróbias. Mas há presença importante de bactérias facultativas, que consomem os traços de oxigênio dissolvido presente no meio, tendo que agir rapidamente para evitar que o oxigênio se propague no meio o que seria fatal para as anaeróbias.

III-Acetogênese - as bactérias acetogênicas utilizam os produtos derivados da acidificação e os transformam, sobretudo, em ácido acético, hidrogênio e dióxido de carbono.

IV-Metanogênese – etapa caracterizada pela remoção de material orgânico ou sua digestão, os produtos da fermentação ácida são convertidos em produtos gasosos estáveis: metano e dióxido de carbono.

Do mesmo modo pode-se observar pela Figura 1 o esquema da decomposição da matéria orgânica pelo processo anaeróbio, passando pelas quatro etapas anteriormente mencionadas, até a formação do gás metano.

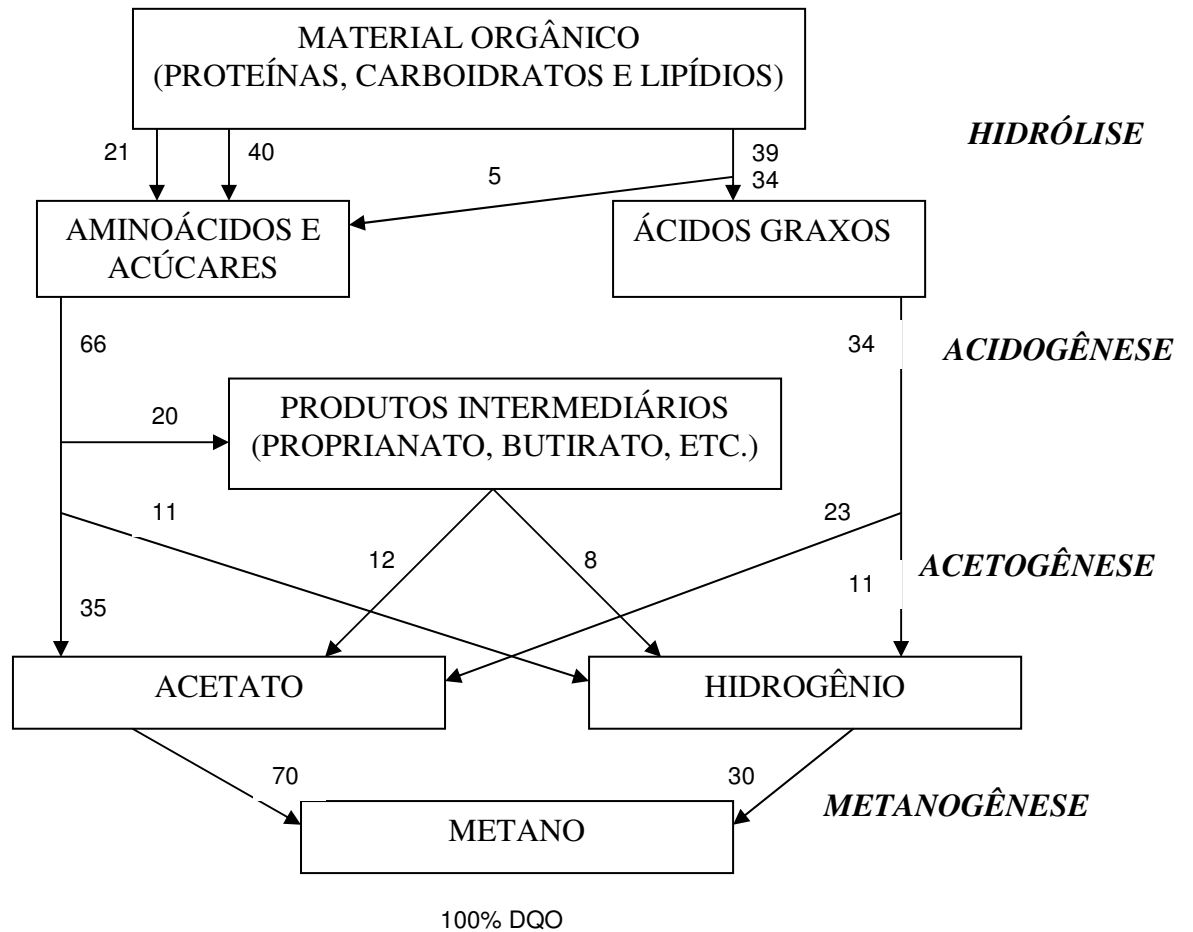


Figura 1. Esquema do processo de conversão do material orgânico na digestão anaeróbia (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994).

3.6.3 Fatores Ambientais Intervenientes

Para um sistema eficiente, é necessário que haja uma população bacteriana ajustada ao tipo de material orgânico e à sua carga efetuada. Essa população necessita de condições ambientais favoráveis para a sua sobrevivência, tais como: temperatura, pH e ausência de substâncias tóxicas.

Van Haandel e Lettinga (1994) descrevem como estes fatores influenciam no metabolismo bacteriano e argumentam da sua importância de serem observados na aplicação da digestão anaeróbia:

- Temperatura - um fator de grande importância na digestão anaeróbia, principalmente no que diz respeito a microrganismo. Cada tipo de bactéria tem sua temperatura ótima de crescimento, no caso das bactérias responsáveis pelo processo de digestão anaeróbia a temperatura ótima pode variar entre 30 a 40°C.
- pH – as bactérias metanogênicas, as principais responsáveis no processo de degradação anaeróbia da matéria orgânica, mantêm uma atividade normal quando o meio se encontra com um pH dentro da neutralidade ($6,0 < \text{pH} < 7,8$). Durante a fermentação ácida há produção predominante de ácido acético que tende a abaixar o pH do reator, inativando as bactérias metanogênicas e provocando um desequilíbrio, podendo ocorrer um colapso no sistema. Isso acontece caso não haja equilíbrio entre as bactérias fermentativas e as metanogênicas. Tratando-se de esgotos sanitários este fenômeno não acontece devido à presença significativa do sistema carbônico (H_2CO_3 , HCO_3^- , CO_3^{-2}), responsável pela estabilidade do pH no sistema.

- Substâncias tóxicas - substâncias químicas como metais pesados e substâncias organo-clorados são tóxicas às bactérias metanogênicas, mesmo em pequenas concentrações; contudo, em se tratando de esgotos domésticos a presença destas substâncias não é detectada. No entanto, há a presença de sulfeto, gerado no reator a partir de sulfato, o que provavelmente não atinja concentração suficiente para haver interferência. Outra substância tóxica é o oxigênio, encontrado no esgoto, mas é retirado pelas bactérias acidogênicas facultativas quando em pequenas quantidades.

3.6.4 Fatores Intervenientes na Atividade Metabólica

Além dos fatores ambientais, como pH, temperatura e ausência de substâncias tóxicas anteriormente descritas, que influenciam no crescimento e metabolismo bacteriano, Chernicharo (1997) cita mais dois importantes fatores que estão relacionados à atividade biológica quanto a remoção do material orgânico: o tempo de retenção celular (TRC), que é o tempo que os sólidos permanecem no interior do sistema conhecido também como idade do lodo, e o tempo de detenção hidráulica (TDH). Dos dois fatores dentro de um projeto, o TDH ganha maior destaque por ser o mais simples de se especificar e por dele depender o TRC.

Os sólidos necessitam permanecer no sistema o tempo suficiente para que o processo metabólico possa ser concluído, e então haja o tratamento e estabilização da biomassa. Os sólidos antes de penetrar no interior do biofilme, precisam ser hidrolisados para poderem então ser absorvidos e metabolizados. Quando se trata de biofilme, a hidrólise, a fase inicial da digestão anaeróbia, ocorre em meio líquido externamente ao biofilme; Janning et al. (1997)

observou, através de experimentos com biofilme em condições anaeróbias, uma elevada liberação de COT solúvel indicando a hidrólise de partículas orgânicas em meio líquido.

3.6.5 Vantagem do Processo Anaeróbio

Em condições naturais, a decomposição anaeróbia necessita três vezes mais tempo que a aeróbia, porém esta apresenta elevados custos, principalmente no consumo de energia e na utilização de dispositivos sofisticados necessários à adequada distribuição de fluxo e aeração, tornando o tratamento oneroso (CHERNICHARO, 2001).

Os custos operacionais no processo anaeróbio são bem menores, além da remoção de material orgânico ser mais eficiente, pois é promovida a oxidação completa e, portanto, produz lodo em menor quantidade e mais estável, quando comparado ao processo aeróbio. Somando-se ao fato de que os estudos de novas tecnologias têm contribuído na melhoria da velocidade de reação no processo anaeróbio, resultando numa redução significativa do tempo requerido neste processo (FORESTI et al., 1999).

Outra grande vantagem em utilizar os sistemas anaeróbios, se trata do aproveitamento do potencial energético obtido através da combustão do metano produzido durante a digestão. Durante a digestão anaeróbia há a conversão de matéria orgânica em metano, substância que libera $2,98 \text{ Kcal.g}^{-1}$ DQO em sua combustão (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994).

3.7 FILTRO ANAERÓBIO

3.7.1 Filtro Biológico

O conhecimento da tecnologia do filtro anaeróbio começou a ser difundida em 1969 numa publicação que mostrava uma eficiência de 80% na remoção de DQO em um pequeno TDH. Uma década depois, iniciava no Brasil a implantação desse filtro utilizando com significativo desempenho no tratamento de esgotos industriais (ANDRADE NETO et al., 1999). A ABNT (NBR 7229/82) padronizou o ‘modelo’ do filtro, fortalecendo e difundindo esta nova tecnologia.

O tratamento de esgotos por meio do filtro biológico ocorre através da passagem constante de afluente nos interstícios do meio suporte promovendo o crescimento e a aderência de massa biológica em sua superfície, formando uma película de bactérias, que absorve uma quantidade de matéria orgânica e faz sua digestão (KATO et al., 1999).

3.7.2 Implicações do Sentido do Fluxo na Eficiência do Filtro Anaeróbio

Os filtros anaeróbios podem ter seu fluxo em três sentidos: a) ascendente, b) descendente ou c) horizontal, conforme pode ser visualizado através da Figura 2. Destes três, o de fluxo ascendente é o que tem sido mais aplicado em experimentos, e escassamente em escala real. Há atualmente algumas pesquisas que estão sendo desenvolvidas e aplicadas em

filtros anaeróbios de fluxo descendente, averiguando sua eficiência e nível de facilidade operacional.

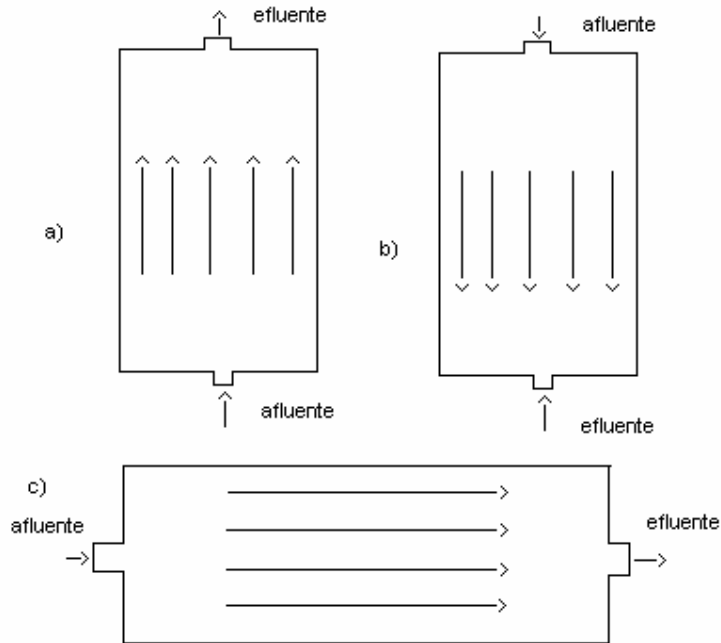


Figura 2. Sentido do fluxo. a) ascendente b) descendente c) horizontal.

O sentido do fluxo influencia nas características de retenção e formação do lodo. No fluxo ascendente a concentração de lodo é alta caracterizando boa eficiência e baixo arraste de sólidos no efluente, conseqüentemente aumenta o risco de entupimento. Quando o fluxo é descendente, funcionando de forma totalmente afogado, o esgoto tem melhor distribuição resultando numa maior eficiência e maior facilidade na remoção de lodo em excesso, reduzindo o risco de entupimento (ANDRADE NETO et al., 1999).

Através de experimentos comparativos, Andrade Neto et al. (2001) averiguou o desempenho de dois filtros anaeróbios que possuíam a mesma configuração e o mesmo material suporte, diferenciando apenas no sentido do fluxo, um ascendente e o outro descendente. Chegou a conclusão que ambos os filtros operados sob as mesmas condições tem desempenhos similares.

Portanto, a escolha do fluxo utilizado no filtro anaeróbio deve depender das facilidades operacionais e da possibilidade na redução nos investimentos. Na condição evidente, que tanto o ascendente quanto o descendente funcionem com o leito completamente afogado, isto é, com todo o material suporte submerso pelo efluente.

3.7.3 Filtro de Chicanas

O filtro biológico de chicanas é um recipiente pré-dimensionado com câmaras dispostas horizontalmente em série, cada qual separada por paredes ou chicanas verticais. O fluxo de esgoto em cada câmara é vertical e ascendente como mostra a Figura 3, e a concentração de matéria orgânica diminui a medida que avança pelas câmaras. O seu leito é fixo e formado por pedra britada ou outro material inerte (KATO et al., 1999).

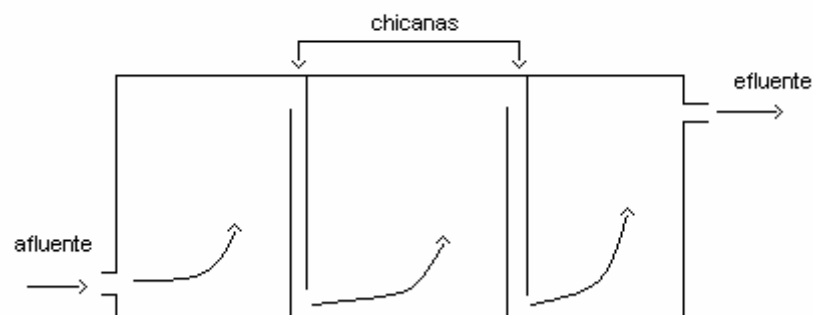


Figura 3. Representação esquemática de um filtro de chicanas.

As chicanas funcionam como dispositivo que obriga ao líquido realizar vários movimentos ascensionais, percorrendo maior área do recipiente; promovendo uma redução significativa de zonas mortas e caminhos preferenciais, fatores estes que prejudicam no desempenho do sistema por diminuir o volume útil utilizado no tratamento. Pode-se levar em

consideração que quanto maior o número de chicanas, menor será a redução destes intervenientes; porém em demasia ocorre a possibilidade de dificultar a passagem do líquido chegando a promover até sua obstrução.

3.7.4 Pertinência do Filtro no Pós-Tratamento

O filtro anaeróbio pode ser usado no tratamento primário dos esgotos, por apresentar muitas vantagens sobre os reatores anaeróbios: resistem bem às variações do afluente apresentando boa estabilidade, não necessitam de inóculo para a partida, propiciam enorme liberdade de projeto, tem construção e operação muito simples. Muito embora seja mais adequado para pós-tratamento de outras unidades anaeróbias ou de outros processos, devido ao risco de entupimento ser elevado quando o afluente possui grandes concentrações de sólidos suspensos (CHERNICHARO, 2001).

Kato et al.(1999) também faz a mesma sugestão, entretanto ele argumenta que vários fatores, além do alto teor de sólidos no afluente, possibilita o entupimento ou colmatação no filtro, como crescimento excessivo ou má distribuição da biomassa no sistema que poderá prejudicar o tratamento.

A acoplagem de um reator UASB a um filtro biológico pode ser utilizada para tratamento de esgotos sanitários em áreas tropicais e subtropicais com grande sucesso, resultando numa baixa produção de lodo estabilizado e remoção superior a 80% de DQO e sólidos suspensos (KELLER et al., 2004).

3.7.5 Agregação dos Sólidos no Filtro

A retenção da matéria orgânica contribui no tratamento de esgotos por acelerar a velocidade na digestão. A biomassa formada quando estabilizada e adaptada ao esgoto possibilita que uma maior carga orgânica seja introduzida no sistema mantendo uma boa eficiência, resultando no tratamento de um maior volume de esgoto em um menor tempo (KATO et al.,1999).

O desenvolvimento da tecnologia utilizando a biomassa aderida vem crescendo a cada ano. Esta tecnologia veio atender a necessidade em adquirir um sistema que proporcione uma redução na área do projeto e no volume do reator, reduza os custos com investimentos e proporcione o polimento do efluente; visto que esse processo remove simultaneamente matéria orgânica, nutrientes e sólidos suspensos (FARABEGOLI et al., 2003).

Os mecanismos para imobilização da biomassa é uma forma de aumentar o tempo de permanência dos sólidos dentro de um sistema, sem com isso ser necessário também aumentar o TDH; possibilitando que a biomassa permaneça o tempo mínimo necessário para se multiplicar e promover as reações biológicas mesmo operando com baixo TDH (CHERNICHARO, 1997).

A matéria orgânica retida no filtro anaeróbio pode ser encontrada em três formas:

1. Flocos – formados por matéria orgânica e microrganismos, encontram-se aglomerados formando uma unidade estrutural um pouco complexa (Figura 4a).
2. Biomassa dispersa – se assemelha aos flocos, porém esta se encontra dispersa no líquido ficando retida nos interstícios do material suporte e apresenta menor complexidade (Figura 4b).

3. Biofilme – constituído por uma fina película aderida ao material suporte formada de matéria orgânica e microrganismos (Figura 4c).

A Figura 4 exhibe as três formas de retenção de biomassa no sistema de tratamento.

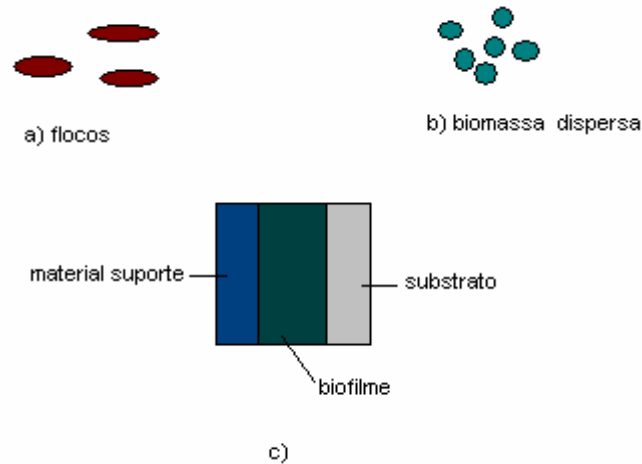


Figura 4. Formas de imobilização de biomassa.

O tratamento biológico é influenciado pela predominância de uma dessas formas, sendo a formação de biofilme a que mais caracteriza o filtro e, portanto, esta a maior responsável pela remoção do material orgânico.

3.8 MATERIAL SUPORTE

Na construção do filtro biológico é fundamental a escolha do material suporte, visto que ele atenda as necessidades do projeto, que se adeque as características do líquido que será introduzido. Assim sendo, Kato et al.(1999) descreve as características que este materiais devem possuir:

- Resistentes e suficientemente leves;
- Biológica e quimicamente inertes;
- Facilitem a distribuição do fluxo e dificultem a obstrução;

- Baixo preço;
- De fácil aquisição.

O tipo de material utilizado, a granulometria e sua área específica têm grande influência no desempenho do filtro, e está diretamente relacionado com o seu funcionamento. O material suporte ajuda a promover uma maior interação entre a matéria orgânica do afluente, o biofilme e os sólidos nos interstícios através de um escoamento mais uniforme, e em última instância atua como uma barreira física agindo como um processo de filtração (ANDRADE NETO et al., 1999). Além dessas finalidades, a escolha do material suporte influencia na aderência e crescimento do biofilme e deve promover a distribuição microbiana uniforme. Podendo ser constituído de diversos materiais e apresentar várias formas (CHARACKLIS & MARSHALL, 1989).

Entretanto, é uma utopia acreditar na aquisição de um material que se enquadre em todas estas características. Porém, é necessário que ele possua características mínimas dentro dos requisitos para ser utilizado, atendendo as expectativas do projeto.

No Brasil, o material mais utilizado é a pedra britada nº 4, que além de ser um material pesado e caro, tem um baixo índice de vazios (50%), com implicações no volume e a capacidade de acumular lodo ativo (CHERNICHARO, 2001).

Andrade Neto (1997) faz menção a materiais alternativos para material suporte utilizados por pesquisadores em experimentos que foram bem sucedidos, exemplificando os anéis de bambu e rejeitos da indústria siderúrgica (escória de alto-forno); essa substituição teve como intenção a utilização do material disponível na região, objetivando a redução dos custos operacionais possibilitando uma maior aplicabilidade do sistema.

3.9 BIOFILME

A aderência de microrganismos a qualquer material de natureza inerte, utilizado como suporte em meio aquático, formam o biofilme. A fixação depende da tendência natural dos microrganismos em adsorver à superfície e se reproduzirem, concomitantemente com os processos físicos e biológicos que ocorrem simultaneamente. O biofilme se apresenta como um sistema extremamente heterogêneo; formado por uma fração biótica, que além de microrganismos como bactérias, fungos e protozoários há também os macrorganismos, como vermes e larvas; e fração abiótica, como gases e substâncias degradáveis ou inertes. Geralmente a aderência dos microrganismos está relacionada aos fatores físicos de sorção: absorção e adsorção (CHARACKLIS & MARSHALL, 1989).

