



Universidade Federal de Pernambuco
Centro de Tecnologia e Geociências
Programa de Pós-Graduação de Engenharia Civil
Área de Concentração em Tecnologia Ambiental e
Recursos Hídricos



Mauricio Pimenta Cavalcanti

TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO EM REATOR HÍBRIDO DE FIBRA DE
VIDRO TIPO UASB E FILTRO ANAERÓBIO PARA COMUNIDADES DE
PEQUENO PORTE

ORIENTADORES:

Prof. Dr. Mario Takayuki Kato (Orientador)

Dr^a Sávia Gavazza dos Santos (Co-orientadora)

Recife - PE
Julho de 2005

Mauricio Pimenta Cavalcanti

TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO EM REATOR HÍBRIDO DE FIBRA DE
VIDRO TIPO UASB E FILTRO ANAERÓBIO PARA COMUNIDADES DE
PEQUENO PORTE

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-
Graduação em Engenharia Civil da Universidade
Federal de Pernambuco, em cumprimento às
exigências para a obtenção do grau de Mestre.

Área de Concentração: Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos

Orientadores: Prof. Dr. Mario Takayuki Kato (Orientador)
Dra Sávvia Gavazza dos Santos (Co-orientadora)

Recife - PE
Julho de 2005

Mauricio Pimenta Cavalcanti

TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO EM REATOR HÍBRIDO DE FIBRA DE VIDRO TIPO UASB E FILTRO ANAERÓBIO PARA COMUNIDADES DE PEQUENO PORTE

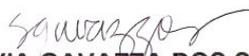
APROVADA EM:

BANCA EXAMINADORA



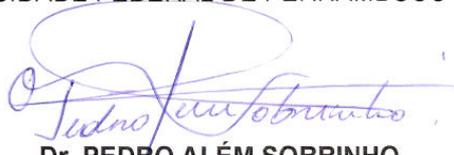
Dr. MARIO TAKAYUKI KATO

DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL – DEC
UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO – UFPE



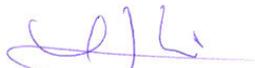
Drª SÁVIA GAVAZZA DOS SANTOS

DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL – DEC
UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO – UFPE



Dr. PEDRO ALÉM SOBRINHO

DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL – DEC
UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO – USP



Drª MARIA DE LOURDES FLORÊNCIO

DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL – DEC
UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO – UFPE

C376t

Cavalcanti, Maurício Pimenta.

Tratamento de esgoto doméstico em reator híbrido de fibra de vidro tipo UASB e filtro anaeróbico para comunidades de pequeno porte. – Recife : O Autor, 2005.

xii, 84 folhas. : il. ; fig., tab.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Engenharia Civil, 2005.

Inclui bibliografia.

1. Engenharia civil. 2. Esgoto doméstico - Tratamento. 3. Tecnologia ambiental. 4. Recursos hídricos. I. Título.

624 CDD (22.ed.)

UFPE
BCTG/2005-46

Dedico esse estudo

À minha família que sempre me acompanhou e
me apoiou nas minhas empreitadas.

Agradecimentos

À FAPEAL – Fundação de Amparo a Pesquisa de Alagoas, que me concederam à bolsa de estudos na modalidade mestrado.

Ao LIKA – Laboratório de Imunopatologia Keizo Asami da UFPE por realizar a microscopia eletrônica em seus laboratórios.

À FINEP – Financiadora de Estudos e Projetos e ao CNPq – Conselho Nacional de Pesquisas, do Ministério da Ciência e Tecnologia, e à Caixa Econômica Federal, pelos os recursos financeiros do PROSAB – Programa de Pesquisa em Saneamento Básico na UFPE, do qual foram obtidos parte substancial dos resultados para o presente trabalho.

À TIGRE S.A., que forneceu os conduítes para a construção do meio suporte do reator híbrido.

A FIBRA TECNICA, responsável pela construção e implantação dos reatores pilotos.

Aos orientadores, Mário Kato e Sália Gavazza, professora Lourdinha Florêncio, aos técnicos Rafael e Sergio do LIKA, Ronaldo Fonseca do Laboratório de Saneamento Ambiental, aos colegas do curso de pós-graduação em Engenharia Civil da UFPE, aos estagiários do Laboratório de Saneamento Ambiental e a todas as pessoas que me ajudaram e contribuíram para a realização desta dissertação.

Sumário

Lista de Siglas e Abreviaturas	viii
Lista de Figuras.....	ix
Lista de Quadros	xi
Resumo.....	xii
1. Introdução.....	1
2. Objetivos	5
2.1. Geral.....	5
2.2. Objetivos Específicos	5
3.Revisão Bibliográfica	6
3.1. Tratamento de Efluentes	6
3.1.1. Tipos de Tratamento	6
3.1.1.1. Tratamento Preliminar	7
3.1.1.2. Tratamento Primário.....	11
3.1.1.3. Tratamento Secundário	12
3.1.1.4. Tratamento Terciário	12
3.1.2.Tratamento Biológico de Efluentes.....	13
3.1.3. Tratamento Anaeróbio de Efluentes.....	14
3.2.1. Microbiologia da digestão anaeróbia.....	16
3.3. Reatores UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket).....	18
3.4.Filtro Anaeróbio	19
3.5.Reatores Híbridos	21
3.7. Custos	27
4. Materiais e métodos.....	29
4.1. Caixa de areia	29
4.2. Monitoramento dos reatores.....	32
4.3. Custos de implantação e operação	38
5. Resultados e discussões.....	39
5.1. Caixa de areia	39
5.2. Monitoramento dos reatores.....	43
5.2.1. Condições Operacionais de Temperatura, pH Alcalinidade e AGV.....	43
5.2.2. Remoção de Nitrogênio Total, Nitrogênio Amoniacal, Fósforo e Sulfatos ...	52
5.2.3. Retenção de Sólidos	53
5.2.4. Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Demanda Química de Oxigênio (DQO).....	58
5.2.5. Atividade Metanogênica do Lodo das partes UASB	65
5.2.6. Remoção de Coliformes Totais e Ovos de Helmintos	65
5.3. Custos	67

6. Conclusões e Recomendações.....	74
7. Referencias Bibliográficas	77
Anexos	81

Lista de Siglas e Abreviaturas

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas.

AGV - Ácidos Graxos Voláteis.

CAIXA - Caixa Econômica Federal.

CAPES - Fundação Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior.

CNPq - Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico.

COPASA - Companhia de Saneamento de Minas Gerais.

CPRH – Companhia Pernambucana de Meio Ambiente

DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio.

DQO - Demanda Química de Oxigênio.

ETE - Estação de Tratamento de Esgotos.

FAPEAL – Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado de Alagoas.

FINEP - Financiadora de Estudos e Projetos.

IBGE - Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.

pH - Potencial Hidrogeniônico.

PROSAB - Programa de Pesquisa em Saneamento Básico.

PVC - Polivinilclorado.

SNIS - Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento.

SSF – Sólidos Suspensos Fixos.

SST - Sólidos Suspensos Totais.

SSV - Sólidos Suspensos Voláteis.

ST – Sólidos Totais.

STF – Sólidos Totais Fixos.

STV – Sólidos Suspensos Voláteis.

TDH - Tempo de Detenção Hidráulica.

UASB - Reator de Manta de Lodo (Upflow Anaerobic Sludge Blanket).

UFCG - Universidade Federal de Campina Grande.

UFPE - Universidade Federal de Pernambuco.

Lista de Figuras

Figura 3.1 – Caixa de areia horizontal tipo canal (JORDÃO E PESSOA, 1995).	10
Figura 3.2 - Seqüência da digestão anaeróbica.	16
Figura 3.3 - Esquema UASB+Biofiltro (CHERNICHARO, 2001).	22
Figura 3.4 - Desenho do filtro anaeróbio ascendente e descendente (MALASPINA, 1996).	23
Figura 3.5 - Desenho do filtro anaeróbio+tanque de aeração (MISRA E GUPTA, 2001).	23
Figura 3.6 - Desenho do sistema aerado híbrido (GEBARA, 1998).	24
Figura 3.7 - Layout do reator híbrido UASB+Filtro anaeróbio (MOSQUERA-CORRAL, 2000).	25
Figura 3.8 - Desenho da combinação UASB+Filtro anaeróbio (LO, LIAO, GAO, 1994).	27
Figura 4.1 - Esquema (A) e caixa de areia real (B).	29
Figura 4.2 – Registro para remoção da areia.	30
Figura 4.4 – Sistema de registros para coleta antes da caixa de areia.	31
Figura 4.5 – Pontos de coleta na caixa de areia.	31
Figura 4.6 – Esquema dos reatores (A), Reatores piloto UASB (esq.) e híbrido (dir.) (B).	33
Figura 4.7– Conduítes inteiros (A), anéis cortados (B).	34
Figura 4.8- Coleta do lodo recém descarregados do reator UASB em leito de secagem (A) e transferência (B) para os reatores piloto.	35
Figura 5.1 – Velocidade na caixa de areia	39
Figura 4.9 – Concentrações da série de sólidos suspensos no afluente e efluente da caixa de areia.	40
Figura 4.10 – Eficiência da caixa de areia em relação à remoção de sólidos suspensos.	42
Figura 5. 4 – Temperatura ao longo da pesquisa (A) afluente, (B) efluente UASB, (C) efluente híbrido.	44