O biofilme, visto de forma microscópica, possui vários canais que possibilita a troca de substâncias: entrada de substrato e saída de produtos estáveis, havendo constantemente uma troca com o meio externo e interno do biofilme (KATO et al. ,1999). Os fenômenos de transporte no biofilme são relativamente constantes, substâncias penetram e são liberadas através dos poros do biofilme ou temporárias fendas e fissuras que facilitam esta passagem (REICHERT & WANNER, 1997).

3.9.1 Vantagens e Desvantagens

No tratamento de esgotos sanitários, a utilização de biofilme apresenta uma série de vantagens, entre as quais se destacam (CHARACKLIS & MARSHALL, 1989):

- Facilidade de operação do sistema de tratamento.
- Custo reduzido.

Para Andreottola et al. (2005) a fixação de biofilme é uma alternativa para tratamento de esgotos caracterizada pela alta remoção da carga orgânica devido a agregação da matéria orgânica no material suporte, dentre as vantagens desta alternativa pode-se incluir a pequena área utilizada pelo projeto sendo desnecessário o recirculação do efluente e a lavagem do filtro.

Lazarova e Manem (1995) citam outras vantagens em utilizar os processos de biomassa fixa quando comparados aos tratamentos biológicos convencionais: entrada rápida em regime, alta taxa de remoção volumétrica e aumento da estabilidade do processo. Bishop (1997) inclui como vantagem a grande variedade de população microbiana contida no biofilme que possibilita a degradação de diferentes substratos, bem como a presença do glicocalix ao redor dos microorganismos, que os protege da ação dos agentes tóxicos.

Outra vantagem é a elevada concentração da biomassa que assegura uma maior idade do lodo, resultando numa menor produção deste.

A maior desvantagem consiste na falta de controle do crescimento do biofilme, provocando o entupimento do filtro.

Durante a atividade anaeróbia do biofilme há produção de gases (H_2S) que despreendendo-se da massa biológica torna-a susceptível ao seu desprendimento do material suporte. O aumento na espessura do biofilme, a liberação de gases juntamente com as cargas hidráulicas causam o fenômeno de “desbarrancamento”, formando o lodo que poderá ser removido por sedimentação (JORDÃO & PESSOA, 1995).

As cargas hidráulicas que auxiliam no desprendimento do biofilme no material suporte estão relacionadas às forças de tensão de cisalhamento. Quanto maior a espessura do biofilme, menor se torna os espaços vazios entre o material suporte por onde o fluido escoar;

conseqüentemente, maior será a força do fluido e mais facilidade ele terá de carrear a massa biológica.

3.9.2 Adsorção

O processo de adsorção é baseado em forças interativas de atração, no qual as moléculas da substância em meio líquido ocupam sítios ativos vagos sobre a superfície de outra substância sólida, aderindo ou mesmo se fixando a ela (ALMEIDA, 2004).

O tratamento de esgotos por meio da adsorção é tradicionalmente utilizado no tratamento de águas industriais através da utilização do carbono ativado no polimento de efluente após o tratamento biológico convencional, removendo a matéria orgânica remanescente. Os autores atribuem o fenômeno da adsorção às reações químicas e físicas, afirmando que quando a adsorção ocorre por processos químicos, a ligação das moléculas é muito forte e geralmente irreversíveis; mas quando a adsorção é resultado dos fenômenos físicos, as ligações são formadas pelas forças de Van der Waals e facilmente as moléculas são removidas por se tratar de ligações fracas, e, portanto, de um processo reversível. (METCALF & EDDY, 2003).

A adsorção é responsável pela formação inicial do biofilme, visto que a aderência do material orgânico ao meio suporte inicia-se devido a predominância deste mecanismo, para consecutivamente interagir aos processos biológicos. Como visto, a adsorção pode ser reversível ou irreversível. Quando reversíveis, o material se desprende facilmente; quando não, o material adere ao meio suporte propiciando uma maior retenção de material, iniciando a formação do biofilme. Juntamente com a aderência do material orgânico, está a aderência

dos microrganismos, que encontram alimento e fixação como um meio propício a sua sobrevivência (CHARACKLIS & MARSHALL, 1989).

3.9.3 Propriedades Químicas e Físicas

As propriedades químicas, físicas e biológicas do biofilme dependem do tipo de material suporte. A predominância de organismos modificando o microambiente é uma maneira de modificar sua própria atividade metabólica.

De acordo com Characklis e Marshall (1989), o biofilme contém bastante água, cerca de 87 a 99%; e geralmente são muito hidrófilos; outra característica física é a sua densidade superficial, calculada através da massa pela área do substrato dividido pela espessura do biofilme.

$$\rho_f = \frac{x_f}{L_f} \quad (1)$$

Onde:

ρ_f : densidade (g/cm²)

x_f : concentração da área do biofilme (g/cm³)

L_f : espessura (cm)

A espessura do biofilme é um parâmetro bastante variável por suas características morfológicas e é função da idade do biofilme.

3.9.4 Taxa de Crescimento do Biofilme

As transformações tanto físicas, químicas como biológicas ocorrem num período de tempo. A eficiência da remoção de matéria orgânica no tratamento biológico de esgotos depende, também, do tempo de detenção hidráulica do reator. O tempo requerido para a ocorrência de trocas específicas é inversamente proporcional a taxa de ocorrência do processo.

A taxa de acumulação é uma grandeza de grande importância, pois através dela podem correlacionar outros fatores intervenientes no processo: temperatura, concentração, velocidade do fluido e até mesmo a geometria do material suporte. Descreve inclusive a velocidade de vários fenômenos como reação química e adsorção celular microbiana.

Aplicando-se um balanço material no substrato do reator, obtemos a seguinte equação:

$$\frac{VdC}{dt} = Q(C_i - C) + Vr \quad (2)$$

Onde:

C: concentração no reator (Kg/m³)

C_i: concentração de alimentação (Kg/m³)

Q: vazão (m³/h)

r: taxa de produção por unidade de volume (Kg/m³.h)

V: volume do reator (m³)

Supondo que a concentração não varie com o tempo ($\frac{dC}{dt} = 0$) então a taxa de transporte é igual a taxa de produção negativo:

$$D(C_i - C) = -r \quad (3)$$

Onde D é a taxa de diluição:

$$D = \frac{Q}{V} \text{ (h}^{-1}\text{)} \quad (4)$$

A taxa de produção(r) pode ser calculada através do volume do reator:

$$r = \frac{R}{V} \quad (5)$$

Onde:

V: volume do reator (m³)

R: taxa de conversão (Kg/h)

A taxa de conversão pode ser baseada na biomassa e no termo específico da taxa de reação:

$$r_x = \frac{R}{x} \quad (6)$$

Onde:

x: biomassa (Kg)

r_x: taxa de reação por unidade de biomassa (h⁻¹)

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 INSTALAÇÃO

O sistema experimental de tratamento de águas sanitárias, em escala piloto, foi instalado e mantido em operação numa área pertencente a Companhia de Água e Esgoto da Paraíba (CAGEPA), localizada no bairro do Tambor no município de Campina Grande –PB (latitude sul 7°13', longitude oeste 35°52', e 550m de altitude), onde estão localizados a Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgotos Sanitários (EXTRABES) e o laboratório do grupo de pesquisa em saneamento básico (PROSAB).

4.2 SISTEMA OPERACIONAL

O sistema foi constituído de um reator UASB construído de fibra de vidro com capacidade de 5 m³ e um filtro biológico anaeróbio, também construído de fibra de vidro com divisórias de chicanas no seu interior e capacidade média de 1 m³. A Figura 5 exibe um esquema do sistema, composto por todos os componentes; assim com a seqüência de passagem do esgoto até o tratamento final (FAC).

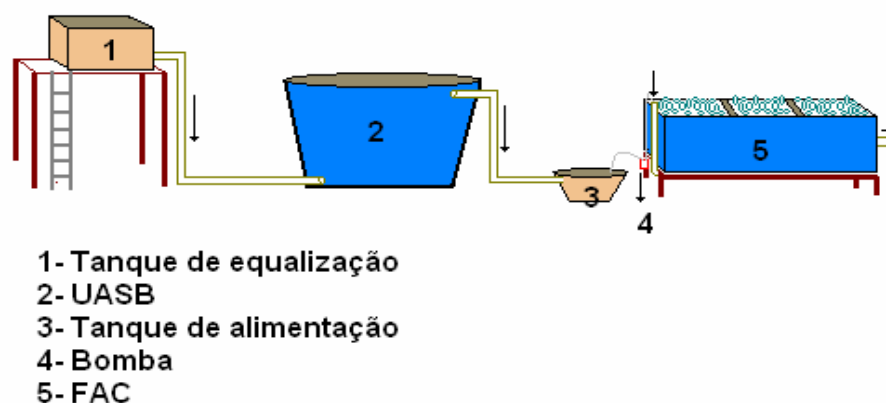


Figura 5. Esquema do sistema de tratamento.

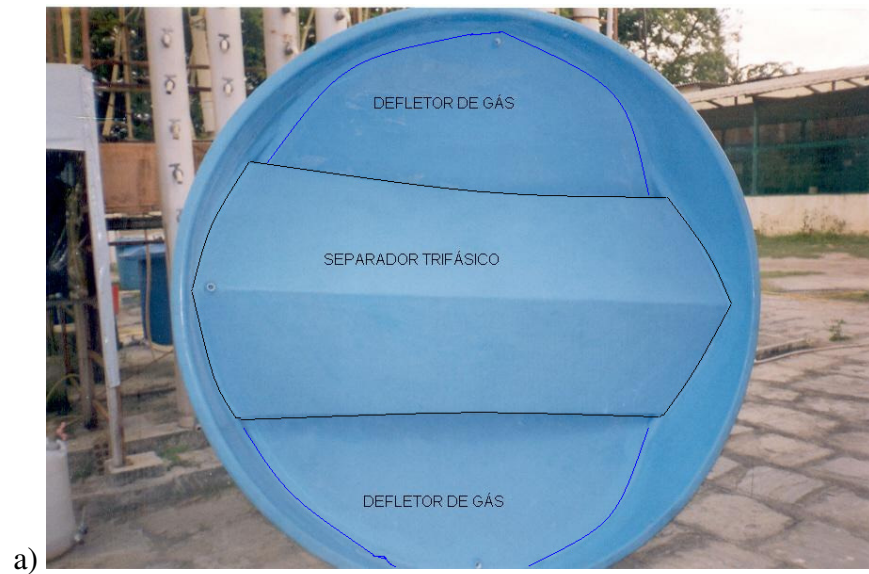
4.3 CARACTERÍSTICAS OPERACIONAIS DO SISTEMA

4.3.1 Reator UASB

Uma parcela dos esgotos sanitários, produzidos na zona urbana de Campina Grande, foi captada e encaminhada a um tanque de equalização, a fim de controlar a vazão de entrada no reator. A caixa de areia, propriamente dita, está localizada a 2,5m do solo, esta unidade faz parte do pré-tratamento, de grande importância e até mesmo indispensável por garantir a continuidade do tratamento, retendo o material grosseiro a exemplo de madeira, plástico e areia.

Por gravidade, o efluente era conduzido até o reator UASB, numa vazão de $20 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$, no qual recebeu o primeiro tratamento biológico anaeróbio. Em seguida, o efluente do UASB alimentava o FAC através de uma bomba constantemente calibrada para manter a vazão desejada.

A Figura 6 mostra um reator UASB semelhante ao utilizado no experimento, exibindo suas divisões interiores, o separador trifásico e os defletores de gás.



b)

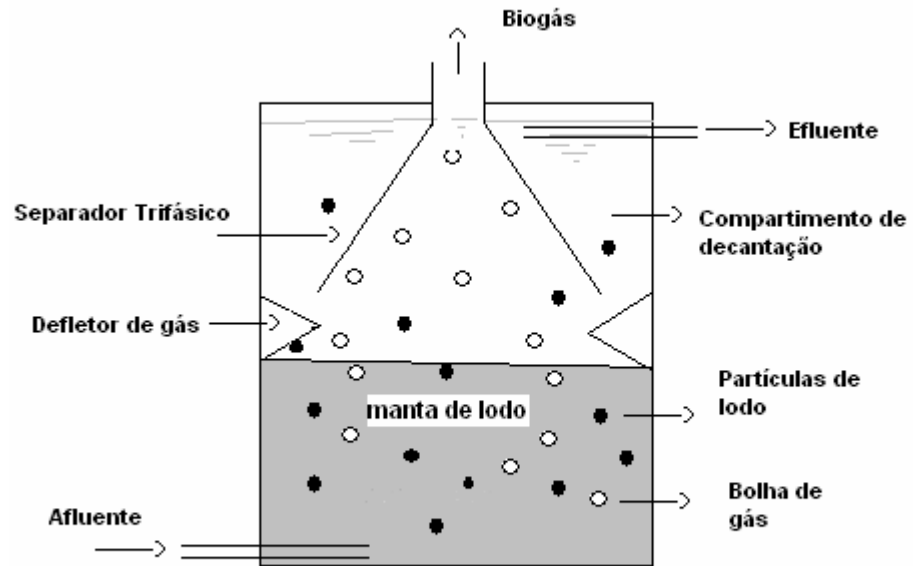


Figura 6. UASB e suas divisórias internas: a) Vista superior b) Esquema interno do funcionamento.

As principais características físicas e operacionais do reator UASB estão expostas na Tabela 5.

Tabela 5. Características físicas e operacionais do reator UASB.

Características	Valor
TDH (h)	6
Volume (m ³)	5
Altura (m)	1,5
Diâmetro (m)	3
Carga orgânica específica (kg DQO.m ⁻³ .dia ⁻¹)	2,52
Número de dispersão ⁽¹⁾	0,08
Fração de volume morto ⁽¹⁾ (%)	7,55

¹Lima (2001)

4.3.2 Filtro Anaeróbio de Chicanas (FAC)

No FAC, o efluente do reator UASB era alimentado pela parte inferior do filtro mantendo sempre um fluxo ascendente em cada câmara, justificando a altura decrescente das chicanas.

Conforme a Figura 7, o filtro continha três câmaras postas com o objetivo de melhorar o desempenho hidrodinâmico do filtro por contribuir na redução de caminhos preferenciais e volume morto, fazendo com que o efluente permaneça no sistema o tempo estimado teoricamente.

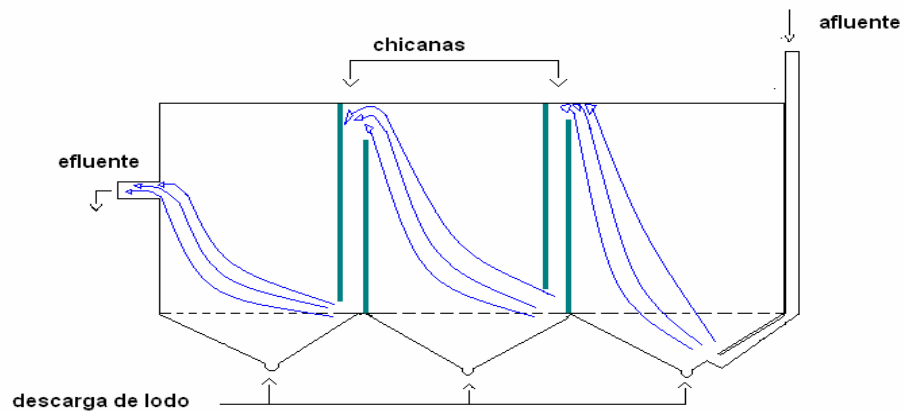


Figura 7. Esquema do filtro de chicanas e os movimentos ascendentes do fluido.

Na Figura 8 observa-se o funcionamento do FAC e o seu preenchimento com as garrafas PET. Antes da entrada do afluente no FAC, observa-se um tanque de alimentação cujo o efluente do UASB foi destinado a fim de manter o controle na alimentação do FAC. A configuração do FAC, assim como todo o seu dimensionamento pode ser observada na Figura 9.



Figura 8. Funcionamento do FAC.

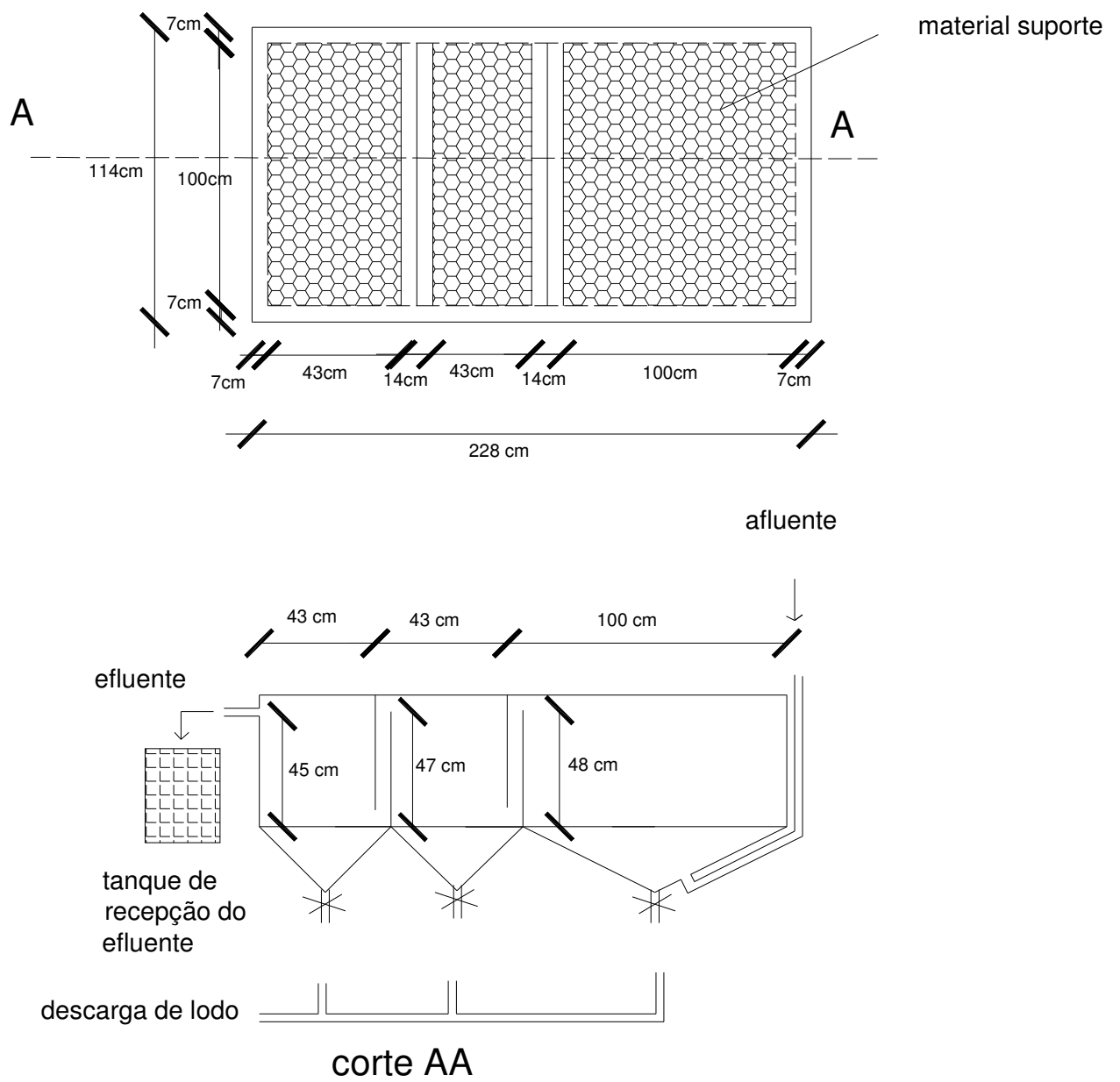


Figura 9. Dimensões do FAC.

4.4 MATERIAL SUPORTE

O material utilizado como meio suporte para aderência de biofilme foi garrafa descartável de dois litros (polietileno tereftalato - PET). As garrafas receberam dois cortes transversais, formando anéis (Figura 10).



Figura 10. Material utilizado como meio suporte no FAC.

As garrafas PET foram obtidas na própria cidade por intermédio de catadores e reutilizadas no experimento.

O volume de vazio foi determinado pela diferença de deslocamento do líquido, utilizando um recipiente de 30 litros. A área superficial específica do material suporte foi determinada experimentalmente através de medições.

Além do elevado índice de vazios, a utilização desse material apresentou várias outras vantagens:

- De fácil aquisição e baixo custo;
- Material inerte;
- Contribuiu com a reciclagem de material;
- Leve e resistente;

4.5 MONITORAÇÃO DO SISTEMA OPERACIONAL

O experimento teve duração de dez meses, dividido em três fases, iniciando em Agosto de 2004 e concluindo em Junho de 2005. A primeira fase teve a duração de quatro meses, as duas seguintes com três meses cada; cada uma com um tempo de detenção hidráulico (TDH) distinto, conforme exposto através da Tabela 6.

Tabela 6. Características de cada etapa do experimento.

Etapas	Período	Vazão (L/h)
1º Fase	Agosto a Novembro de 2004	5,932
2º Fase	Dezembro de 2004 a Fevereiro de 2005	4,614
3º Fase	Março a Junho de 2005	4,152

A coleta do efluente do reator UASB foi realizada na entrada do FAC, e o segundo efluente, na saída do FAC. Para a realização das coletas foram utilizados recipientes de vidros âmbar adequadamente limpos e secos, transportando-os imediatamente ao laboratório (localizado a 15 metros do sistema) onde eram realizadas todas as análises físico-químicas e microbiológicas.

O monitoramento do sistema foi realizado diariamente, verificando a vazão, o funcionamento da bomba e sua adequada limpeza, a alimentação e limpeza diária do tanque de alimentação. A limpeza da caixa de areia era feita eventualmente, removendo-se o excesso de areia e os matérias que nele se depositavam, assegurando uma lâmina de 20cm de areia no tanque.

4.6 PRODUÇÃO DE LODO

Foram realizadas três tentativas de descarte de lodo durante o experimento, conforme está demonstrado na Tabela 7. Estes descartes tiveram como objetivo a redução do risco de entupimento e favorecer a circulação do efluente no filtro. Foram realizadas as análises de sólidos totais do lodo.

No primeiro descarte, foi retirado cerca de 3L de cada câmara. Nas duas seguintes, não observou a presença de lodo, mas por medidas preventivas removeu-se também 3L em cada câmara de efluente.

Tabela 7. Descarte de lodo do FAC.

Descarte	Período	Situação
1º	Outubro de 2004	Presença de lodo
2º	Abril de 2005	Ausência de lodo
3º	Junho de 2005	Ausência de lodo

Como exposto na Tabela 7, apenas a primeira situação se trata de descarte de lodo, pois foi a única onde houve realmente lodo. As demais situações, mesmo não apresentando lodo em seu descarte, foram incluídas visando esclarecer e até mesmo comprovar a realização das três tentativas.

5 PROCEDIMIENTOS ANALÍTICOS

Todas as análises realizadas obedeceram as prescrições descritas na APHA (1995). A Tabela 8 exibe todas as análises físicos e químicas realizadas em laboratório dos efluentes em estudo, como também os procedimentos e equipamentos utilizados.

Tabela 8. Análises físicos e químicas realizadas durante o experimento.

Análise	Método	Equipamentos
Nitrogênio amoniacal	Método semi-micro Kjeldhal	Destilador.marca Tecnal modelo TE-036/1
Nitrogênio total	Método semi-micro Kjeldhal com digestão.	Destilador marca Tecnal modelo TE-036/1, digestor marca Tecnal modelo TE-007
Fósforo Total	Espectrofotométrico com ácido ascórbico e digestão em persulfato	Espectrofotômetro marca Milton Roy modelo LR-45227, autoclave marca Phoenix modelo AV18
Ortofosfato solúvel	Espectrofotométrico com ácido ascórbico.	Espectrofotômetro marca Milton Roy modelo LR-45227
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	Leitura direta	Medidor de oxigênio marca Ysi, modelo 54A
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	Titulometria de oxido-redução com dicromato.	Digestor marca Jundilab modelo PN 456
Sólidos Totais	Gravimétrico	Estufa Fanen modelo 62700, Balança analítica Sartorius
Sólidos Totais Voláteis	Gravimétrico	Mufla marca Furnace modelo 62700, Estufa Fanen modelo 62700, Balança analítica Sartorius
Sólidos Suspensos	Gravimétrico	Banho Maria marca Quimis, Estufa Fanen modelo 62700, Balança analítica Sartorius
Sólidos Suspensos Voláteis	Gravimétrico	Mufla marca Furnace modelo 62700, Balança analítica Sartorius.
Condutividade elétrica	Método instrumental (leitura direta).	Conduvímetero marca Yellow Spring modelo M-33
Turbidez	Método instrumental (leitura direta)	Turbidímetro Orbeco Hellige modelo 966
pH	Potenciométrico	pHmetro marca Orion modelo 230A

5.1 Alcalinidade

Alcalinidade é a quantidade de íons presente no líquido que neutralizam os íons de hidrogênio. A maior parte desses íons é constituído por bicarbonatos (HCO_3^-), por isso são os maiores responsáveis pela neutralização, mas além desses tem-se outros grupos de íons, como: OH^- , CO_3^{2-} (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994).

A utilização de processo anaeróbio no tratamento de esgotos sanitários apresenta grande vantagem com relação ao alto poder de tamponação. Essa característica é atribuída a elevados valores da alcalinidade, resultado do abastecimento, carreamento das águas pluviais e adsorção durante o uso doméstico (METCALF & EDDY, 2003).

Para a quantificação deste parâmetro foi utilizado o método de Kapp, que consiste na titulação acidimétrica até três valores de pH (5,0, 4,3 e 4,0) utilizando um ácido forte (ácido clorídrico) de concentração conhecida, utilizando as seguintes equações para obtenção da alcalinidade total e a bicarbonatos, e a concentração de AGV:

$$AT(\text{mgCaCO}_3/\text{L}) = V_{ac(4,3)} \times 50.000 \times N / V_{am} \quad (7)$$

$$AB(\text{mgCaCO}_3/\text{L}) = -(1312,26 \times N_{ac} \times V_{ac(5-4)} / V_{am}) + 0,0206 AT + 0,11 \quad (8)$$

$$AGV(\text{mgHAc}/\text{L}) = (131340 \times N_{ac} \times V_{ac(5-4)} / V_{am}) - (0,0616 AT) - 10,9 \quad (9)$$

Nas quais:

V_{am} - volume da amostra, normalmente 50 mL

N - normalidade do ácido em eq/L

$V_{ac(5-4)}$ - volume em mL de ácido gasto para titular de pH=5 até pH=4

$V_{ac(4,3)}$ - volume em mL gasto para titular a amostra do pH inicial até pH=4,3

5.2 Exames Microbiológicos

Caracterizar os efluentes quanto à presença de indicadores de contaminação fecal é um dos requisitos imprescindíveis ao tratamento de esgotos sanitários. Enquadrar o efluente dentro das normas da legislação ambiental exige que a determinação do grupo de coliformes termotolerantes seja realizada.

Apesar de que os coliformes serem inofensivos ao organismo humano, eles compõem a flora intestinal natural do homem e são excretados abundantemente, esse grupo é utilizado como indicador de contaminação fecal. Os organismos patogênicos são os verdadeiros causadores das enfermidades, a exemplo da Salmonella, Taenia, Schistosoma e Ascaris. Estes organismos são altamente infecciosos e são os responsáveis por milhares de mortes todos os anos, especialmente em regiões com precárias condições sanitárias. Usualmente eles são excretados por pessoas com doenças gastrointestinais, como febre tifóide e paratifoide, disenteria, diarreia e cólera. Como a identificação destes organismos é extremamente difícil e demorado, é utilizado o grupo coliforme como indicador da presença de fezes por serem mais abundantes, cada pessoa excreta cerca de 100 a 400 bilhões de coliformes por dia, o que facilita a sua detecção (METCALF & EDDY, 2003). O despejo de efluentes com concentrações de organismos patogênicos compromete a saúde pública por transmitirem doenças.

Foi utilizado o método de membrana filtrante, com diluição de 10^{-3} para o afluente e de 10^{-1} para os efluentes. Esse método consiste na filtração de um determinado volume da amostra, que irá variar com sua concentração, através de uma membrana que retém os coliformes. Esta membrana é colocada sobre o meio de cultura contido nas placas e incubada por um período de 24hs numa estufa a $44,5^{\circ}\text{C}$.

5.3 Análises Estatísticas

Os dados obtidos em todos os parâmetros foram submetidos à análise estatística descritiva para se ter melhor visualização quanto aos valores da amplitude e da variabilidade dos mesmos. Obtendo-se as médias aritméticas, desvio padrão, mediana, variância, coeficiente de variação, valores máximos e mínimos e contagem dos dados em todos os parâmetros exceto para os coliformes termotolerantes, para estes foram realizados apenas a média geométrica, mediana, valores máximo e mínimo e contagem dos dados.

Para verificar a eficiência do sistema quanto a remoção dos parâmetros analisados, fez-se um estudo comparando o efluente do FAC para as três fases, verificando a influência da variação do TDH no sistema. Com este fim, aplicou-se a análise de variância (ANOVA) fator único com um grau de confiança de 95% (ou nível de significância de 5%), neste estudo estatístico a variabilidade ou variância entre as observações indicam se as diferenças observadas entre grupos são provavelmente reais ou meramente decorrentes do acaso (WITTE & WITTE, 2005).

6 APRESENTAÇÃO E DISCUSSÃO DOS

RESULTADOS



No presente capítulo, estão apresentados e analisados os dados obtidos ao longo da investigação experimental. Para cumprir com os objetivos propostos, foram determinadas as médias aritméticas, desvios padrões, coeficiente de variação, mediana e valores máximos e mínimos para os efluentes do reator UASB e do FAC durante o experimento. A aplicação da ANOVA (fator único) aos dados do efluente do FAC teve por objetivo verificar se a variação do TDH, dentre as três fases, influenciou na qualidade do efluente. Aplicou-a, também, para o efluente do UASB, mesmo sabendo que para este foram mantidas as mesmas condições operacionais, com o propósito de constatar se ao longo do experimento este efluente apresentou diferença estatística e sua interferência ao efluente do Filtro Anaeróbio de Chicanas.

A análise de variância aplicada ao efluente do reator UASB não resultou em diferença estatística significativa entre as três fases do experimento quanto à matéria orgânica e as frações de sólidos, porém para os outros parâmetros, condutividade elétrica, nutrientes e coliformes termotolerantes, foram observados significativa diferença, justificando com isso um tratamento diferenciado tanto na apresentação quanto na discussão dos resultados.

Os resultados dos parâmetros analisados seguem em anexo, organizados em Tabelas, apresentando suas respectivas estatísticas descritivas; inclusive, da análise de variância aplicada ao efluente do reator UASB.

6.1 TRATAMENTO ESTATÍSTICO

O estudo do efluente do FAC com diferentes TDH foi realizado mediante a aplicação da ANOVA nos dados do experimento, admitindo-se um único fator (variável independente).

A Tabela 9 apresenta os resultados do tratamento estatístico aplicado aos dados obtidos experimentalmente dos três grupos segundo o TDH aplicado ao efluente do FAC. A análise pode ser realizada mediante a comparação dos valores de F calculados e F críticos expostos na Tabela 9. Nesta análise, foram usadas as seguintes hipóteses:

Hipótese nula - H_0 : não há diferença entre os grupos de dados

Hipótese alternativa – H_1 : há diferença em pelo menos um dos grupos de dados.

Quando o F calculado for maior que o F crítico tabelado, o seu valor recai na região de rejeição da hipótese nula (H_0), conclui-se que, ao nível de significância de 5%, há diferença estatística significativa entre os três grupos avaliados, adotando-se, portanto, a Hipótese alternativa (H_1). Mas caso ocorra o contrário, o valor de F calculado for menor ou igual ao F crítico, então se leva em consideração que não há diferença estatística significativa entre os dados obtidos e analisados, aceitando-se a hipótese nula já que o valor de F permanece na região de aceitação.

Tabela 9. Valores de F para o efluente do FAC comparando as três fases.

Parâmetros	F cal.	F crítico	Região de aceitação	Região de rejeição
DBO ₅	1,356	3,315	X	
DQO	2,457	3,315	X	
ST	0,422	3,315	X	
STV	1,693	3,315	X	
SST	2,969	3,315	X	
SSV	2,186	3,315	X	
Turbidez	3,373	3,402	X	
Condutividade Elétrica	4,259	3,315		X
Nitrogênio Amoniacal	11,207	3,244		X
Nitrogênio Total	9,830	3,244		X
Fósforo Orgânico	1,453	3,238	X	
Fósforo Total	2,468	3,238	X	
Coliformes Termotolerantes	5,307	3,327		X

Como se pode observar na Tabela 9, em todos os parâmetros, exceto condutividade elétrica, nitrogênio e coliformes, o valor de F se encontra na região de aceitação da hipótese nula, acreditando-se que não há diferença significativa entre os dados obtidos para o efluente do FAC nas três fases do experimento, dentro das condições em que o experimento fora realizado, concluindo que o fator determinante para a obtenção de uma melhor eficiência no desempenho do FAC não está relacionado a variação do TDH; a análise de variância realizada revelou, então, não ser esta característica hidráulica de predominância para caracterizar um aumento da eficiência. Porém, para o nitrogênio e coliformes termotolerantes, a análise de variância acusou haver diferença estatística significativa para o efluente do FAC aos três grupos analisados, no qual cada grupo apresenta diferentes TDH, 7, 9 e 10 dias.

6.2 MATÉRIA ORGÂNICA (DBO₅ e DQO)

A forma mais freqüente para avaliar o conteúdo de matéria orgânica no esgoto é através da determinação da DQO e DBO₅, esta última em especial, pois mede diretamente a quantidade de matéria orgânica biodegradável. Estes parâmetros são usados como requisitos para estabelecer os padrões de qualidade do efluente por muitos os órgãos ambientais.

Observam-se através da Tabela 10, os valores médios para a concentração, desvio padrão e coeficiente de variação para matéria orgânica, obtidos em cada uma das três fases do monitoramento dos efluentes do UASB e do FAC.

Tabela 10. Valores médios de DBO₅ e DQO dos efluentes do UASB e FAC.

1ª Fase	Médias			
	DBO ₅		DQO	
	UASB	FAC	UASB	FAC
Concentração (mg.L ⁻¹)	38,9	14	214	74
Desvio padrão (mg.L ⁻¹)	2,6	4,1	42	20
Coeficiente de variação (%)	6,7	29,4	20	27
Número de determinações	13	13	14	14
2ª Fase	Médias			
	DBO ₅		DQO	
	UASB	FAC	UASB	FAC
Concentração (mg.L ⁻¹)	36,0	12	253	71
Desvio padrão (mg.L ⁻¹)	4,0	3,3	44	32
Coeficiente de variação (%)	11,2	27,6	17	46
Número de determinações	8	8	7	7
3ª Fase	Médias			
	DBO ₅		DQO	
	UASB	FAC	UASB	FAC
Concentração (mg.L ⁻¹)	40,1	12	228	56
Desvio padrão (mg.L ⁻¹)	4,9	3,1	70	19
Coeficiente de variação (%)	12,3	26,2	31	33
Número de determinações	12	12	12	12

Durante o monitoramento do sistema experimental, a DBO₅ do efluente produzido no reator UASB manteve-se na média de 39 mgO₂/L na 1ª fase mantendo uma média aproximada nas duas fases consecutivas, chegando ao valor mínimo de 30 mgO₂/L e o valor máximo de 47 mgO₂/L ambos obtidos durante a 3ª fase do experimento. Com relação a DQO, o mesmo

efluente manteve-se na média de 232 mg/L nas três fases, com valores variando entre 124 a 387 mg/L de DQO ambos obtidos durante a 3ª fase, portanto representando maior coeficiente de variação obtido no experimento deste parâmetro, 31%.

Observa-se na Tabela 10 que após o tratamento no Filtro, na 1ª fase, o efluente final apresentou uma baixa DBO₅ mantendo-se na média de 14 mgO₂/L, variando entre 6 a 20 mgO₂/L. Na 2ª e 3ª fases, houve uma redução nos valores de DBO₅, porém o efluente do FAC em ambas as fases manteve o mesmo valor médio de 12 mgO₂/L, apresentando a variação na concentração entre 7 a 17 mgO₂/L. Observam-se, também, os valores para DQO, verificando que na 1ª fase do experimento, o efluente do FAC manteve-se na média de 74 mg/L de DQO, valores mínimo e máximo de 39 e 100 mg/L, respectivamente. Para a 2ª e 3ª fases, os valores mínimos obtidos foram 40 e 22 mg/L de DQO e máximos de 121 e 91 mg/L.

Observa-se através das Figuras 11 e 12, as variações de DBO₅ e DQO, respectivamente, dos efluentes do reator UASB e do FAC ao longo do experimento. Nota-se, nas duas Figuras, que os efluentes apresentam valores bem distintos, representando uma boa remoção; verificando, inclusive, que a variação entre as fases não reflete no comportamento do efluente do FAC em ambos os parâmetros, permanecendo, praticamente, dentro de uma mesma variação em todo o experimento.

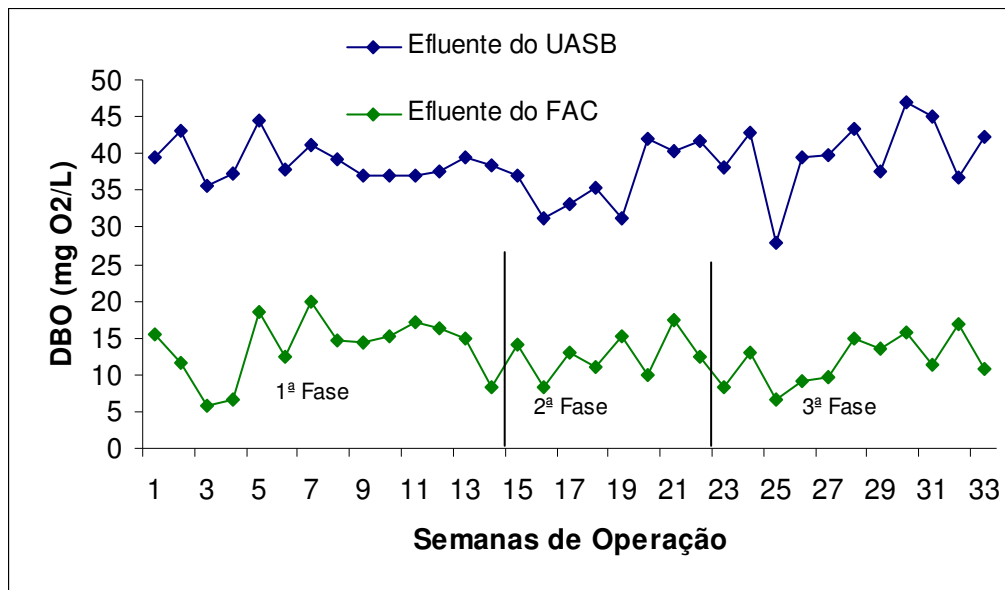


Figura 11. Desempenho dos efluentes do UASB e FAC quanto a DBO_5 durante o experimento.

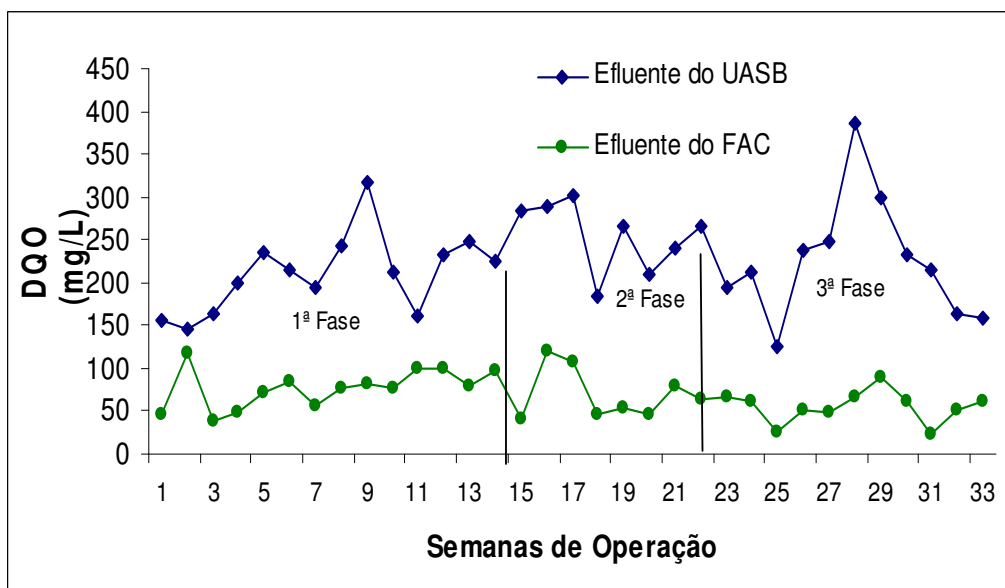


Figura 12. Atuação dos efluentes produzidos no sistema com relação a DQO nas três fases.

Observa-se também pelas Figuras 11 e 12 uma regularidade no comportamento do efluente do FAC, verificando uma linearidade nos dados tanto para DBO_5 quanto para DQO durante todo o experimento; atestando que não há diferença para o efluente do filtro entre as três fases, como foi comprovado estatisticamente.

Kato et al. (1999) explica que quanto menor a vazão aplicada menor será a velocidade do fluxo e maior tempo o líquido permanecerá em contato com o biofilme, inicialmente a matéria orgânica biodegradável facilmente será assimilada, mas continuamente essa assimilação terminará por falta de matéria orgânica disponível. Com o fluxo ideal, isto é, com uma velocidade necessária para haver assimilação da matéria orgânica sem haver a estagnação do líquido, o contato entre o líquido e o biofilme favorecerá a absorção da matéria orgânica permitindo que uma quantidade maior de esgotos receba o tratamento.

Quando o fluxo é mantido numa velocidade adequada, permite-se que em toda a extensão do recipiente produza biofilme uniformemente. O fluxo escoando lentamente, a área inicial do recipiente absorverá toda a matéria orgânica assimilável, favorecendo um rápido crescimento do biofilme provocando o entupimento desta área. Com um fluxo mais rápido, haverá matéria orgânica suficiente para proporcionar o crescimento mais uniforme do biofilme em toda a área superficial do FAC; com o cuidado de manter uma velocidade não muito rápida, pois, assim, o biofilme não terá tempo para realizar a absorção e mesmo percorrendo uma grande quantidade de biofilme o fluido sairá com grande concentração de matéria orgânica (CHARACKLIS & MARSHALL, 1989).

6.3 SÓLIDOS TOTAIS

As médias dos parâmetros estatísticos para valores de sólidos totais (ST) e sólidos totais voláteis (STV) dos efluentes do UASB e do FAC nas três fases do experimento estão expostas na Tabela 11.

Tabela 11. Médias para sólidos totais dos efluentes do UASB e do FAC.

1ª Fase	Médias			
	ST		STV	
	UASB	FAC	UASB	FAC
Concentração (mg.L ⁻¹)	722	611	200	127
Desvio padrão (mg.L ⁻¹)	58	71	56	41
Coefficiente de variação (%)	8	12	28	32
Número de determinações	14	14	14	14
2ª Fase	Médias			
	ST		STV	
	UASB	FAC	UASB	FAC
Concentração (mg.L ⁻¹)	761	568	203	107
Desvio padrão (mg.L ⁻¹)	46	64	40	62
Coefficiente de variação (%)	6	11	20	58
Número de determinações	8	8	8	8
3ª Fase	Médias			
	ST		STV	
	UASB	FAC	UASB	FAC
Concentração (mg.L ⁻¹)	667	587	162	99
Desvio padrão (mg.L ⁻¹)	74	98	45	30
Coefficiente de variação (%)	11	16,7	28	30
Número de determinações	12	12	12	12

O efluente produzido no reator UASB apresentou uma concentração média de 717 mg/L nas três fases com valor mínimo de 512 mg/L obtido durante a 3ª fase e máximo de 830 mg/L na 1ª fase, mostrando um baixo valor no coeficiente de variação (11%). A concentração para o mesmo efluente com relação à STV foi de 200 mg/L para as duas fases iniciais e de 162 mg/L para a 3ª fase, representando média de 188 mg/L para as três fases, apresentando valores limites entre 73 e 344 mg/L, com coeficiente de variação de 28% na 1ª e 3ª fases, e 20% na 2ª fase.