Figura 5. 5 – pH ao longo da pesquisa (A) afluyente, (B) efluente UASB, (C) efluente híbrido.	45
Figura 5. 6 – Aspecto visual do afluyente (A), Efluente UASB (B), interface do reator híbrido (C), efluente híbrido (D) em todas as fases de experimento.	46
Figura 5. 7 – Turbidez ao longo da pesquisa (A) afluyente, (B) efluente UASB, (C) efluente híbrido.	48
Figura 5. 8 – Alcalinidade ao longo da pesquisa (A) afluyente, (B) efluente UASB, (C) efluente híbrido.	49
Figura 5. 9 – AGV ao longo da pesquisa (A) afluyente, (B) efluente UASB, (C) efluente híbrido.	51
Figura 5. 10 – Concentração de SSV ao longo da pesquisa (A) afluyente, (B) efluente UASB, (C) efluente híbrido.	54
Figura 5. 11 – Perfil de SSV ao final de cada fase do experimento (A) UASB fase 1, (B) híbrido fase1, (C) UASB fase 2, (D) híbrido fase2, (E) UASB fase 3, (D) híbrido fase3.	57
Figura 5. 12 – DBO ao longo do experimento (A) afluyente, (B) efluente UASB, (C) efluente híbrido.	60
Figura 5. 13 – DQO bruta ao longo do experimento (A) afluyente, (B) efluente UASB, (C) efluente híbrido.	61
Figura 5. 14 – DQO filtrada ao longo do experimento (A) afluyente, (B) efluente UASB, (C) efluente híbrido.	63
Figura 5. 15 – Quantidade de ovos de helmintos durante o experimento.	66
Figura 5.16 – Escória de auto-forno (A) e brita graduada n°4 (B).	67
Figura 5.17 - Anéis de plástico pré-fabricados. (Fonte: Andrade Neto,2004).	68

Lista de Quadros

Quadro 3.1 – Classificação dos tipos de tratamento de esgotos segundo sua eficiência.	7
Quadro 4.1 – Parâmetros analisados.	36
Quadro 5.1 – Resumo das eficiências da caixa de areia para a série de sólidos totais.	41
Quadro 5.2 – Resumo das eficiências da caixa de areia para a série de sólidos suspensos.	42
Quadro 5.3 – Resumo da temperatura (°C) ao longo do período experimental.	44
Quadro 5.4 – Resumo do pH ao longo da pesquisa.	46
Quadro 5.5 – Resumo da turbidez (NTU) ao longo da pesquisa.	47
Quadro 5.6 – Resumo da alcalinidade (mgCaCO ₃ /L) ao longo da pesquisa.	50
Quadro 5.7 – Resumo da AGV (mg HAc /L) ao longo da pesquisa.	52
Quadro 5.8 – Resumo das concentrações e eficiências médias de NTK, nitrogênio amoniacal, fósforo e sulfatos.	53
Quadro 5.9 – Resumo da concentração de SSV (mg/L) ao longo da pesquisa.	55
Quadro 5.10 – Resumo da eficiência de SSV (mg/L) ao longo da pesquisa.	56
Quadro 5.11 – DBO bruta (mg/L) ao longo da pesquisa.	59
Quadro 5.12 – DQO bruta (mg/L) ao longo da pesquisa.	62
Quadro 5.13 – Eficiência média de remoção nas três fases de experimento.	62
Quadro 5.14 – DQO filtrada (mg/L) ao longo da pesquisa.	64
Quadro 5.15 – Preços dos materiais mais utilizados para o meio suporte do filtro anaeróbico.	68
Quadro 5.16 – Orçamento de implantação do reator híbrido.	70
Quadro 5.17 – Orçamento de implantação do reator UASB.	71
Quadro 5.18 – Sistemas comumente utilizados no tratamento de efluentes.	71
Quadro 5.19 – Custos de operação do sistema.	72