Foi observado na Tabela 11 que após o tratamento no FAC, na 1ª fase, o efluente produzido manteve-se na média de 611 mg/L para sólidos totais com valores limites entre 485 e 771 mg/L. Valores próximos foram obtidos nas fases consecutivas, não sendo observado significativa remoção de ST para os efluentes do FAC durante as três fases, mantendo em média concentração em torno de 600 mg/L. Quanto a STV, o efluente do FAC durante a 1ª fase permaneceu na média de 127 mg/L com valores limites entre 55 e 189 mg/L, com coeficiente de variação de 32%. Concentrações inferiores foram obtidas no decorrer do

experimento, com valores mínimos de 36 e 59 mg/L e máximos de 193 e 172 mg/L para a 2ª e 3ª fases, respectivamente.

O comportamento dos ST foi similar aos STV, como observa-se nas Figuras 13 e 14. Em ambos os parâmetros, os valores obtidos nos efluentes analisados durante todo o experimento mantiveram-se próximos sendo que o efluente do FAC permaneceu com valores inferiores ao efluente do UASB na maioria das análises realizadas nas três fases, constando-se, que mesmo pequeno, houve remoção. Observa-se, claramente, na Figura 13, que as duas maiores concentrações para STV no efluente do UASB são encontradas na 1ª fase e as menores, na 3ª fase; porém para o efluente do FAC, tanto as maiores concentrações quanto as menores, foram obtidas durante a 2ª fase.

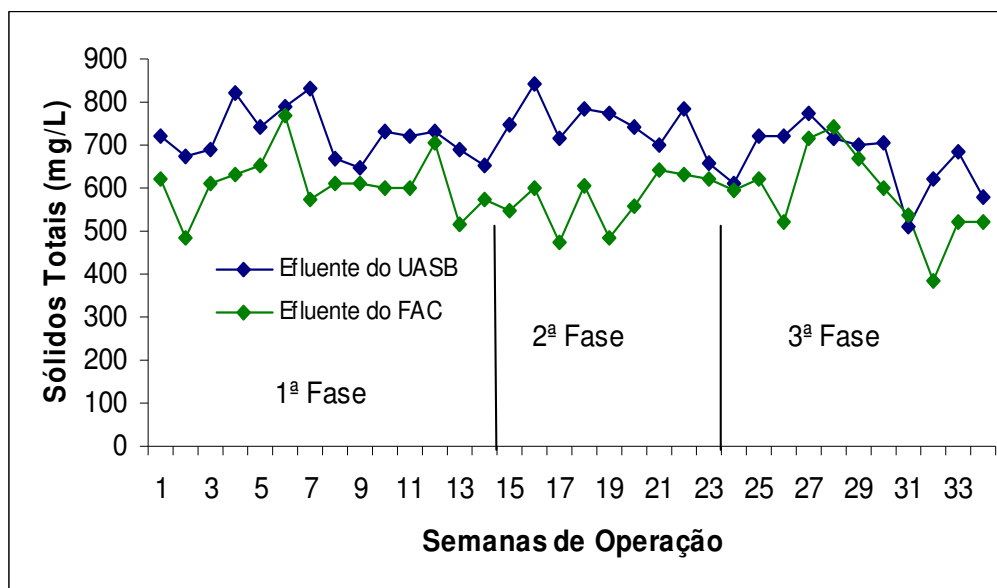


Figura 13. Comportamento dos efluentes do UASB e FAC com relação a ST durante o experimento.

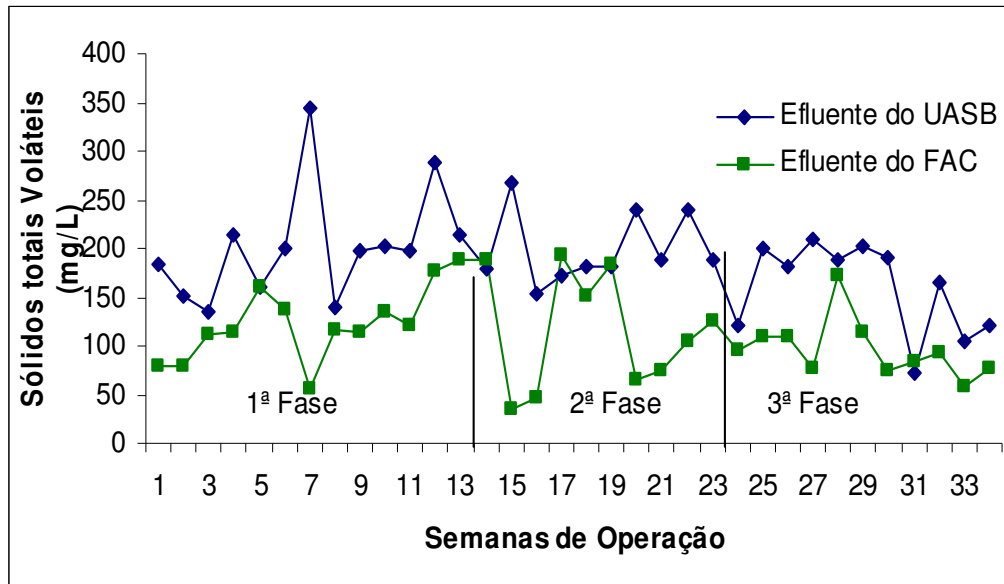


Figura 14. Concentração de STV para os efluentes do UASB e FAC durante o experimento.

6.4 SÓLIDOS SUSPENSOS

Os valores médios para concentração, desvio padrão e coeficiente de variação para sólidos suspensos totais (SST) e sólidos suspensos voláteis (SSV) dos efluentes do UASB e do FAC nas três fases do experimento podem ser observados através da Tabela 12.

Tabela 12. Médias para sólidos suspensos dos efluentes do UASB e do FAC.

1ª Fase	Médias			
	SST		SSV	
	UASB	FAC	UASB	FAC
Concentração (mg.L ⁻¹)	58	9	48	7
Desvio padrão (mg.L ⁻¹)	28	5	24	4
Coefficiente de variação (%)	48	56	50	58
Número de determinações	14	14	14	14
2ª Fase	Médias			
	SST		SSV	
	UASB	FAC	UASB	FAC
Concentração (mg.L ⁻¹)	86	13	75	9
Desvio padrão (mg.L ⁻¹)	27	7	27	4
Coefficiente de variação (%)	32	49	36	44
Número de determinações	8	8	8	8
3ª Fase	Médias			
	SST		SSV	
	UASB	FAC	UASB	FAC
Concentração (mg.L ⁻¹)	70	10	55	7
Desvio padrão (mg.L ⁻¹)	22	3	17	2
Coefficiente de variação (%)	32	30	30	27
Número de determinações	12	12	12	12

Para as três fases do experimento, o efluente do reator UASB apresentou concentração média de 67 e 55 mg/L para SST e SSV, respectivamente. Com valores limites entre 27 a 127 mg/L para SST, representando coeficiente de variação de 38%; e entre 17 e 116 mg/L para SSV, resultando no coeficiente de variação de 50% em todo o experimento.

Na 1ª fase, como mostra a Tabela 12, o efluente do FAC apresentou concentração média para SST de 9 mg/L com coeficiente de variação de 56%, resultado de oscilações entre 1 a 17 mg/L deste parâmetro. Apesar das concentrações de SST nas fases posteriores se encontrarem superiores, com valores mínimos de 6 e 7 mg/L e máximos de 23 e 15 mg/L para 2ª e 3ª fases, respectivamente, as concentrações médias do efluente do FAC nas três fases são valores aproximados, cerca de 10 mg/L de SST. Percebe-se, de acordo com a Tabela 12, que nas três fases os valores do efluente do FAC para SSV foram similares apresentando uma concentração média um pouco superior a 7 mg/L.

O comportamento dos sólidos suspensos dos efluentes do reator UASB e do FAC podem ser acompanhado nas Figuras 15 e 16. Verifica-se uma similaridade no comportamento entre os dois parâmetros, SST e SSV, observando elevadas variações no

efluente do UASB nas três fases do experimento, já o efluente do FAC tende a diminuir sua variação ao longo das fases.

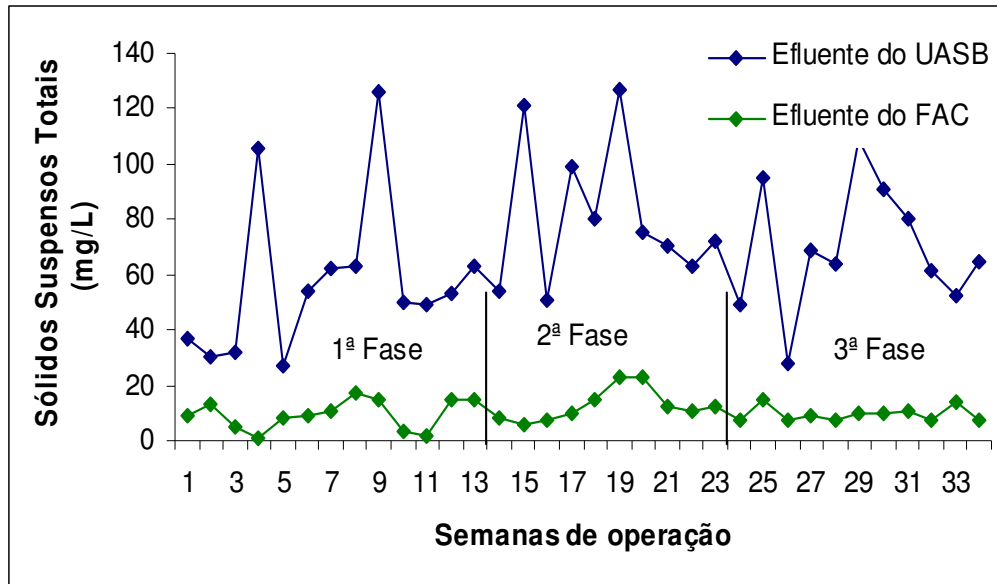


Figura 15. Valores de SST para efluentes do UASB e FAC durante o experimento.

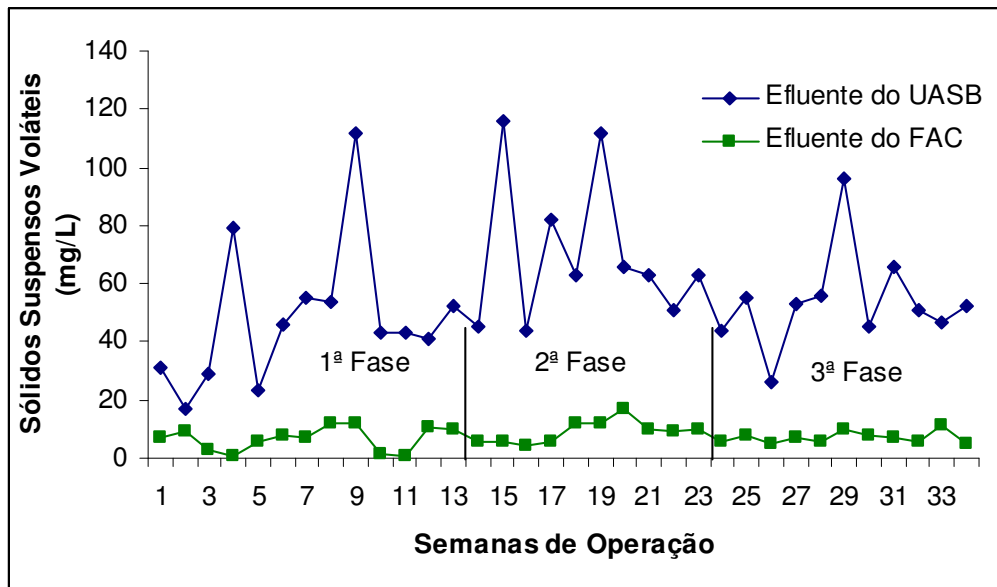


Figura 16. Desempenho dos efluentes do UASB e FAC quanto a SSV no experimento.

6.5 TURBIDEZ

A Figura 17 apresenta o comportamento dos valores de turbidez para os efluentes do reator UASB e do Filtro Anaeróbio de Chicanas durante o período de operação do sistema experimental.

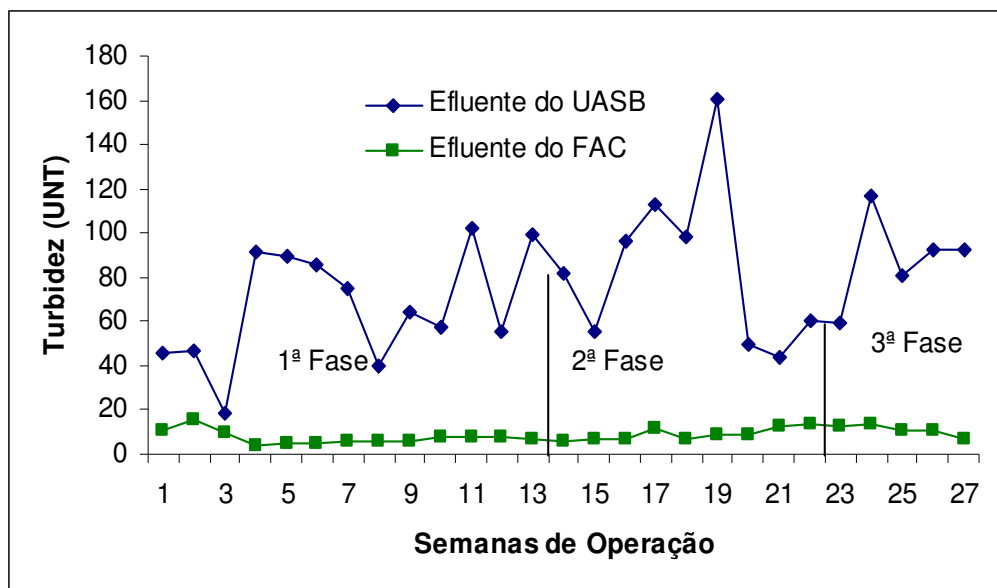


Figura 17. Comportamento dos efluentes do UASB e FAC com relação a turbidez durante o experimento.

Observa-se na Figura 17 que o efluente do reator UASB apresentou altas variações durante o período experimental, principalmente durante a 2ª fase onde foi obtido o valor máximo (161 UNT- unidade nefelométrica de turbidez), mantendo uma turbidez média de 77 UNT nas três fases, com coeficiente de variação de 38%.

Conforme a Figura 17, o efluente produzido no Filtro Anaeróbio apresentou baixa turbidez durante o experimento, variando entre 4 a 16 UNT.

A análise de variância não acusou diferença estatística significativa quanto a turbidez tanto para o efluente do reator UASB quanto para o do FAC. Como observado pela Figura 16, o efluente do UASB apresenta grandes variações nas três fases que compreenderam o

experimento, porém o efluente do FAC encontra-se com valores próximos entre as três fases, variando de 7 UNT na 1ª fase a 11 UNT na 3ª fase, com média de 9 UNT.

Entretanto, o efluente do FAC que apresentou melhor resultado foi durante a 1ª fase com valor de 7 UNT, promovendo uma eficiência de 90%. Portanto, o FAC produz efluente bem clarificado, podendo se enquadrar na classificação do CONAMA nº 357 de 2005 para águas de classe 1 (CONAMA.2005).

6.6 CONDUTIVIDADE ELÉTRICA

Durante a 1ª fase o efluente do reator UASB apresentou condutividade elétrica média de $1,50 \text{ dS.m}^{-1}$ com valores limites de 1,4 a $1,6 \text{ dS.m}^{-1}$, representando coeficiente de variação de 3,6%.

Tanto na 2ª quanto na 3ª fase o efluente do UASB apresentou média um pouco inferior que na 1ª fase, de $1,4 \text{ dS.m}^{-1}$. Porém na 2ª fase o efluente do UASB variou entre 1,4 a $1,5 \text{ dS.m}^{-1}$, e na 3ª fase variou entre 1,1 a $1,6 \text{ dS.m}^{-1}$.

Na Tabela 13 estão expostas as médias dos parâmetros estatísticos para valores de condutividade do efluente do FAC nas três fases.

Tabela 13. Valores médios da condutividade elétrica para o efluente do FAC.

Parâmetros estatísticos	1ª Fase	2ª Fase	3ª Fase
Valores (dS.m^{-1})	1,42	1,41	1,3
Desvio padrão (dS.m^{-1})	0,06	0,11	0,15
Coeficiente de variação (%)	4,1	7,9	11,6
Número de determinações	14	7	12

Como observado na Tabela 13, as duas fases iniciais apresentam valores médios similares com diminuição na última fase, já que nesta foram obtidos os menores valores de

condutividade para o efluente do UASB em todo o experimento e inclusive apresenta o maior coeficiente de variação (9,5%). Como visto, a condutividade elétrica não sofreu modificação relevante quanto ao tratamento aplicado nas três fases, mantendo um valor no efluente do FAC em torno de $1,4 \text{ dS.m}^{-1}$ sem grandes variações.

De acordo com os resultados obtidos, o efluente do FAC pode ser utilizado na irrigação de culturas, no entanto certos cuidados serão necessários em sua utilização. A condutividade elétrica está diretamente relacionada com a concentração de sais dissolvidos no líquido, e que uma alta concentração desses sais contidos nos efluentes utilizados para irrigação prejudica a absorção de água pelas plantas.

Quando se trata de culturas com classificação sensível à tolerância a sais, o efluente do FAC possui concentração considerada alta. Como aconteceu com o cultivo de gergelim realizado em experimento por Lima (2003), que utilizou um efluente com uma condutividade similar ao efluente do FAC, e não o comprometeu graças às características do solo utilizado no experimento (solo arenoso). No entanto, o efluente poderá ser utilizado na irrigação de várias outras culturas com maior tolerância que o gergelim, como arroz, algodão e soja, de acordo com a classificação apresentada por Gheyi et al. (1997).

6.7 NUTRIENTES

As médias obtidas para os efluentes do reator UASB e do FAC quanto a nitrogênio e fósforo para as três fases do experimento estão expostas na Tabela 14.

Tabela 14. Valores médios dos nutrientes analisados nos efluentes do sistema durante o período experimental.

1ª Fase	Médias							
	NTK		N-NH ₄ ⁺		PT		P-PO ₄	
	UASB	FAC	UASB	FAC	UASB	FAC	UASB	FAC
Concentração (mg.L ⁻¹)	53,2	38,4	49	36,2	6,97	4,37	5,60	3,72
Desvio padrão (mg.L ⁻¹)	5,5	4,6	4,4	3,8	0,5	1,1	0,6	0,9
Coeficiente de variação (%)	10,3	11,9	9	10,6	7,5	25,2	11,2	23,9
2ª Fase	Médias							
	NTK		N-NH ₄ ⁺		PT		P-PO ₄	
	UASB	FAC	UASB	FAC	UASB	FAC	UASB	FAC
Concentração (mg.L ⁻¹)	54,7	38	47,1	34,4	6,73	4,45	5,87	4,02
Desvio padrão (mg.L ⁻¹)	3,0	4,6	3	6	0,6	0,6	0,4	0,7
Coeficiente de variação (%)	5	12	7	17	8,4	14,4	6,3	16,6
3ª Fase	Médias							
	NTK		N-NH ₄ ⁺		PT		P-PO ₄	
	UASB	FAC	UASB	FAC	UASB	FAC	UASB	FAC
Concentração (mg.L ⁻¹)	42,7	31,3	37,5	28,7	5,91	4,02	5,11	3,59
Desvio padrão (mg.L ⁻¹)	4,0	4	4	4	0,7	0,6	0,9	0,6
Coeficiente de variação (%)	9	10	10	13	11,4	14,7	17,2	16,7

Como exposto na Tabela 14, as concentrações de nutrientes no efluente do reator UASB mantiveram-se superiores as do efluente do FAC em todo o experimento. Na 1ª e 2ª fases, o efluente do reator UASB apresentou concentração média superior a 50 mg/L para nitrogênio total e próximo a este para o amoniacal. Entretanto, na 3ª fase observam-se menores concentrações, cerca de 40 mg/L tanto para o nitrogênio total quanto para o amoniacal. Isto é refletido nas concentrações dos mesmos nutrientes para o efluente do FAC, resultando em médias superiores a 30 mg/L para o nitrogênio nas duas primeiras fases e inferior a este na 3ª fase para o nitrogênio amoniacal. Quanto ao fósforo, a Tabela 14 mostra uma similaridade na concentração nas três fases tanto para o fósforo total quanto para o amoniacal. Nota-se que o efluente do reator UASB manteve concentração média de 6 e 5 mg/L para fósforo total e ortofosfato, respectivamente; e média de 4 mg/L para o fósforo nas duas formas para o efluente do Filtro Anaeróbio.

Nas Figuras 18, 19, 20 e 21 são mostrados o comportamento dos efluentes do UASB e FAC para as duas formas analisadas de nitrogênio e fósforo durante as três fases do experimento.

O efluente do reator UASB se caracteriza por apresentar elevadas concentrações de nitrogênio e fósforo. Os valores limites obtidos durante o experimento para o nitrogênio foram entre 34,3 a 62,9 mg NTK.L⁻¹ e 29,1 a 59,4 mg N-NH₄⁺.L⁻¹, observando que as concentrações mínimas foram obtidos na 3ª fase e máximos, na 1ª fase para as duas formas de nitrogênio; o fósforo total variou de 4,6 a 7,9 mg P.L⁻¹ e o ortofosfato apresentou variação de 3,6 a 6,8 mg P-PO₄ L⁻¹. Apesar de concentrações inferiores, o efluente do FAC mostra valores bem consideráveis quanto a presença de nitrogênio e fósforo, variando entre 25,6 a 44,9 mg NTK.L⁻¹ e 23,5 a 44,0 mg N-NH₄⁺.L⁻¹ para nitrogênio total e amoniacal, respectivamente; o fósforo total variou de 2,3 a 6,2 mg P.L⁻¹, e o ortofosfato variou de 1,9 a 5,3 mg P-PO₄ L⁻¹; observa-se que os valores limites para o fósforo em ambas as formas foram obtidos na 1ª fase, todas estas variações foram resultados dos dados coletados durante as três fases do experimento.

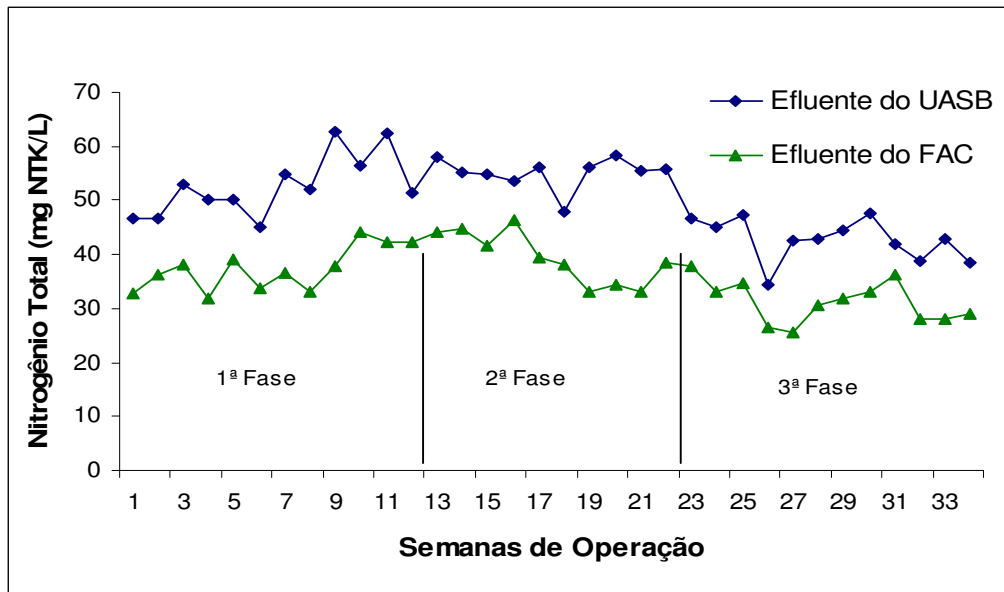


Figura 18. Valores de NTK dos efluentes do UASB e FAC obtidos nas três fases.

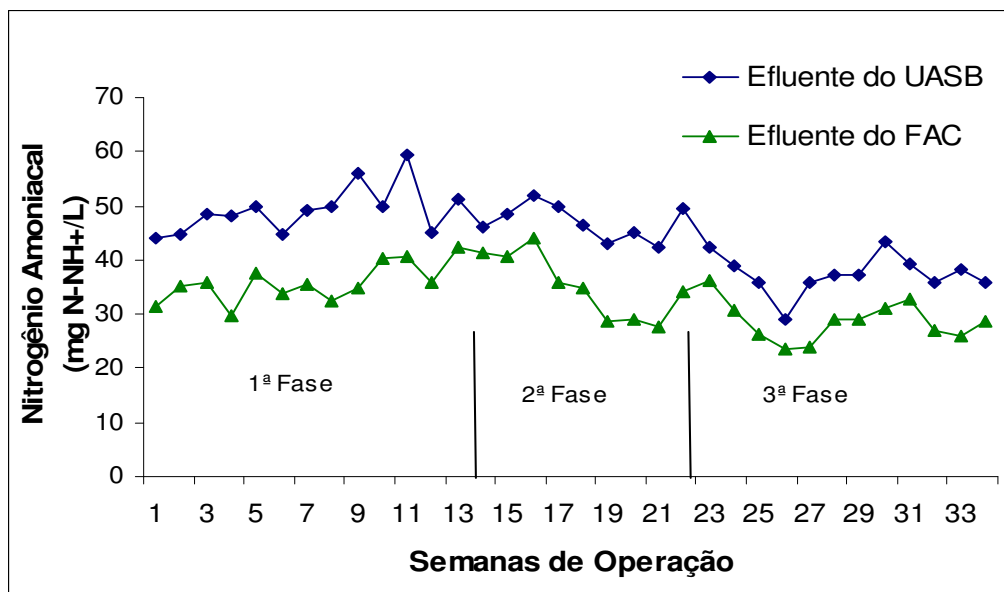


Figura 19. Comportamento dos efluentes do UASB e FAC com relação ao N-NH₄⁺ durante todo o experimento.

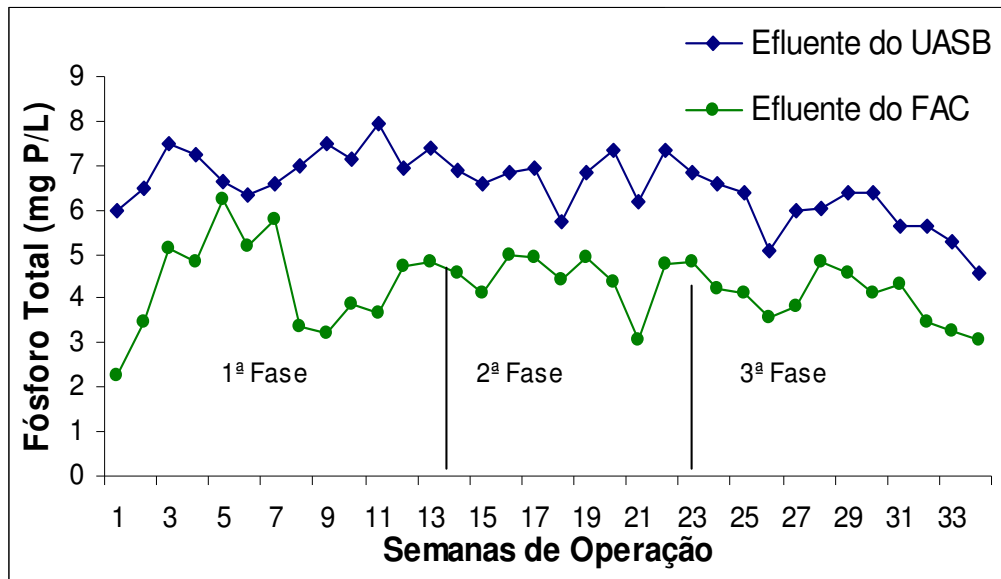


Figura 20. Concentrações de fósforo total para os efluentes do sistema durante todo o experimento.

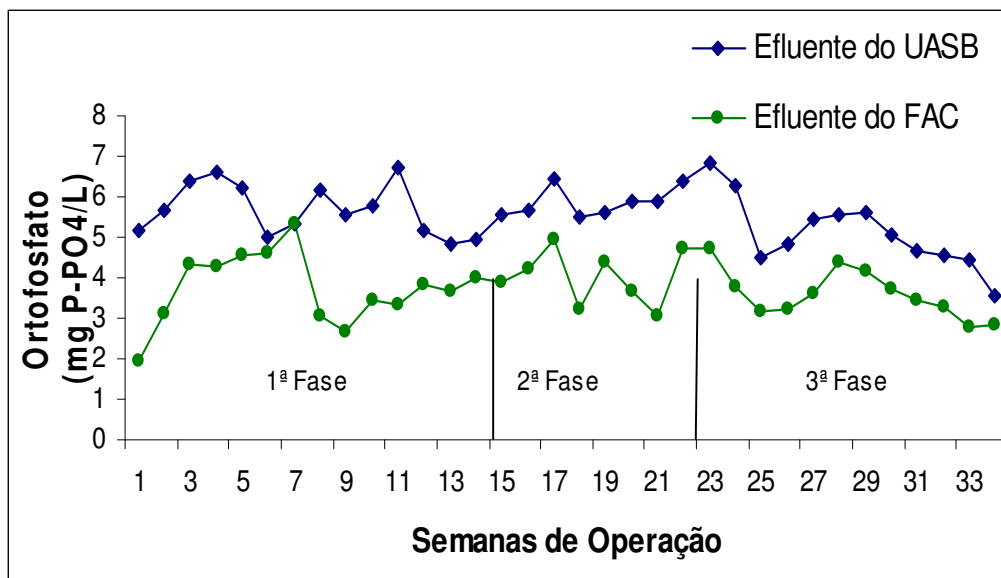


Figura 21. Comportamento dos efluentes do UASB e FAC com relação ao ortofosfato durante todo o experimento.

Observando-se as Figuras 18, 19, 20 e 21, nota-se um leve decaimento da concentração de nutrientes dos efluentes entre as três fases, tanto para o efluente do UASB quanto para os efluentes do Filtro Anaeróbio.

A análise estatística acusou haver diferença significativa no efluente do reator UASB nas três fases tanto para o nitrogênio quanto o fósforo, nas duas formas, justificando, assim, essa inclinação dos dados. Essa diferença estatística foi refletida quanto aos valores do efluente do FAC para o nitrogênio, apontando haver diferença significativa entre as três fases. Para este nutriente, o fator tempo tem relevância na contribuição de melhorar a eficiência do FAC. Porém, o mesmo não foi observado para o fósforo, já que a análise de variância apontou não haver diferença significativa no efluente do FAC entre as fases.

6.8 COLIFORMES TERMOTOLERANTES

Para a 1ª fase foi obtido o valor mínimo de $2,5 \cdot 10^5$ UFC/100mL e máximo de $8,65 \cdot 10^6$ UFC/100mL para o grupo coliforme termotolerante em exames realizados para o efluente do reator UASB, obtendo uma média geométrica de $2,9 \cdot 10^6$ UFC/100mL. Já na 2ª fase com o mesmo efluente, obteve-se uma média geométrica de $8,13 \cdot 10^6$ UFC/100mL cujo valor mínimo foi $3,3 \cdot 10^6$ UFC/100mL e máximo de $2,09 \cdot 10^7$ UFC/100mL para o grupo coliforme termotolerante. Na 3ª fase o efluente do reator UASB apresentou um valor mínimo de $1,85 \cdot 10^5$ UFC/100mL e máximo de $7,20 \cdot 10^6$ UFC/100mL em exames realizados para o mesmo parâmetro, tendo como média geométrica $1,23 \cdot 10^6$ UFC/100mL.

Os resultados obtidos pelos exames realizados para os efluentes do FAC estão expostos na Tabela 15.

Tabela 15. Médias para indicadores de contaminação fecal para os efluentes do FAC em cada fase.

Coliformes Termotolerantes (10^4 .UFC/100mL)			
Parâmetros	1ª Fase	2ª Fase	3ª Fase
Média geométrica	0,867	3,11	2,13
Máximo	1,80	11,1	8,75
Mínimo	0,325	1,25	0,15

Durante todo o experimento, o valor mínimo obtido nos exames realizados para o efluente do FAC foi de $1,50 \cdot 10^3$ UFC/100mL e máximo de $1,11 \cdot 10^5$ UFC/100mL, com uma média geométrica de $1,56 \cdot 10^4$ UFC/100mL. Como pode ser observado na Tabela 15 que a menor média foi obtida durante a 1ª fase, com a ordem de grandeza de 10^3 , e nas duas fases consecutivas o efluente final do FAC manteve-se com a ordem de grandeza de 10^4 . As eficiências na remoção microbiana para o efluente final nas três fases foram de **99,700%**, **99,713%**, **98,216%** consecutivamente.

Com relação a qualidade sanitária do efluente final produzido no sistema, a Figura 22 apresenta o comportamento dos efluentes do reator UASB e FAC quanto aos coliformes termotolerantes durante 31 semanas de monitoramento do sistema.

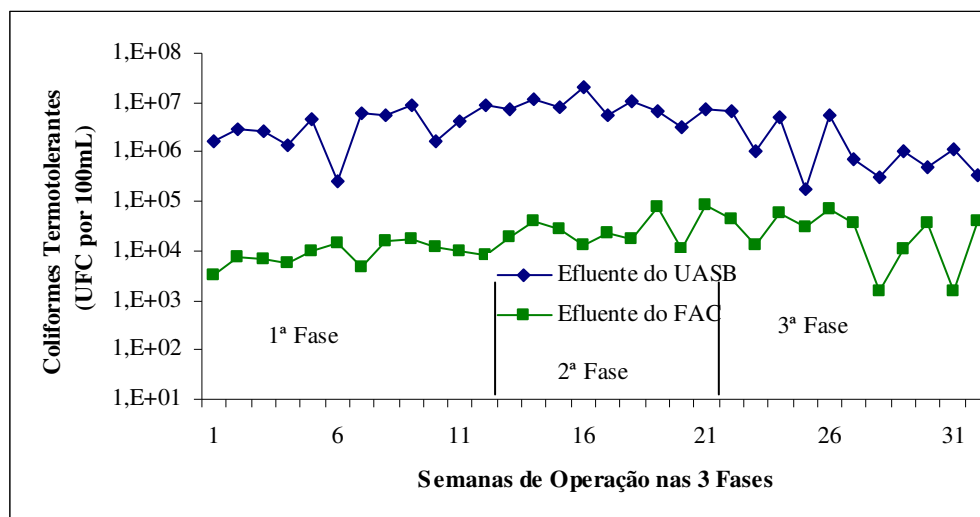


Figura 22. Comportamento dos Coliformes Termotolerantes nas três fases do sistema.

A análise de variância apontou haver diferença estatística significativa para o efluente do FAC entre as três fases, resultado refletido pelo efluente do reator UASB, que apresentou o mesmo resultado estatístico.

Tendo em vista que a 1ª fase, dentro das condições em que se realizou o experimento, foi a que apresentou melhor resultado, uma menor concentração para coliformes termotolerantes e maior remoção, entende-se que para este parâmetro o aumento no TDH prejudica a eficiência do FAC.

O FAC apresentou um melhor desempenho quanto a eficiência de remoção de coliformes termotolerantes que os dados obtido por Keller et al. (2004), utilizando um reator UASB e um biofiltro aerado no tratamento de esgotos domésticos. Este apresentou uma diferença de 1-log entre o efluente do UASB e o efluente do BF, porém em ambos os experimentos verificou-se que não há uma remoção satisfatória neste parâmetro.

Mesmo o FAC apresentando uma eficiência de 99,700%, o efluente final não atende às condições sanitárias estabelecidas pela WHO (1989) para a irrigação de culturas consumidas cruas, porém para culturas de cereais e plantas arbóreas o efluente não apresenta nenhum risco de contaminação.

6.9 EFICIÊNCIA DO FAC

No intuito de verificar o desempenho do sistema desenvolvido, FAC, comparando as três fases que compreendeu o experimento, fez-se uma análise da eficiência de remoção dos parâmetros analisados. Está exposto na Tabela 16, a eficiência de remoção quanto a matéria orgânica, DQO e DBO₅, as frações de sólidos e os nutrientes, nitrogênio e fósforo.

O FAC mostrou um bom desempenho quanto a remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos, como exposto através da Tabela 16.

Tabela 16. Eficiência de remoção (%) do FAC para matéria orgânica, sólidos e nutrientes nas três fases.

Fase	DQO	DBO ₅	ST	STV	SST	SSV	NTK	N-NH ₄ ⁺	PT	P-PO ₄
1 ^a	65	64	15	25	81	83	28	26	37	34
2 ^a	73	66	12	44	84	86	30	27	34	32
3 ^a	75	71	12	36	85	86	27	23	32	30

Observa-se na Tabela 16, que ao longo das três fases para matéria orgânica, a eficiência do FAC tende a melhorar. Mesmo assim, esse aumento não é significativo, visto que não foi suficiente para produzir um efluente com baixas concentrações de DBO₅ (<10 mg O₂/L). Outrossim, o aumento da eficiência não é significativo a ponto de justificar o aumento do TDH, vendo que isto promoverá um aumento nos custos de operação.

Conclui-se, portanto, que para uma maior eficiência de remoção e melhor operação do sistema para matéria orgânica, dentro do estudo realizado, pode-se ser utilizado um TDH de 7 dias, cujo efluente percorra todo o reator resultando numa eficiência de 65 e 64% para DQO e DBO₅, respectivamente.

Esse resultado demonstra ser satisfatório, pois o efluente não precisa ficar retido por um longo tempo no FAC, apresentando um efluente com baixa concentração (14 mg O₂/L) com uma remoção bem significativa. O valor do efluente final se encontra bastante próximo ao admitido pelo CONAMA na resolução nº 357 de 2005 que recomenda limite máximo de 10 mg O₂/L para a classificação desse efluente na classe 3.

Observando-se a eficiência, o FAC demonstra grande eficácia como sistema de pós-tratamento. Visto que outros experimentos com filtros biológicos aplicados em pós-tratamento de reator anaeróbico, apesar de menores TDH e funcionarem aerobiamente, obtiveram eficiências bem próximas. A exemplo de Carvalho e Povinelli (2005), com seu biofiltro aerado submerso operando com 6 horas, obtiveram eficiência média de 75 e 78%

para DBO e DQO, respectivamente. Gonçalves e Araújo (1998) também com biofiltro aerado submerso operando com 0,23h teve uma eficiência de 72 e 56% para DBO e DQO, respectivamente. O FAC pode-se comparar a estes sistemas com grandes vantagens, não precisa de energia elétrica para aeração, já que o mesmo funciona anaerobiamente, e por consequência sua produção de lodo é baixa, não sendo necessário interromper o tratamento para limpeza.

Quando comparado a outro sistema anaeróbio, o FAC mostra melhores resultados. A exemplo do filtro biológico anaeróbio preenchido com escória de alto forno, também utilizado no pós-tratamento de efluente de UASB, que mesmo em seu melhor desempenho apresentou uma remoção média de 32% para DQO e 52% para DBO₅ (NASCIMENTO et al., 2000).

Com relação a sólidos totais, observam-se pela Tabela 20 que estes não sofreram grandes remoções quanto ao tratamento aplicado nas três fases que compreenderam o experimento. A análise de variância acusou que para este parâmetro não foi observado diferença estatística significativa, pois os valores de F calculado se mantiveram inferiores ao F crítico. Como se vê na Tabela 16, a eficiência não é proporcional ao aumento do TDH; haja vista que a melhor eficiência para ST, cerca de 15%, se encontra no efluente na 1ª fase, e para os STV durante a 2ª fase, obteve-se uma eficiência de 44%. Entretanto, o FAC alcançou grandes valores de eficiência para os sólidos suspensos, nota-se através da Tabela 16 que a eficiência aumenta ao longo das três fases, comprovando que neste caso ela é proporcional a variação do TDH; obtendo valores próximos aos 90% de eficiência na remoção deste parâmetro na 3ª fase. No entanto, a análise de variância não acusou diferença significativa para o efluente do FAC para os sólidos suspensos comparando-se o efluente nas três fases, pois, estatisticamente, o aumento na eficiência não influenciou significativamente nas concentrações do efluente.

A eficiência de remoção do FAC para os sólidos suspensos foi bem maior que a obtida por Aisse et al. (2001) em seu filtro biológico aerado, com cerca de 50% para SST e também por Coraucci Filho et al. (2000) com quatro filtros anaeróbios com enchimento de anéis de bambu, removendo 74% de SST, e até mesmo quando comparado a outros sistemas de polimento de efluente do reator UASB, a exemplo das lagoas de polimento no experimento de Mayer et al. (2001) com uma variação de eficiência de 64 a 73% para SST.

Mesmo comprovado estatisticamente a intervenção do TDH em melhorar a eficiência do FAC mesmo sendo apenas na remoção de nitrogênio, não foi observado remoção significativa do mesmo; como está exposto na Tabela 16. Valendo-se de que o processo anaeróbio não se caracteriza pela remoção de nutrientes, especialmente nitrogênio e fósforo; sendo assim o tratamento no FAC proporcionou uma redução aproximada aos 30%, tanto para o nitrogênio quanto para o fósforo; remoção atribuída ao processo biológico de assimilação realizada no biofilme pelos microrganismos durante o processo de metabolismo.

6.10 CONDIÇÕES AMBIENTAIS E OPERACIONAIS

Para o estudo do funcionamento do FAC foram analisados os parâmetros pH e alcalinidade, tendo em vista que um bom funcionamento em um processo anaeróbio o pH do meio é estritamente importante assim como a sua capacidade de tamponação.

6.10.1 pH

Observa-se através da Tabela 17, a variação de pH para os efluentes do UASB e do FAC com as respectivas fases. Nota-se que o efluente do UASB se encontrava numa faixa de neutralidade e após o tratamento no FAC passou a ligeiramente alcalino, atingindo um pH máximo de 8,2 na 1ª e 3ª fases. Um menor pH foi obtido durante a 2ª fase, com um valor mínimo de 7,6 e máximo de 8,0.

Tabela 17. pH das três fases dos efluentes do UASB e do FAC.

Efluentes	UASB		FAC	
	Mínimo	Máximo	Mínimo	Máximo
1ª Fase	6,8	7,5	7,8	8,2
2ª Fase	7,0	7,3	7,6	8,0
3ª Fase	6,7	7,9	8,1	8,2

O comportamento dos valores obtidos para o pH dos efluentes do reator UASB e do FAC durante as três fases que compreenderam o experimento pode ser observado através da Figura 23.