Resumo

A crescente deterioração da qualidade das águas superficiais, devido principalmente ao lançamento de esgotos não tratados, tem ocasionado problemas de poluição ambiental e de doenças de veiculação hídrica. Para se reduzir este problema, tem sido proposta a construção de sistemas compactos descentralizados de esgotos. Dentre as alternativas apresentadas para o tratamento, a tecnologia anaeróbia com reatores UASB vem se mostrando mais vantajosa devido aos seus reduzidos custos de construção e simples operação. A aplicação de reatores híbridos do tipo reator UASB+filtro anaeróbios dentro de uma mesma unidade, pode ser uma alternativa para a melhoria da qualidade dos efluentes. Dessa forma, o objetivo deste trabalho, foi comparar o desempenho de reator UASB e um híbrido, utilizados para o tratamento de esgoto sanitário. Para isso, foram utilizados dois reatores com volumes individuais de 4,9 m³, confeccionados de fibra de vidro que operaram com tempos de detenção hidráulica variando entre 6 e 8 horas. A eficiência da remoção de DQO em ambos os reatores foi, em média, de 85%. Para os valores de remoção de ovos de helmintos o reator híbrido forneceu um efluente com menos de 1 ovo por litro, o que não foi observado no reator UASB. Para a remoção de sólidos suspensos voláteis os reatores UASB e híbrido obtiveram uma eficiência média de 80% e 83% respectivamente. Conclui-se que ambos os reatores são alternativas para o tratamento de esgotos em pequenas e médias comunidades, tanto nas grandes cidades quanto no meio rural, entretanto o reator híbrido mostra-se uma alternativa melhor, pois além de seus resultados serem um pouco melhores, este consegue reter os ovos de helmintos, essa retenção proporciona ao efluente um possível reúso, lembrando que esse reúso tem restrições, pois neste ainda há outros tipos de patógenos.

1. Introdução

Para a obtenção de uma boa qualidade de vida da população e preservação do meio ambiente e dos recursos naturais é imprescindível o tratamento dos esgotos.

Os esgotos, principalmente domésticos, podem causar, quando não tratados adequadamente, grandes problemas ambientais. Geralmente, eles apresentam matéria orgânica e sólidos em quantidades maiores do que o meio ambiente pode assimilar, fazendo com que o ecossistema onde são lançados se tornem inadequados para a vida de organismos superiores. Outro aspecto negativo do não tratamento do esgoto é a disseminação de patógenos presentes, contaminando solos e cursos d'água.

Os principais objetivos do tratamento de esgotos são: eliminar os microrganismos patogênicos e reduzir as concentrações de matéria orgânica e sólidos presentes nos esgotos. Desta forma, se objetiva minimizar a poluição ambiental e a degradação dos recursos naturais.

Com o tratamento adequado dos esgotos, haveria a preservação da qualidade das águas podendo, ainda, reduzir o seu consumo através do reúso dos efluentes tratados na agricultura e na indústria.

Em 2002, o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) estimou que apenas 25% dos esgotos produzidos no Brasil recebiam tratamento e que não mais que 20% recebem o tratamento de forma satisfatória. Destes, uma grande parcela do tratamento existente era em grandes cidades, onde a tecnologia adotada requeria altos custos e mão-de-obra especializada, o que não é viável para a atual situação brasileira.

Não se pode tomar como regra que um único sistema é o melhor para todos os casos indicados, mas quando se escolhe criteriosamente um processo que se adapte às condições locais e aos objetivos do tratamento, pode-se obter a melhor relação custo/benefício. Portanto, deve-se realizar um estudo da relação custo/benefício que agregue ao empreendimento uma rentabilidade social e ambiental.

Uma das alternativas mais atraentes para as condições brasileiras é a tecnologia anaeróbia. Nessa tecnologia, a matéria orgânica presente nos esgotos é convertida em água, gás carbônico, gás sulfídrico, amônia, metano, novas células bacterianas e resíduos metabólicos. Ao contrário do que acontece nos sistemas aeróbios, o material orgânico não é completamente mineralizado, e sim convertido sucessivamente por fermentação até a produção de gases, principalmente o metano.