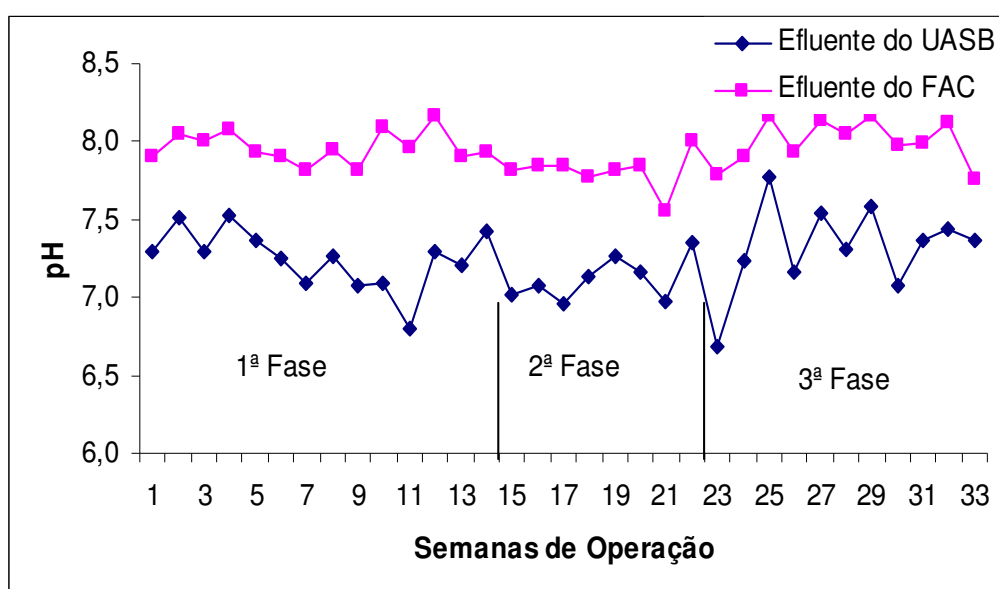


Figura 23. Valores de pH dos efluentes do reator UASB e do FAC durante o experimento.

Observa-se na Figura 23 que o efluente do reator UASB se encontrava numa faixa de neutralidade durante todo o experimento, raramente ultrapassando o pH de 7,5. Após o tratamento no FAC o efluente final passou a ligeiramente alcalino, sempre variando em torno de pH 8,0. Esse aumento no pH ocorre durante a fermentação ácida, onde há conversão da matéria orgânica em CO₂ e ao processo de amonificação; no entanto, este pH não compromete a perda do nitrogênio amoniacal pela volatilização da amônia (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994).



A característica do efluente do FAC em manter um aumento no pH, pode ser atribuído a uma característica a este tipo de tratamento visto que o mesmo ocorreu com os quatro filtros anaeróbios monitorados por Coelho (2001) dois tratando efluente de reator UASB e dois, efluente do tanque séptico, apresentando pH com variação entre 7,4 e 8,3.

6.10.2 Alcalinidade

Estão apresentados na Tabela 18, os valores médios, desvio padrão e o coeficiente de variação para cada fase do experimento dos efluentes do reator UASB e do FAC quanto a alcalinidade. É observado que o efluente do reator UASB apresenta uma alcalinidade total (AT) superior a 300 mg CaCO₃/L, ultrapassando os 600 mg CaCO₃/L na 2ª fase. Para o efluente do FAC a alcalinidade total nas três fases foi em torno de 300 mg CaCO₃/L. As médias para alcalinidade a bicarbonato (AB) encontrado durante o experimento ficaram compreendidas com valores entre 300 a 340 mg CaCO₃/L para o efluente do UASB, e para o

FAC entre 260 a 290 mg CaCO₃/L. Quanto aos ácidos graxos voláteis (AGV) o efluente do UASB apresentou um valor médio que variou de 60 mg Hac/L para a 1ª e 3ª fase a 100 mg Hac/L para a 2ª fase, o efluente do FAC apresentou médias inferiores a 11 mg Hac/L nas três fases.

Tabela 18. Valores médios da alcalinidade nas três fases do experimento.

1ª Fase	UASB			FAC		
	AT	AB	AGV	AT	AB	AGV
Médias (mg/L)	380,7	340,1	69,8	309,9	293,1	11,4
Desvio padrão (mg/L)	24,1	33,3	30,3	22,3	20,5	4,7
Coefficiente de variação (%)	6,3	9,8	43,4	7,2	7,0	41,2
2ª Fase	UASB			FAC		
	AT	AB	AGV	AT	AB	AGV
Médias (mg/L)	631,8	314,5	108,8	305,7	286,2	28,0
Desvio padrão (mg/L)	19,6	31,2	23,5	20,3	20,2	14,9
Coefficiente de variação (%)	5,4	9,9	21,6	6,6	7,1	53,2
3ª Fase	UASB			FAC		
	AT	AB	AGV	AT	AB	AGV
Médias (mg/L)	341,9	302,3	65,4	279,1	266,5	15
Desvio padrão (mg/L)	27,4	30,3	24,5	30,2	29,3	4,2
Coefficiente de variação (%)	8,0	9,9	37,5	10,8	11,0	28,2

Embora tenham sido obtidos dados da alcalinidade total, a análise e a discussão dos resultados serão feitas apenas quanto à alcalinidade de bicarbonato e à concentração de ácidos graxos voláteis, por serem esses parâmetros os de interesse para a estabilidade de reatores anaeróbios.

Foi observado nas três fases o mesmo comportamento para AB e AGV, uma redução em ambos os parâmetros. Quando há consumo AGV imediatamente presumi-se que há a sua conversão em metano e, por conseguinte, isto resultaria na produção de alcalinidade.

6.11 MATERIAL SUPORTE

O Filtro Anaeróbio de Chicanas (FAC) foi preenchido com garrafas de polietileno tereftalato (PET). Após diversos ensaios, foi obtido como resultado 96% de vazios formados pelo material suporte do FAC, este material apresentou um maior volume de vazios que os materiais utilizados por Andrade Neto et al.(1997) em seu estudo comparativo. Ele utilizou brita comercial e nº4, areia, escória de alto forno, porém o material que apresentou melhor volume foi de 89% utilizando anéis de conduíte cortado. Volume de vazios similar ao obtido com as garrafas PET foi o material utilizado por Rolo e Além Sobrinho (2004) em seu Filtro Biológico(97%).

O resultado obtido para a área superficial específica do material suporte foi de $160\text{m}^2/\text{m}^3$, garantindo uma taxa de aplicação superficial de $0,169\text{ gDQO}/\text{m}^3.\text{dia}$. Esta taxa é considerada relativamente baixa quando comparado ao experimento realizado em Filtro Biológico Aerado que funcionou com $14\text{ gDQO}/\text{m}^3.\text{dia}$ (RÔLO & ALÉM SOBRINHO, 2004).

6.12 PRODUÇÃO DE LODO

O comportamento dos sólidos totais em cada câmara é observado através da Figura 24. Para a primeira câmara foi encontrada uma concentração de 92 g/L de ST, para a segunda câmara foi 91 g/L e para a terceira, 83 g/L. As análises de STV obtiveram como resultado as concentrações de 52, 51 e 46 g/L para as câmaras, consecutivamente.

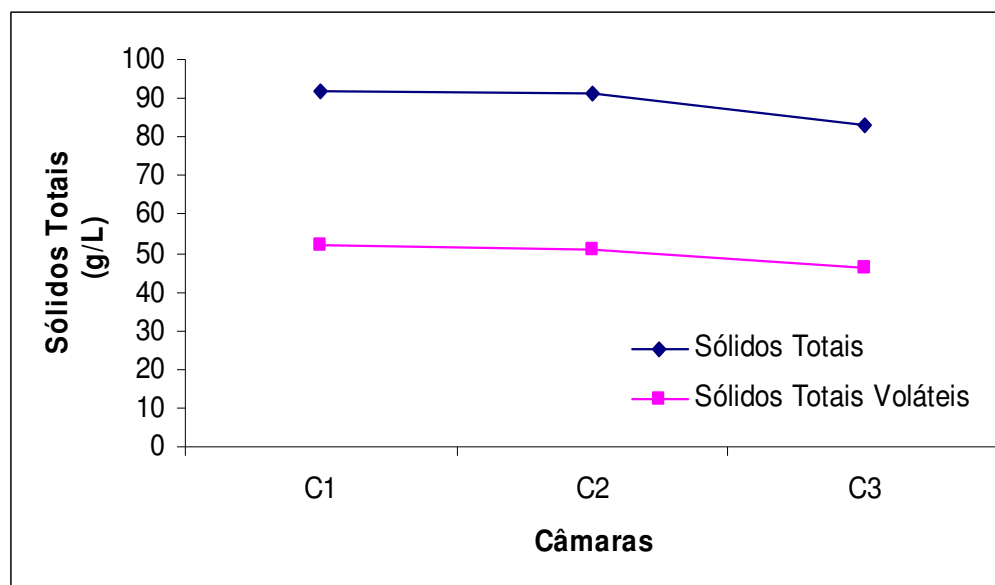


Figura 24. Concentração de sólidos totais do lodo em cada câmara.

Durante os dez meses de operação, detectou-se a presença de lodo no período inicial, relativo a 1ª fase, revelando uma baixa produção de lodo gerado pelo FAC.

Esta ocorrência se deve ao período inicial de operação do sistema em que o biofilme ainda não estava formado e a matéria orgânica não encontrando aderência no material suporte tendeu a se depor no fundo do FAC. Observando a Figura 24, vê-se que há uma diminuição na concentração de sólidos à medida que avança nas câmaras ($C1 > C2 > C3$), pois neste momento o FAC está funcionando apenas como filtro retendo a matéria orgânica através do material suporte.

Quando o biofilme começa a se formar e crescer, a matéria orgânica passa a aderir ao material suporte e a ser digerida pelos microrganismos. Outrossim, o TRC é significativamente elevado quando se trata de biofilme, como observado por Reichert e Wanner (1997) através de várias simulações. Evitando o depósito de lodo no fundo do FAC, como comprovado pela ausência deste nos dois outros descartes; o que não significa que o sistema não produza lodo, pois a biomassa permanece aderida ao material suporte ou retida em seus interstícios.

7 ESTIMATIVAS

Com o propósito de implantação da alternativa apresentada neste trabalho para tratamento de esgotos sanitários em pequenas comunidades, reator UASB seguido de um filtro anaeróbio de chicanas (FAC), fez-se algumas estimativas com base nos resultados obtidos experimentalmente.

Adotando-se que numa comunidade de pequeno porte e/ou baixa renda, cada habitante consumiria em média 50 L, diariamente. Um reator UASB, possuindo as mesmas características que o utilizado neste estudo, tratando 20 m³/ dia , atenderia uma população com cerca de 400 habitantes.

Como visto, o efluente do UASB precisaria passar por um polimento antes de qualquer utilização ou mesmo para ser lançado em um corpo aquático. Um filtro, com capacidade suficiente para tratar diariamente todo o efluente do UASB, deverá possuir um volume de 140 m³, com o filtro funcionando com o TDH de 7 dias, como visto neste trabalho ser o mais viável.

Para tal dimensão, adotando-se uma profundidade de 1 m, o FAC ocuparia uma área de 140 m². Para uma geometria similar ao utilizado no experimento, retangular, sugere-se as dimensões apresentadas na Figura 25; faz-se, também, a sugestão de implantar ao FAC, 5 chicanas, sendo que a 1^a ficaria localizada a 2 m da introdução do afluente, e as demais a cada 1 m, essa sugestão se fundamenta na necessidade de maior área na 1^a câmara do filtro devido a maior concentração de sólidos.

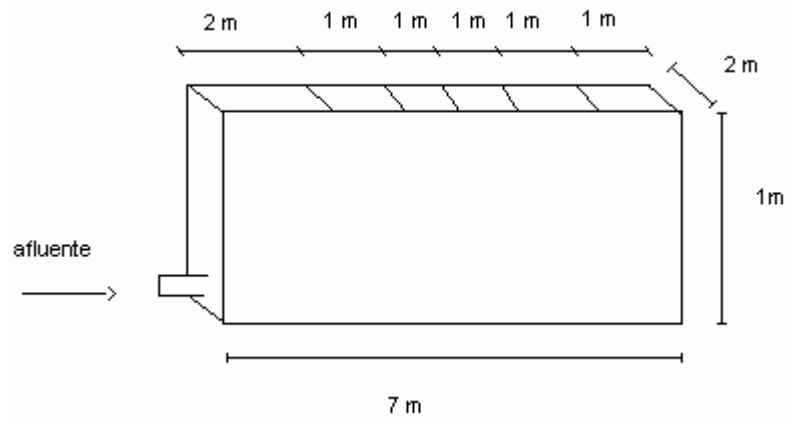


Figura 25. Dimensões do FAC para população de 400 habitantes.

8 CONCLUSÕES

-
- ✓ Estatisticamente não ocorreram diferenças significativas, ao nível de 5%, em relação a matéria orgânica e sólidos suspensos no efluente produzido no Filtro Anaeróbio, no qual fora submetido aos três tempos distintos de detenção hidráulica; entretanto houve diferença significativa quanto a remoção de Coliformes Termotolerantes.
 - ✓ A escolha pela 1ª fase, um TDH de 7 dias, possibilita um tratamento para uma maior quantidade de esgoto em menor espaço de tempo.
 - ✓ A eficiência de remoção de sólidos suspensos totais e voláteis no Filtro Anaeróbio de Chicanas manteve-se na média de 85 e 86% que é considerável, levando-se em consideração que o Filtro é um sistema de polimento de efluente.
 - ✓ O efluente produzido pelo Filtro apresentou baixa carga orgânica (DBO_5 12mg. L^{-1}) e alta concentração de macronutrientes, pH variando de 7,3 a 8,2, portanto, podendo ser utilizados na irrigação de uma variedade de culturas.
 - ✓ O Filtro Anaeróbio de Chicanas utilizado no pós-tratamento de efluente do reator UASB produziu efluente com concentração de Coliformes termotolerantes na ordem de 10^3 a 10^4 UFC. 100mL^{-1} , efluente com esta característica só poderá ser utilizado na fertirrigação de culturas forrageiras e culturas não consumidas cruas.
 - ✓ O material de enchimento utilizado mostrou-se como uma alternativa viável, pois proporcionou um elevado volume de vazios, reduzindo com isso o risco de entupimento, e baixo custo de implantação por se tratar de material descartável. Além

de que as garrafas PET possuem características bem favoráveis são leves, resistentes e inertes.

- ✓ O Filtro Anaeróbio de Chicanas produziu pouco lodo. O alto volume de vazios possibilitou uma grande agregação de matéria orgânica, favorecendo sua digestão e contribuindo com a diminuição do risco de entupimento.

- ✓ Para o tratamento de esgotos sanitários de uma população de baixa renda com cerca de 400 habitantes, se faz necessário a instalação de um sistema composto por um reator UASB de 5m³ e um FAC com capacidade para 140m³ que possibilite o tratamento de 20m³ diariamente.

9 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 7229 – Construção e Instalação de Fossas Sépticas e Disposição dos Efluentes Finais, 1982, 37p.

AISSE, Miguel Mansur, JÜRGENSEN, Décie, ALÉM SOBRINHO, Pedro, Avaliação do Sistema Reator UASB e Filtro Biológico para Tratamento de Esgotos Sanitários in: **Pós-tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios**: Coletânea de Trabalhos Técnicos, v. 2, Belo Horizonte-MG, Coordenador C. A. L. Chernicharo, 2001. CD-Rom.

ALMEIDA, José Berivaldo Sales, **Remoção de Metais Pesados**: Impacto na Saúde e no Meio Ambiente, Campina Grande-PB, Novembro-2004, Monografia.

ANDRADE NETO, Cícero Onofre, **Sistemas Simples para Tratamento de Esgotos Sanitários**: Experiência Brasileira, Rio de Janeiro: ABES, 1997, 45p. , 54p.

ANDRADE NETO, Cícero O.; CAMPOS, José R.; ALÉM SOBRINHO, Pedro; CHERNICHARO, Carlos A. L.; NOUR, Edson A., Filtro Anaeróbio in: **Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo**, Rio de Janeiro-RJ, Coordenador J. R. Campos, projeto PROSAB, 1999, 140p., 145p.

ANDRADE NETO, Cícero O.; MELO, Hênio N.S.; FILHO, Manoel L., **Filtros Anaeróbios com Fluxo Ascendente e Fluxo Descendente** in: Pós-tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios: Coletânea de Trabalhos Técnicos, Vol 2, Belo Horizonte-MG, Coordenador C. A. L. Chernicharo, 2001, 185p. CD Rom.

ANDREOTTOLA, G., FOLADORI, P., NARDELLI, P., DENICOLO, A., **Treatment of Winery Wastewater in a Full-scale Fixed Bed Biofilm Reator**, Water Science and Technology v. 51, n. 1, 2005, p. 71-79.

APHA. AWWA. WPCF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 15 ed. Washington, D.. American Public Health Association. American Water Works Association, Water Pollution control Federation, 1995, 1134p.

BISHOP, P. Biofilm Structure and Kinetics. **Water Science and Technology**, v.36 n.1 pp 287-294, 1997.

BRUSEKE, Franz Josef. O Problema do Desenvolvimento Sustentável in: **Desenvolvimento e Natureza**: Estudos para uma Sociedade Sustentável. Organizador: Clóvis Cavalcanti, 3ª edição, São Paulo: Cortez, 2001.

CAMPOS, José Roberto (Coordenador). **Pós-tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios**, Belo Horizonte, Projeto PROSAB, 2001, 20 p.

CARVALHO, O.J.; POVINELLI, J. Biofiltro aeróbio submerso empregado no pós-tratamento do efluente de reator anaeróbio compartimentado. In: Congresso **Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 23, 2005, CD Rom.

CHARACKLIS, William G., MARSHALL, Kevin C. **Biofilms**, New York, Chichester: A wiley-Interscience, p. 796, 1989.

CHERNICHARO, Carlos Augusto de Lemos, **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias: Reatores Anaeróbios**, volume 5, Belo Horizonte, UFMG, 1997, 154p., 138p. , 51p.

CHERNICHARO, C. A. L. (Coordenador). **Pós-Tratamento de Efluente de Reatores Anaeróbios**. Belo Horizonte (MG). Projeto PROSAB, 2001, 20p., 173p., 254p. 492p.

COELHO, André Luiz da Silva Salgado, **Estudo Comparativo entre Sistemas de Tratamento Unifamiliar de Esgoto com Pós-tratamento ou Disposição final no Solo**, Campina Grande-PB, 2001, Dissertação de Mestrado, p.110.

CONAMA. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE, nº357, de 17 de Março de 2005.

EIGER, Sérgio, Autodepuração dos Cursos d'Água in: **Reuso de Água**, Pedro C. S. Mancuso e Hilton F. Santos, editores; Barueri, SP: Manole, p. 233-259, 2003.

FARABEGOLI, G., CARUCCI, A., GANDOLFO, G., ROLLE, E., VIOTTI, P., **Experimental Study on Carbon Removal in Biological Aerated Filters**, Water Science and Technology Vol 48, nº 11-12, 2003, p. 235-242.

FORESTI, Eugenio, FLORÊNCIO, Lourdinha, VAN HAANDEL, Adrianus, ZAIAT, Marcelo, CAVALCANTI, Paula F. F. Fundamentos do Tratamento Anaeróbio in: **Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo**, Rio de Janeiro-RJ, Coordenador J. R. Campos, projeto PROSAB, 1999, p.29.

GHEYI, H. Y.; QUEIROZ, J. E.; MEDEIROS, J. F. Manejo e controle da salinidade na agricultura irrigada in: **Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola**, 36. Campina Grande, 1997, 15p.

GONÇALVES, R. F., ARAÚJO, V. L. **Tratamento secundário de esgoto sanitário através da associação em série de reatores UASB e biofiltros aerados submersos**. Engenharia, Ciência e Tecnologia, Espírito Santo, março/abril n.3, p.14-19, 1998.

HO, G. **Small Water and Wastewater Systems: Pathways to Sustainable Development?** Water Science and Technology v. 48, n. 11-12, 2003, p. 7-14

IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, Pesquisa Nacional de Saneamento Básico, Rio de Janeiro: IBGE, 2000a, 397p.

IBGE. Pesquisa Nacional da População por Região. População residente, por sexo e situação do domicílio, população residente de 10 anos ou mais de idade, total, alfabetizada e taxa de alfabetização, segundo os Municípios, 2000b. Disponível em < <http://www.ibge.gov.br> > Acesso em 15/02/2006.

IBGE. Indicadores Sociais Municipais: Proporção de domicílios particulares permanentes, por tipo de saneamento, segundo as Unidades da Federação e classes de tamanho da população dos municípios - Brasil – 2000c. Disponível em < http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/indicadores_sociais_municipais/tabela16c.shtm > Acesso em 28/02/2006.

IMHOFF, Karl e Klaus R., **Manual de Tratamento de Águas Residuárias**, 1998, 1 p.

JANNING, K. F. , MESTERTON, K, HARREMOËS, P., Hydrolysis and Degradation of Filtrated Organic Particulates in a Biofilm reactor under Anoxic and Aerobic Conditions in: **Water Science and Technology**, v. 36, n.1, p.279-286, 1997.

JORDÃO, Eduardo Pacheco; PESSÔA, Constantino Arruda, **Tratamento de Esgotos Domésticos**, 3º edição, Rio de Janeiro: ABES, 1995.

KATO, Mario T., ANDRADE NETO, Cícero O., CHERNICHARO, Carlos A.L., FORESTI, Eugenio, CYBIS, Luis F. Configurações de Reatores Anaeróbios in: **Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo**, Rio de Janeiro-RJ, Coordenador J. R. Campos, projeto PROSAB, 1999, p.53.

KELLER, R. , PASSAMANI-FRANCA R. F. , PASSAMANI, F. , VAZ, L. , CASSINI, S. T. , SHERRER, N. , RUBIM, K. , SANT'ANA, T. D. , GONÇALVES, R. F. Pathogen Removal efficiency from UASB+BF Effluent Using Conventional and UV post-treatment Systems, **Water Science and Technology** v. 50, n. 1, p. 1-6, 2004.

LAZAROVA, V. , MANEM, J. Biofilm characterization and activity analysis in water and wastewater treatment in: **Water Science and Technology**, v. 29, n.10, 1995.

LEFF, Henrique. **Saber Ambiental**: sustentabilidade, complexidade e poder, 2ª edição, Petrópolis, RJ: Vozes, 2001.

LEONARDI, Maria Lúcia Azevedo. A Sociedade Global e a Questão Ambiental in: **Desenvolvimento e Natureza**: Estudos para uma Sociedade Sustentável. Org. Clóvis Cavalcanti, 3ª edição, São Paulo: Cortez, 2001, 195p.

LIMA, Eduardo Pedroza da Cunha. **Utilização de Traçador para Avaliação Hidrodinâmica de Lagoa de Polimento**. Relatório final. PIBIC/UEPB. CAMPINA Grande, 2001.

LIMA, Eduardo Pedroza da Cunha, **Tratamento de Esgotos Sanitários e a Utilização na Fertirrigação do Gergelim**: Uma proposta para Agricultura Familiar, 2003, 160p. Dissertação de Mestrado.

LOBO, Luiz sp. **Saneamento Básico**: Em Busca da Universalização. Brasília, Ed. do autor, 2003, p. 228

LOWY, Michael. De Marx ao Ecosocialismo in: **Pós-Neoliberalismo II**: Que Estado para que Democracia? Organizadores: Emir Sader e Pablo Gentili, Petrópolis, RJ: Vozes, 1999.

MAYER, Maria das Graças Ribeiro, MOREIRA, Eudes Alves, CAVALCANTI, Paula Frassinetti Feitosa, VAN HAANDEL Adrianus Lagoas de Polimento para o Pós-tratamento de Esgoto Digerido - parte 1: Remoção de Matéria Orgânica e Sólidos em Suspensão in: **Pós-tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios**: Coletânea de Trabalhos Técnicos, v. 2, Belo Horizonte-MG, Coordenador C. A. L. Chernicharo, 2001. CD Rom.

METCALF & EDDY, **Wastewater Engineering**: treatment, disposal, reuse. 4ª edição McGRAW-HILL. 2003, 11p.,455p., 276p. 1819p

MOLETTA, R. **Winery and distillery wastewater treatment by Anaerobic Digestion**, **Water Science and Technology**, v 51, n. 1 2005, p 137-144.

NASCIMENTO, Mauro C.P., CHERNICHARO, Carlos A.L., BEJAR, Deneb O., **Filtros Biológicos Aplicados ao Pós-tratamento de Efluentes de Reatores UASB**, in: Pós-tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios: Coletânea de Trabalhos Técnicos, volume1, Projeto PROSAB, coordenador C. A. L. Chernicharo, Belo Horizonte-MG, 2000.

PELIZZOLI, M. L. **Correntes da Ética Ambiental**, Petrópolis, RJ: Vozes, 2002.

PNAD. PESQUISA NACIONAL POR AMOSTRAGEM DE DOMICÍLIOS. Domicílios Particulares Permanentes, por Classes de Rendimento Mensal Domiciliar, Segundo a Situação do Domicílio e Algumas Características, 2003, gravado em: 18/01/2005. Disponível em< <http://www.ibge.gov.br>>

PONTING, Clive. **Uma História Verde do Mundo**, Rio de Janeiro: Civilização Brasileira, 1995.

RANDALL, C.W. Changing Needs for Appropriate excreta disposal and Small Wastewater Treatment Methodologies or The Future Technology of Small Wastewater treatment Systems, **Water Science and Technology**, v. 48 n. 1, , p. 1-6, 2003.

REICHERT, Peter, WANNER, Oskar, Movement of Solids in Biofilms: Significance of Liquid Phase Transport in: **Water Science and Technology**, v.36, n. 1, p. 321-328, 1997.

RÔLO, Márcia Cristina, ALÉM SOBRINHO, Pedro **Pós-tratamento de Efluente de Reator UASB Utilizando Filtro Biológico Aerado Submerso com Enchimento Alternativo**, XI SILUBESA, 2004.

SANTOS, Hilton Felício, MANCUSO, Pedro Caetano Sanches, Participação Comunitária e Aceitabilidade da Água de Reuso in: **Reuso de Água**, Pedro C. S. Mancuso e Hilton F. Santos, editores; Barueri, SP: Manole, p. 470-477, 2003.

SAUNDERS, Robert J. ,WARFORD, Jeremy J. **Abastecimento de Águas em Pequenas Comunidades: Aspectos Econômicos e Políticos nos Países em Desenvolvimento**, tradução Vera Lucia Mixtro Chama, 2ª ed. Rio de Janeiro:ABES; 2002, 62-79p.

SILVA, Antônio C.C. **Pacto Contra a Exclusão**, Bio: revista brasileira de saneamento e meio ambiente, ABES, ano XIII n. 28, Outubro – Dezembro 2003, 12 p.

VAN HAANDEL, Adrianus C.; LETTINGA, Gatze, **Tratamento Anaeróbio de Esgotos: Um manual para regiões de clima quente**, Campina Grande, Epgraf, 1994, 2-1 p. , II-22p.

VAN HAANDEL A.; MARAIS G. **O Comportamento do Sistema de Lodo Ativado: Teoria e Aplicações para Projeto e Operação**, Campina Grande-PB, Epgraf, 1999, 279p., 18p.

VAZ, Silvânia R. **A Iniciativa Privada no Saneamento Básico Brasileiro**, Gerenciamento Ambiental, Editora Ltda BJMoura, São Paulo, n. 22, Novembro – Dezembro 2002, 15 p.

VON SPERLING, Marcos, **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**, vol. 1, 2ª edição revisada, Belo Horizonte, 1996a, 93 p.

VON SPERLING, Marcos, **Princípios Básicos do Tratamento de Esgotos**, vol. 2, Belo Horizonte, 1996b, 37 p.,17p

WHO. Health guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture, Technical Report Series, n. 778. Geneva, Switzerland: World Health Organization, 1989.

WITTE, R., WITTE, S, J. **Estatística**. Tradução realizada por Tereza Cristina Padilha de Souza, LTC- Rio de Janeiro, 486p. 2005.

10 ANEXOS

Valores de F para o efluente do UASB comparando as três fases.

Parâmetros	F cal.	F crítico	Região de aceitação	Região de rejeição
DBO ₅	2,678	3,315	X	
DQO	1,409	3,315	X	
ST	1,773	3,315	X	
STV	1,741	3,315	X	
SST	2,058	3,315	X	
SSV	2,244	3,315	X	
Turbidez	1,369	3,402	X	
Condutividade	4,530	3,315		X
Nitrogênio Amoniacal	26,402	3,244		X
Nitrogênio Total	19,174	3,244		X
Fósforo Orgânico	4,111	3,238		X
Fósforo Total	12,000	3,238		X
Coliformes Termotolerantes	9,258	3,327		X

Valores de coliformes termotolerantes dos efluentes do UASB e do FAC, compreendidos na primeira fase:

Coliformes Termotolerantes (UFC/100ML)		
Data	UASB	FAC
24/8/2004	1,60E+06	3,25E+03
30/8/2004	2,85E+06	7,40E+03
1/9/2004	2,65E+06	7,05E+03
8/9/2004	1,40E+06	5,75E+03
15/9/2004	4,55E+06	9,60E+03
29/9/2004	2,50E+05	1,39E+04
6/10/2004	6,05E+06	4,85E+03
13/10/2004	5,65E+06	1,53E+04
19/10/2004	8,65E+06	1,80E+04
25/10/2004	1,65E+06	1,23E+04
3/11/2004	4,35E+06	1,03E+04
9/11/2004	8,50E+06	8,30E+03
Média geométrica	2,90E+06	8,67E+03
Mediana	3,60E+06	8,95E+03
Máximo	8,65E+06	1,80E+04
Mínimo	2,50E+05	3,25E+03
N	12	12

Valores de coliformes termotolerantes para os efluentes do UASB e do FAC, compreendidos na segunda fase:

Coliformes Termotolerantes (UFC/100mL)		
DATAS	UASB	FAC
22/12/2004	7,55E+06	1,95E+04
12/1/2005	1,15E+07	3,95E+04
20/1/2005	8,00E+06	2,65E+04
25/1/2005	2,09E+07	1,25E+04
26/1/2005	5,40E+06	2,35E+04
25/2/2005	1,10E+07	1,75E+04
2/3/2005	6,80E+06	7,60E+04
3/3/2005	3,30E+06	1,11E+04
Média geométrica	8,13E+06	3,11E+04
Mediana	7,78E+06	2,50E+04
Máximo	2,09E+07	1,11E+05
Mínimo	3,30E+06	1,25E+04
N	7	7

Valores de coliformes termotolerantes para os efluentes do UASB e do FAC, compreendidos na terceira fase:

Coliformes Termotolerantes (UFC/100mL)		
DATAS	UASB	FAC
18/3/2005	7,20E+06	8,75E+04
22/3/2005	6,45E+06	4,55E+04
30/3/2005	1,08E+06	1,30E+04
11/4/2005	4,95E+06	5,90E+04
20/4/2005	1,85E+05	3,00E+04
30/4/2005	5,45E+06	6,90E+04
4/5/2005	7,35E+05	3,75E+04
10/5/2005	3,05E+05	1,50E+03
18/5/2005	1,05E+06	1,10E+04
22/5/2005	5,00E+05	3,55E+04
26/5/2005	1,13E+06	1,50E+03
3/6/2005	3,55E+05	4,15E+04
Média geométrica	1,23E+06	2,13E+04
Mediana	1,06E+06	3,65E+04
Máximo	7,20E+06	8,75E+04
Mínimo	1,85E+05	1,50E+03
N	12	12

Valores de nitrogênio total para os efluentes do UASB e do FAC, compreendidos na primeira fase:

Nitrogênio Total (mg NTK/L)		
DATAS	UASB	FAC
24/8/2004	46,57	32,86
31/8/2004	46,57	36,29
2/9/2004	52,86	38,00
13/9/2004	50,29	32,00
23/9/2004	50,29	39,14
29/9/2004	45,14	33,71
7/10/2004	54,86	36,57
13/10/2004	52,00	33,14
19/10/2004	62,86	37,71
26/10/2004	56,57	44,29
3/11/2004	62,29	42,29
11/11/2004	51,43	42,29
19/11/2004	58,00	44,29
1/12/2004	55,14	44,86
Média	53,2	38,4
Desvio padrão	5,5	4,6
Mediana	52,4	37,9
Variância	30,1	20,9
Coeficiente de variação (%)	10,3	11,9
Máximo	62,9	44,9
Mínimo	45,1	32,0
N	21	21

Valores de nitrogênio total para os efluentes do UASB e do FAC, compreendidos na segunda fase:

Nitrogênio Total (mg NTK/L)		
DATAS	UASB	FAC
10/12/2004	54,86	41,71
15/12/2004	53,71	46,29
19/1/2005	56,00	39,43
25/1/2005	48,00	38,29
1/2/2005	56,00	33,14
15/2/2005	58,29	34,29
22/2/2005	55,43	33,14
1/3/2005	55,74	38,35
Média	54,75	38,08
Desvio padrão	3,0	4,6
Mediana	55,6	38,3
Variância	9,1	20,8
Coeficiente de variação (%)	5,5	12,0
Máximo	58,3	46,3
Mínimo	48,0	33,1
N	8	8

Valores de nitrogênio total para os efluentes do UASB e do FAC na 3ª fase:

Nitrogênio Total (mg NTK/L)		
DATAS	UASB	FAC
13/3/2004	46,54	37,84
23/3/2004	45,00	33,24
28/3/2004	47,35	34,71
2/4/2004	34,26	26,59
12/4/2004	42,45	25,57
22/4/2005	42,96	30,68
29/4/2005	44,49	31,71
2/5/2005	47,56	33,24
12/5/2005	41,93	36,31
22/5/2005	38,87	28,13
27/5/2005	42,96	28,13
1/6/2005	38,35	29,15
Média	42,73	31,27
Desvio padrão	4,0	3,9
Mediana	43,0	31,2
Variância	15,8	15,2
Coefficiente de variação (%)	9,3	12,5
Máximo	47,6	37,8
Mínimo	34,3	25,6
N	12	12

Valores de nitrogênio amoniacal dos efluentes, UASB e FAC na 1ª fase:

Nitrogênio Amoniacal (mg NH4/L)		
DATAS	UASB	FAC
24/8/2004	44,00	31,43
31/8/2004	44,86	35,14
2/9/2004	48,57	36,00
13/9/2004	48,00	29,71
23/9/2004	49,71	37,71
29/9/2004	44,57	33,71
7/10/2004	49,14	35,43
13/10/2004	50,00	32,29
19/10/2004	56,00	34,86
26/10/2004	49,71	40,29
3/11/2004	59,43	40,57
11/11/2004	45,14	35,71
19/11/2004	51,14	42,29
1/12/2004	46,00	41,43
Média	49,0	36,2
Desvio padrão	4,4	3,8
Mediana	48,9	35,6
Variância	19,3	14,8
Coefficiente de variação (%)	9,0	10,6
Máximo	59,4	42,3
Mínimo	44,0	29,7
N	21	21

Valores de nitrogênio amoniacal para os efluentes do UASB e do FAC, compreendidos na segunda fase:

Nitrogênio Amoniacal (mg N-NH₄⁺/L)		
DATAS	UASB	FAC
10/12/2004	48,57	40,57
15/12/2004	52,00	44,00
19/1/2005	49,71	36,00
25/1/2005	46,29	34,86
1/2/2005	42,96	28,64
15/2/2005	45,00	29,15
22/2/2005	42,45	27,62
1/3/2005	49,61	34,26
Média	47,07	34,39
Desvio padrão	3,4	5,9
Mediana	47,4	34,6
Variância	11,9	34,3
Coefficiente de variação (%)	7,3	17,0
Máximo	52,0	44,0
Mínimo	42,4	27,6
N	8	8

Valores de nitrogênio amoniacal para os efluentes do UASB e do FAC na terceira fase:

Nitrogênio Amoniacal (mg NH₄⁺/L)		
DATAS	UASB	FAC
13/3/2005	42,45	36,31
23/3/2005	38,87	30,68
28/3/2005	35,82	26,31
2/4/2005	29,15	23,52
12/4/2005	35,80	24,04
22/4/2005	37,33	29,15
29/4/2005	37,33	29,15
2/5/2005	43,47	31,19
12/5/2005	39,38	32,73
22/5/2005	35,80	27,10
27/5/2005	38,35	26,08
1/6/2005	35,80	28,64
Média	37,46	28,74
Desvio padrão	3,7	3,7
Mediana	37,3	28,9
Variância	13,4	13,5
Coefficiente de variação (%)	9,8	12,8
Máximo	43,5	36,3
Mínimo	29,1	23,5
N	12	12

Valores de fósforo total dos efluentes do UASB e do FAC na primeira fase:

Fósforo Total (mg P/L)		
DATAS	UASB	FAC
24/8/2004	5,99	2,28
31/8/2004	6,46	3,49
2/9/2004	7,51	5,14
13/9/2004	7,24	4,85
23/9/2004	6,66	6,24
29/9/2004	6,35	5,20
7/10/2004	6,60	5,79
13/10/2004	6,98	3,36
19/10/2004	7,47	3,19
26/10/2004	7,13	3,86
3/11/2004	7,95	3,66
11/11/2004	6,96	4,73
19/11/2004	7,38	4,84
1/12/2004	6,90	4,58
Média	6,97	4,37
Desvio padrão	0,5	1,1
Mediana	7,0	4,7
Variância	0,3	1,2
Coefficiente de variação (%)	7,5	25,2
Máximo	7,9	6,2
Mínimo	6,0	2,3
N	22	22

Valores de fósforo total para os efluentes do UASB e do FAC na 2ª fase:

Fósforo Total (mg P/L)		
DATAS	UASB	FAC
10/12/2004	6,60	4,12
15/12/2004	6,84	5,00
19/1/2005	6,94	4,93
25/1/2005	5,71	4,43
1/2/2005	6,82	4,91
15/2/2005	7,36	4,38
22/2/2005	6,18	3,07
1/3/2005	7,37	4,79
Média	6,73	4,45
Desvio padrão	0,6	0,6
Mediana	6,8	4,6
Variância	0,3	0,4
Coefficiente de variação (%)	8,4	14,4
Máximo	7,4	5,0
Mínimo	5,7	3,1
N	8	8

Valores de fósforo total para os efluente dos UASB e do FAC, na 3ª fase:

Fósforo Total (mg P/L)		
DATAS	UASB	FAC
13/3/2004	6,86	4,83
23/3/2004	6,59	4,24
28/3/2004	6,37	4,11
2/4/2004	5,08	3,59
12/4/2004	5,98	3,83
22/4/2005	6,04	4,85
29/4/2005	6,38	4,60
2/5/2005	6,39	4,14
12/5/2005	5,65	4,32
22/5/2005	5,65	3,49
27/5/2005	5,28	3,26
1/6/2005	4,59	3,05
Média	5,91	4,02
Desvio padrão	0,7	0,6
Mediana	6,0	4,1
Variância	0,5	0,3
Coefficiente de variação (%)	11,4	14,7
Máximo	6,9	4,8
Mínimo	4,6	3,0
N	12	12

Valores de ortofosfato para os efluentes do UASB e do FAC na 1ª fase:

Ortofosfato (mg P-PO₄⁻²/L)		
DATAS	UASB	FAC
24/8/2004	5,18	1,93
31/8/2004	5,65	3,10
2/9/2004	6,37	4,33
13/9/2004	6,58	4,30
23/9/2004	6,21	4,54
29/9/2004	4,98	4,62
7/10/2004	5,35	5,73
13/10/2004	6,15	3,06
19/10/2004	5,55	2,65
26/10/2004	5,80	3,42
3/11/2004	6,74	3,35
11/11/2004	5,15	3,82
19/11/2004	4,85	3,67
1/12/2004	4,95	4,01
Média	5,60	4,08
Desvio padrão	0,6	0,9
Mediana	5,6	3,7
Variância	0,4	0,8
Coefficiente de variação (%)	11,2	23,9
Máximo	6,7	5,3
Mínimo	4,9	1,9
N	22	22

Valores de ortofosfato para os efluentes do UASB e do FAC, compreendidos na segunda fase:

Ortofosfato (mg P-PO₄⁻²/L)		
DATAS	UASB	FAC
10/12/2004	5,57	3,91
15/12/2004	5,68	4,23
19/1/2005	6,46	4,92
25/1/2005	5,49	3,25
1/2/2005	5,58	4,39
15/2/2005	5,87	3,69
22/2/2005	5,87	3,07
1/3/2005	6,39	4,72
Média	5,87	4,02
Desvio padrão	0,4	0,7
Mediana	5,8	4,1
Variância	0,1	0,4
Coefficiente de variação (%)	6,3	16,6
Máximo	6,5	4,9
Mínimo	5,5	3,1
N	8	8

Valores de ortofosfato para os efluentes do UASB e do FAC, compreendidos na terceira fase:

Ortofosfato (mg P-PO₄⁻²/L)		
DATAS	UASB	FAC
13/3/2004	6,83	4,71
23/3/2004	6,25	3,78
28/3/2004	4,51	3,15
2/4/2004	4,85	3,21
12/4/2004	5,45	3,60
22/4/2005	5,54	4,37
29/4/2005	5,59	4,15
2/5/2005	5,06	3,74
12/5/2005	4,69	3,47
22/5/2005	4,54	3,28
27/5/2005	4,45	2,77
1/6/2005	3,58	2,82
Média	5,11	3,59
Desvio padrão	0,9	0,6
Mediana	5,0	3,5
Variância	0,8	0,4
Coefficiente de variação (%)	17,2	16,7
Máximo	6,8	4,7
Mínimo	3,6	2,8
N	12	12

Valores de DBO₅ para os efluentes do UASB e do FAC, compreendidos na primeira fase:

DBO (mgO₂/L)		
DATAS	UASB	FAC
20/8/2004	39,4	15,5
26/8/2004	43,1	11,5
2/9/2004	35,7	5,8
16/9/2004	37,4	6,6
23/9/2004	44,6	18,5
30/9/2004	37,8	12,5
7/10/2004	41,1	19,8
14/10/2004	39,2	14,8
21/10/2004	37,1	14,3
28/10/2004	37,1	15,1
4/11/2004	36,9	17,0
11/11/2004	37,5	16,4
25/11/2004	39,5	15,0
Média	38,9	14,1
Desvio padrão	2,6	4,1
Mediana	37,8	15,0
Variância	6,8	17,1
Coefficiente de variação (%)	6,7	29,4
Máximo	44,6	19,8
Mínimo	35,7	5,8
N	13	13

Valores de DBO₅ para os efluentes do UASB e do FAC, compreendidos na segunda fase:

DBO (mgO₂/L)		
DATAS	UASB	FAC
10/12/2004	38,3	8,3
15/12/2004	37,0	14,1
19/1/2005	31,2	8,2
25/1/2005	33,0	13,1
1/2/2005	35,3	11,0
15/2/2005	31,3	15,2
22/2/2005	41,9	9,9
1/3/2005	40,2	17,4
Média	36,0	12,1
Desvio padrão	4,0	3,3
Mediana	36,1	12,0
Variância	16,2	11,2
Coefficiente de variação (%)	11,2	27,6
Máximo	41,9	17,4
Mínimo	31,2	8,2
N	8	8

Valores de DBO_5 para os efluentes do UASB e do FAC, compreendidos na terceira fase:

DBO (mgO₂/L)		
DATAS	UASB	FAC
13/3/2005	41,6	12,4
23/3/2005	38,1	8,2
28/3/2005	42,9	12,9
2/4/2005	27,9	6,8
12/4/2005	39,4	9,1
22/4/2005	39,6	9,6
29/4/2005	43,5	14,9
3/5/2005	37,7	13,5
12/5/2005	46,9	15,8
22/5/2005	44,9	11,2
27/5/2005	36,9	16,8
1/6/2005	42,2	10,9
Média	40,1	11,8
Desvio padrão	4,9	3,1
Mediana	40,6	11,8
Variância	24,2	9,6
Coefficiente de variação (%)	12,3	26,2
Máximo	46,9	16,8
Mínimo	27,9	6,8
N	12	12

Valores de DQO para os efluentes do UASB e do FAC na 1ª fase:

DQO (mg/L)		
DATAS	UASB	FAC
20/08/2004	157	45
28/08/2004	197	83
02/09/2004	164	39
16/09/2004	199	48
23/09/2004	235	72
30/09/2004	214	84
07/10/2004	195	55
14/10/2004	242	78
21/10/2004	316	82
28/10/2004	211	76
04/11/2004	160	99
11/11/2004	233	100
19/11/2004	247	78
1/12/2004	226	97
Média	214,1	74,1
Desvio padrão	41,9	19,9
Mediana	212,6	78,0
Variância	1754,9	396,4
Coefficiente de variação (%)	19,6	26,9
Máximo	316,2	99,6
Mínimo	156,9	39,4
N	14	14

Valores de DQO para os efluentes do UASB e do FAC, compreendidos na segunda fase:

DQO (mg/L)		
DATAS	UASB	FAC
10/12/2004	284	40
15/12/2004	288	121
19/1/2005	301	106
25/1/2005	183	47
15/2/2005	265	54
22/2/2005	209	46
1/3/2005	242	79
Média	253	71
Desvio padrão	44	32
Mediana	265,3	54,4
Variância	1939,7	1032,9
Coefficiente de variação (%)	17,4	45,6
Máximo	301,4	120,7
Mínimo	183,2	40,1
N	7	7

Valores de DQO dos efluentes do UASB e do FAC na terceira fase:

DQO (mg/L)		
DATAS	UASB	FAC
13/3/2005	266	65
23/3/2005	195	66
28/3/2005	213	62
2/4/2005	124	24
12/4/2005	237	51
22/4/2005	249	50
29/4/2005	387	67
2/5/2005	299	91
12/5/2005	233	62
22/5/2005	215	22
27/5/2005	163	50
1/6/2005	158	62
Média	228	56
Desvio padrão	70	19
Mediana	224,1	62,1
Variância	4876,1	348,5
Coefficiente de variação (%)	30,6	33,3
Máximo	386,8	90,7
Mínimo	124,1	22,2
N	12	12

Valores de sólidos totais dos efluentes do UASB e do FAC na primeira fase:

Sólidos Totais (mg/L)		
DATAS	UASB	FAC
24/8/2004	721	623
26/8/2004	675	485
31/8/2004	691	610
10/9/2004	822	629
13/9/2004	740	653
29/9/2004	792	771
6/10/2004	830	574
13/10/2004	666	613
19/10/2004	648	610
26/10/2004	729	601
3/11/2004	720	598
11/11/2004	734	706
19/11/2004	689	514
1/12/2004	655	574
Média	722,3	611,5
Desvio padrão	58	71
Mediana	720,5	610,0
Variância	3418,8	5011,7
Coeficiente de variação (%)	8,1	11,6
Máximo	830,0	771,0
Mínimo	648,0	485,0
N	14	14

Valores de sólidos totais para os efluentes do UASB do FAC, compreendidos na segunda fase:

Sólidos Totais (mg/L)		
DATAS	UASB	FAC
10/12/2004	750	546
15/12/2004	844	602
19/1/2005	714	474
25/1/2005	783	603
1/2/2005	772	483
15/2/2005	743	559
22/2/2005	699	642
1/3/2005	786	632
Média	761,4	567,6
Desvio padrão	46	64
Mediana	761,0	580,5
Variância	2088,0	4082,6
Coeficiente de variação (%)	6,0	11,3
Máximo	844,0	642,0
Mínimo	699,0	474,0
N	8	8

Valores de sólidos totais para os efluentes do UASB e do FAC, compreendidos na terceira fase:

Sólidos Totais (mg/L)		
DATAS	UASB	FAC
13/3/2005	656	623
23/3/2005	613	594
28/3/2005	723	620
2/4/2005	720	519
12/4/2005	776	714
22/4/2005	715	740
29/4/2005	698	670
2/5/2005	703	600
12/5/2005	512	536
22/5/2005	623	384
27/5/2005	686	521
1/6/2005	578	523
Média	666,9	587,0
Desvio padrão	74	98
Mediana	692,0	597,0
Variância	5424,3	9628,7
Coefficiente de variação (%)	11,0	16,7
Máximo	776,0	740,0
Mínimo	512,0	384,0
N	12	12

Valores de sólidos totais voláteis dos efluentes, UASB e FAC, na 1ª fase:

Sólidos Totais Voláteis (mg/L)		
DATAS	UASB	FAC
24/8/2004	184	79
26/8/2004	150	80
31/8/2004	134	112
10/9/2004	213	114
13/9/2004	161	160
29/9/2004	199	138
6/10/2004	344	55
13/10/2004	140	117
19/10/2004	197	115
26/10/2004	202	134
3/11/2004	198	121
11/11/2004	176	288
19/11/2004	213	189
1/12/2004	180	188
Média	200,2	127,0
Desvio padrão	56	41
Mediana	197,5	119,0
Variância	3189,9	1661,2
Coefficiente de variação (%)	28,2	32,1
Máximo	344,0	189,0
Mínimo	134,0	55,0
N	14	14

Valores de sólidos totais voláteis para os efluentes do UASB e do FAC, compreendidos na segunda fase:

Sólidos Totais Voláteis (mg/L)		
DATAS	UASB	FAC
10/12/2004	267	36
15/12/2004	153	46
19/1/2005	173	193
25/1/2005	182	150
1/2/2005	182	183
15/2/2005	240	66
22/2/2005	189	75
1/3/2005	240	104
Média	203,3	116,6
Desvio padrão	40	62
Mediana	185,5	89,5
Variância	1615,9	3785,1
Coefficiente de variação (%)	19,8	57,7
Máximo	267,0	193,0
Mínimo	153,0	36,0
N	8	8

Valores de STV para os efluentes do UASB e do FAC na terceira fase:

Sólidos Totais Voláteis (mg/L)		
DATAS	UASB	FAC
13/3/2005	188	125
23/3/2005	121	95
28/3/2005	200	110
2/4/2005	181	109
12/4/2005	209	76
22/4/2005	189	172
29/4/2005	202	113
2/5/2005	191	75
12/5/2005	73	83
22/5/2005	164	93
27/5/2005	105	59
1/6/2005	122	76
Média	162,1	98,8
Desvio padrão	45	30
Mediana	184,5	94,0
Variância	2028,6	905,8
Coefficiente de variação (%)	27,8	30,5
Máximo	209,0	172,0
Mínimo	73,0	59,0
N	12	12

Valores de SST para os efluentes do UASB e do FAC na primeira fase:

Sólidos Suspensos Totais (mg/L)		
DATAS	UASB	FAC
24/8/2004	37	9
26/8/2004	30	13
31/8/2004	32	5
10/9/2004	106	1
13/9/2004	27	8
29/9/2004	54	9
6/10/2004	62	11
13/10/2004	63	17
19/10/2004	126	15
26/10/2004	50	3
3/11/2004	49	2
11/11/2004	53	15
19/11/2004	63	15
1/12/2004	54	8
Média	57,6	9,3
Desvio padrão	27,8	5,2
Mediana	53,5	9,0
Variância	773,5	27,2
Coeficiente de variação (%)	48,3	55,9
Máximo	126,0	17,0
Mínimo	27,0	1,0
N	14	14

Valores de sólidos suspensos totais para os efluentes do UASB e do FAC, compreendidos na segunda fase:

Sólidos Suspensos Totais (mg/L)		
DATAS	UASB	FAC
10/12/2004	121	6
15/12/2004	51	7
19/1/2005	99	10
25/1/2005	80	15
1/2/2005	127	23
15/2/2005	75	23
22/2/2005	70	12
1/3/2005	63	11
Média	85,8	13,4
Desvio padrão	27,4	6,6
Mediana	77,5	11,5
Variância	748,8	43,1
Coeficiente de variação (%)	31,9	49,1
Máximo	127,0	23,0
Mínimo	51,0	6,0
N	8	8

Valores de sólidos suspensos totais para os efluentes do UASB e do FAC, compreendidos na terceira fase:

Sólidos Suspensos Totais (mg/L)		
DATAS	UASB	FAC
13/3/2005	72	12
23/3/2005	49	7
28/3/2005	95	15
2/4/2005	28	7
12/4/2005	69	9
22/4/2005	64	7
29/4/2005	109	10
2/5/2005	91	10
12/5/2005	80	11
22/5/2005	61	7
27/5/2005	52	14
1/6/2005	65	7
Média	70	10
Desvio padrão	22	3
Mediana	67,0	9,5
Variância	487,4	8,2
Coefficiente de variação (%)	31,7	29,7
Máximo	109,0	15,0
Mínimo	28,0	7,0
N	12	12

Valores de sólidos suspensos voláteis do UASB e FAC na 1ª fase:

Sólidos Suspensos Voláteis (mg/L)		
DATAS	UASB	FAC
24/8/2004	31	7
26/8/2004	17	9
31/8/2004	29	3
10/9/2004	79	1
13/9/2004	23	6
29/9/2004	46	8
6/10/2004	55	7
13/10/2004	54	12
19/10/2004	112	12
26/10/2004	43	2
3/11/2004	43	1
11/11/2004	41	11
19/11/2004	52	10
1/12/2004	45	6
Média	47,9	6,7
Desvio padrão	24,0	3,9
Mediana	44,0	7,0
Variância	577,4	15,1
Coefficiente de variação (%)	50,2	57,8
Máximo	112,0	12,0
Mínimo	17,0	1,0
N	14	14

Valores de sólidos suspensos voláteis para os efluentes do UASB e do FAC, compreendidos na segunda fase:

Sólidos Suspensos Voláteis (mg/L)		
DATAS	UASB	FAC
10/12/2004	116	6
15/12/2004	44	4
19/1/2005	82	6
25/1/2005	63	12
1/2/2005	112	12
15/2/2005	66	17
22/2/2005	63	10
1/3/2005	51	9
Média	74,6	9,5
Desvio padrão	26,7	4,2
Mediana	64,5	9,5
Variância	714,8	17,7
Coefficiente de variação (%)	35,8	44,3
Máximo	116,0	17,0
Mínimo	44,0	4,0
N	8	8

Valores de sólidos suspensos voláteis para os efluentes do UASB e do FAC, compreendidos na terceira fase:

Sólidos Suspensos Voláteis (mg/L)		
DATAS	UASB	FAC
13/3/2005	63	10
23/3/2005	44	6
28/3/2005	55	8
2/4/2005	26	5
12/4/2005	53	7
22/4/2005	56	6
29/4/2005	96	10
2/5/2005	45	8
12/5/2005	66	7
22/5/2005	51	6
27/5/2005	47	11
1/6/2005	52	5
Média	55	7
Desvio padrão	17	2
Mediana	52,5	7,0
Variância	274,5	4,1
Coefficiente de variação (%)	30,4	27,2
Máximo	96,0	11,0
Mínimo	26,0	5,0
N	12	12

Valores de turbidez dos efluentes do UASB e do FAC na primeira fase:

Turbidez (UNT)		
DATAS	UASB	FAC
24/8/2004	45,8	11,0
26/8/2004	47,1	15,6
31/8/2004	18,8	9,6
10/9/2004	91,3	4,3
13/9/2004	89,5	5,1
29/9/2004	86,0	4,8
6/10/2004	75,4	5,7
13/10/2004	40,3	6,1
19/10/2004	64,2	5,9
26/10/2004	57,2	8,2
3/11/2004	101,9	7,7
11/11/2004	55,5	7,3
19/11/2004	99,5	7,0
Média	67,12	7,56
Desvio padrão	25,69	3,08
Mediana	64,2	7,0
Variância	660,0	9,5
Coefficiente de variação (%)	38,3	40,8
Máximo	101,9	15,6
Mínimo	18,8	4,3
N	13	13

Valores de turbidez para os efluentes do UASB e do FAC, compreendidos na segunda fase:

Turbidez (UNT)		
DATAS	UASB	FAC
10/12/2004	81,5	5,5
15/12/2004	55,6	6,5
19/1/2005	96,0	7,2
25/1/2005	113,3	11,8
1/2/2005	98,6	6,5
15/2/2005	160,8	9
22/2/2005	49,3	8,8
1/3/2005	44	12,9
Média	87,39	8,53
Desvio padrão	38,99	2,65
Mediana	88,8	8,0
Variância	1519,9	7,0
Coefficiente de variação (%)	44,6	31,1
Máximo	160,8	12,9
Mínimo	44,0	5,5
N	9	9

Valores de turbidez para os efluentes do UASB e do FAC, compreendidos na terceira fase:

Turbidez (UNT)		
DATAS	UASB	FAC
13/3/2005	60,1	13,7
22/4/2005	59,6	12,5
29/4/2005	116,6	13,2
2/5/2005	80,4	10,8
12/5/2005	92,3	10,4
22/5/2005	92,3	6,72
Média	83,55	11,22
Desvio padrão	21,81	2,56
Mediana	86,4	11,7
Variância	475,8	6,6
Coefficiente de variação (%)	26,1	22,8
Máximo	116,6	13,7
Mínimo	59,6	6,7
N	6	6

Valores do potencial hidrogeniônico dos efluentes do UASB e do FAC, compreendidos na primeira fase:

pH		
DATAS	UASB	FAC
24/8/2004	7,3	7,9
26/8/2004	7,5	8,1
31/8/2004	7,3	8,0
10/9/04	7,52	8,08
13/9/04	7,36	7,94
29/9/04	7,25	7,91
6/10/04	7,09	7,82
13/10/04	7,27	7,95
19/10/04	7,08	7,81
26/10/04	7,09	8,1
3/11/04	6,8	7,96
11/11/04	7,3	8,17
19/11/04	7,2	7,9
1/12/04	7,42	7,94
N	14	14
Mínimo	6,8	7,8
Máximo	7,5	8,2

Valores do potencial hidrogeniônico para os efluentes do UASB e do FAC, compreendidos na primeira fase:

pH		
DATAS	UASB	FAC
10/12/2004	7,02	7,81
15/12/2004	7,07	7,84
19/1/2005	6,96	7,85
25/1/2005	7,14	7,78
1/2/2005	7,26	7,82
15/2/2005	7,17	7,84
22/2/2005	6,98	7,56
1/3/2005	7,35	8,0
N	8	8
Mínimo	6,96	7,56
Máximo	7,35	8,0

Valores do potencial hidrogeniônico dos efluentes do UASB e do FAC, compreendidos na primeira fase:

pH		
DATAS	UASB	FAC
13/3/2005	6,69	7,79
23/3/2005	7,23	7,9
2/4/2005	7,77	8,17
12/4/2005	7,16	7,93
22/4/2005	7,54	8,14
29/4/2005	7,31	8,05
2/5/2005	7,58	8,17
12/5/2005	7,07	7,97
22/5/2005	7,36	7,99
27/5/2005	7,44	8,12
1/6/2005	7,36	7,76
N	12	12
Mínimo	6,69	7,76
Máximo	7,77	8,17

Valores de alcalinidade total (AT), a bicarbonatos (AB) e ácidos graxos voláteis (AGV) dos efluentes do UABS e do FAC na primeira fase:

Datas	AT (mg CaCO ₃ /L)		AB (mg CaCO ₃ /L)		AGV (mg Hac /L)	
	UASB	FAC	UASB	FAC	UASB	FAC
24/8/2004	365,9	288,9	320,6	274,9	76,1	13,4
26/8/2004	363,8	299,6	304,4	288,8	104,4	7,1
31/8/2004	383,1	288,9	355,1	273,6	41,3	16,2
10/9/2004	399,3	323,3	379,7	310,0	24,5	12,1
13/9/2004	407,9	290,8	382,9	276,5	35,4	14,1
29/9/2004	355,9	308,1	309,4	300,1	78,5	1,6
6/10/2004	353,7	334,2	298,6	321,2	95,7	11,4
13/10/2004	385,0	277,2	361,6	265,0	32,2	9,9
19/10/04	369,6	294,8	314,0	280,3	96,7	14,6
26/10/2004	380,6	323,4	331,1	312,6	84,5	7,1
3/11/2004	440,0	336,6	383,6	320,4	98,1	17,8
11/11/2004	361,1	312,1				
19/11/2004	383,5	350,9				
Média	380,7	309,9	340,1	293,1	69,8	11,4
Desvio padrão	24,1	22,3	33,3	20,5	30,3	4,7
Coeficiente de variação (%)	6,3	7,2	9,8	7,00	43,4	41,2

Valores de alcalinidade total (AT), a bicarbonatos (AB) e ácidos graxos voláteis (AGV) dos efluentes do UABS e do FAC na segunda fase:

Datas	AT (mg CaCO ₃ /L)		AB (mg CaCO ₃ /L)		AGV (mg Hac /L)	
	UASB	FAC	UASB	FAC	UASB	FAC
10/12/2004	365,16	312,12	338,32	323,33	100,86	12,06
15/12/2004	365,16	344,76				
19/1/2005	344,76	301,92	301,8	312,0	125,5	12,7
25/1/2005	330,15	304,59				
1/2/2005	358,9	299,3	281,5	271,8	140,3	40,5
15/2/2005	382,3	293,9	329,4	276,1	91,3	21,2
22/2/2005	355,7	273,7	289,4	242,7	118,1	47,7
1/3/2005	391,9	315,2	346,3	291,1	76,7	33,9
Média	361,76	305,69	314,5	286,2	108,8	28,0
Desvio padrão	19,60	20,27	31,2	20,2	23,5	14,9
Coeficiente de variação (%)	5,4	6,6	9,9	7,1	21,6	53,2

Valores de alcalinidade total (AT), a bicarbonatos (AB) e ácidos graxos voláteis (AGV) dos efluentes do UABS e do FAC na terceira fase:

Datas	AT (mg CaCO ₃ /L)		AB (mg CaCO ₃ /L)		AGV (mg Hac /L)	
	UASB	FAC	UASB	FAC	UASB	FAC
13/3/2005	349,3	336,5	292,6	320,0	99,0	18,6
23/3/2005	347,8	275,4	312,9	262,4	55,4	11,6
28/3/2005	338,7	255,3	305,2	214,4	40,3	11,9
2/4/2005	332,5	227,5	296,4	259,7	100,6	17,0
12/4/2005	353,9	275,4	322,0	286,7	39,3	18,0
22/4/2005	348,8	302,9	301,5	291,1	91,2	13,0
29/4/2005	354,3	304,9	321,8	268,3	79,4	19,7
2/5/2005	368,7	285,3	230,3	288,1	77,0	21,1
12/5/2005	276,0	305,9	316,5	233,7	50,9	8,6
22/5/2005	349,2	245,1	347,5	248,7	46,4	15,6
27/5/2005	378,0	263,7	278,7	258,8	40,0	9,7
1/6/2005	305,9	270,9	5,6	5,2	0,36	0,09
Média	341,9	279,1	302,3	266,5	65,4	15,0
Desvio padrão	27,4	30,2	30,0	29,3	24,5	4,2
Coeficiente de variação (%)	8,0	10,8	9,9	11,0	37,4	28,2

Valores de condutividade dos efluentes do UASB e do FAC, compreendidos na primeira fase:

Condutividade (dS.m ⁻¹)		
DATAS	UASB	FAC
24/8/2004	1,50	1,41
26/8/2004	1,50	1,32
31/8/2004	1,48	1,35
10/9/2004	1,51	1,38
13/9/2004	1,50	1,35
29/9/2004	1,42	1,39
6/10/2004	1,47	1,42
13/10/2004	1,52	1,42
19/10/2004	1,54	1,45
26/10/2004	1,48	1,49
3/11/2004	1,59	1,44
11/11/2004	1,51	1,50
19/11/2004	1,59	1,50
1/12/2004	1,39	1,45
Média	1,50	1,42
Desvio padrão	0,05	0,06
Mediana	1,5	1,4
Variância	0,0	0,0
Coeficiente de variação (%)	3,6	4,1
Máximo	1,6	1,5
Mínimo	1,4	1,3
N	14	14

Valores de condutividade para os efluentes do UASB e do FAC, compreendidos na segunda fase:

Condutividade (dS.m⁻¹)		
DATAS	UASB	FAC
15/12/2004	1,35	1,32
19/1/2005	1,43	1,65
25/1/2005	1,44	1,37
1/2/2005	1,44	1,35
15/2/2005	1,47	1,43
22/2/2005	1,46	1,36
1/3/2005	1,51	1,38
Média	1,44	1,41
Desvio padrão	0,05	0,11
Mediana	1,4	1,4
Variância	0,0	0,0
Coefficiente de variação (%)	3,5	7,9
Máximo	1,5	1,6
Mínimo	1,4	1,3
N	7	7

Valores de condutividade para os efluentes do UASB do FAC, compreendidos na terceira fase:

Condutividade (dS.m⁻¹)		
DATAS	UASB	FAC
13/3/2005	1,43	1,44
23/3/2005	1,38	1,35
28/3/2005	1,27	1,24
2/4/2005	1,47	1,13
12/4/2005	1,58	1,58
22/4/2005	1,39	1,35
29/4/2005	1,47	1,44
2/5/2005	1,48	1,38
12/5/2005	1,14	1,29
22/5/2005	1,46	1,08
27/5/2005	1,46	1,21
1/6/2005	1,17	1,11
Média	1,39	1,30
Desvio padrão	0,13	0,15
Mediana	1,4	1,3
Variância	0,0	0,0
Coefficiente de variação (%)	9,5	11,6
Máximo	1,6	1,6
Mínimo	1,1	1,1
N	12	12