Em clima quente, os reatores anaeróbios utilizados no tratamento de esgotos são bastante eficientes na remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos, cerca de 80% e 90% respectivamente. Apresentam ainda grandes vantagens, como: ocupam pequenas áreas, produzem pouco lodo, não necessitam de equipamentos eletromecânicos e requerem construção e operação simples.

Nas condições ambientais climáticas e econômicas do Brasil, não se deve desprezar as vantagens da aplicação de reatores anaeróbios para o tratamento dos esgotos. Contudo, há que se estudar e pesquisar ainda as muitas possibilidades do processo.

Apesar de apresentar grandes vantagens, um reator anaeróbio, por mais que seja eficiente, dificilmente apresenta um efluente capaz de atender aos padrões de qualidade estabelecidos pelas legislações ambientais brasileiras. Geralmente torna-se necessário a adoção de um pós-tratamento para atender os requisitos ambientais e a preservação do meio ambiente.

Uma outra alternativa é a utilização do filtro anaeróbio, que consiste de um tanque contendo um material inerte de enchimento denominado meio suporte, onde ocorre a fixação e o desenvolvimento dos microrganismos responsáveis pela digestão anaeróbia. Os microrganismos também se agrupam em forma de grânulos e/ou floco, nos interstícios do material suporte.

O material mais utilizado para o enchimento dos filtros anaeróbios no Brasil é a brita nº 4, que é um material pesado, com índice de vazios relativamente baixo, cerca de 50% e, conseqüentemente, há a necessidade de maiores volumes para o reator resultando em menor capacidade de acumulação de lodo.

Assim, os filtros anaeróbios, além de complementar o tratamento, sua capacidade de reter sólidos e de recuperar-se de sobrecargas, tanto qualitativas quanto quantitativas, confere ao sistema uma maior estabilidade operacional.

Visando uma otimização no tratamento, necessidade de estações de tratamento de esgotos (ETE) mais compactas e principalmente mais baratas, vários tipos de reatores biológicos estão sendo combinados. Em consequência desses fatos houve o aparecimento de reatores denominados híbridos que vêm sendo desenvolvidos em muitos países, como Espanha, Brasil, Canadá, entre outros.

Portanto, tais sistemas poderiam ser adequados para diversos fins, entre eles as comunidades de pequeno e médio porte, até 5000 habitantes, que são representadas por milhares de vilas urbanas ou rurais espalhadas por todo o território nacional. Para estes casos, requerem-se sistemas simples, eficientes e de menores custos. Para grandes comunidades, com mais de 5000 habitantes, tais unidades poderiam ser adotadas dentro da concepção de descentralização das unidades de coleta e tratamento de esgotos.

Um reator é denominado híbrido quando combina dois ou mais tipos de reatores biológicos numa só unidade, independentemente da natureza do tratamento, aeróbio ou anaeróbio. Essas diferentes combinações visam minimizar as desvantagens e maximizar as vantagens de cada uma das unidades componentes.

Assim, o presente trabalho propõe avaliar o aperfeiçoamento de uma tecnologia relativamente nova, seu desenvolvimento deu-se no início da década de 1980, o reator anaeróbio híbrido composto por reator UASB + filtro anaeróbio, bem como verificar a sua utilização para regiões onde a demanda de área e /ou mão-de-obra especializada são escassas.

Este trabalho está dividido em sete capítulos, no primeiro capítulo há uma breve introdução sobre o tema bem, no segundo contém uma revisão bibliográfica sobre os temas abordados. No terceiro capítulo é feita uma revisão bibliográfica dos assuntos abordados neste trabalho e no quarto capítulo se avalia a eficiência de uma caixa de areia vertical.

Nos capítulos cinco e seis são avaliadas (i) a eficiência de dois reatores, um reator UASB e um híbrido constituído de reator UASB e filtro anaeróbio, compactos construídos em fibra de vidro, (ii) e os custos para a implantação e operação dos mesmos. Para finalizar no capítulo sete são apuradas as conclusões e recomendações gerais do trabalho.

2. Objetivos

2.1. Geral

O objetivo geral deste trabalho foi avaliar sistemas de tratamento e pós-tratamento anaeróbios de esgotos domésticos com a utilização de unidades compactas em fibra de vidro, para pequenas comunidades.

2.2. Objetivos Específicos

- 1) Acompanhar a eficiência de um sistema vertical de remoção de areia.
- 2) Avaliar o desempenho de reator tipo UASB compacto construído em fibra de vidro, para atendimento de comunidades com população entre 50 e 500 habitantes, através do uso de unidades modulares.
- 3) Avaliar o desempenho de unidade de reator híbrido do tipo UASB e filtro anaeróbio (com material de enchimento com anéis de eletroduto/conduíte cortado) em série, com as mesmas características e para as mesmas condições descritas anteriormente.
- 4) Realizar um levantamento dos custos de construção, operação e manutenção para os sistemas compostos de unidades de fibra de vidro reator UASB e reator híbrido.

3. Revisão Bibliográfica

3.1. Tratamento de Efluentes

O tratamento de efluentes processa-se através de fenômenos físicos, químicos e biológicos e tem como principal objetivo a remoção ou redução de agentes poluidores que se fossem lançados meio ambiente, sem o devido tratamento, degradariam os ecossistemas existentes.

3.1.1. Tipos de Tratamento

Entre as classificações adotadas atualmente, a mais utilizada é a classificação baseada na eficiência do tratamento (Quadro 3.1), ou seja, no percentual e na natureza do material removido.

Assim, podem-se classificar os tipos de tratamento em:

- Tratamento preliminar;
- Tratamento primário;
- Tratamento secundário;
- Tratamento terciário.

Quadro 3.1 – Classificação dos tipos de tratamento de esgotos segundo sua eficiência

Tipo de tratamento	Remoção	Percentual de remoção	
		DBO	SS
Preliminar	Sólidos grosseiros em suspensão	5 - 10	5 - 20
Primário	Sólidos sedimentáveis em suspensão e DBO em suspensão.	25 - 85	40 - 90
Secundário	DBO em suspensão (não removida pelo tratamento primário) e DBO solúvel.	75 - 97	70 - 95
Terciário	Nutrientes, patogênicos, compostos não biodegradáveis, metais pesados, sólidos inorgânicos dissolvidos, sólidos em suspensão remanescentes.	97 - 100	95 - 100

Adaptado de Dacach (1991) e Chernicharo (1997)

3.1.1.1. Tratamento Preliminar

O tratamento preliminar destina-se à remoção, por ações físicas, dos sólidos grosseiros, como: galhos, garrafas plásticas, etc. Na prática, esse tipo de tratamento visa à remoção do material grosseiro e de parte das partículas maiores em suspensão existente no esgoto. Esses materiais são removidos através de grades e desarenadores, comumente chamados de caixa de areia, que antecedem o tratamento primário.

Também é alvo desse tratamento a remoção de óleos e graxas, através de caixas de gorduras, mas essa unidade só é utilizada se nas águas residuárias

contiver elevados teores de matéria graxa, como por exemplo apresentam os afluentes oriundos de matadouros.

Caixa de Areia

A caixa de areia destina-se a remoção de partículas de areia que, em geral, tenham diâmetro igual ou superior que 0,2 mm e peso específico de 2,65 g/cm³.

As caixas de areia horizontais são dimensionadas para a remoção de todas as partículas discretas com velocidade de sedimentação maiores ou iguais a 2 cm/s. Como existe um fluxo na horizontal, a trajetória da partícula será inclinada, ou seja, a caixa de areia deve ser projetada tal que a sedimentação ocorra numa distância horizontal que será percorrida pela partícula. Um exemplo para diminuir essa distância horizontal pode-se dividir a vazão em duas ou mais calhas, o que diminuirá a velocidade horizontal da partícula.

Segundo McGauhey (1956 apud DI BERNARDO,1998), para tratamento de água a velocidade de escoamento não pode exceder a valores de 20 a 40 vezes a velocidade de sedimentação. Já a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT,1989) a velocidade de escoamento não deve exceder a 18 vezes a velocidade de sedimentação. Em contrapartida, para esgotos a velocidade ideal de escoamento na caixa de areia é em torno de 0,3 m/s. Essa velocidade proporciona uma tensão de araste na superfície e ao mesmo tempo, não permite que a areia depositada no fundo da caixa seja carregada para fora da unidade.

Na prática, essa unidade de pré-tratamento remove outros materiais como, pó de café, fios de cabelo, fibras, sementes, etc, que ficam misturadas com a areia. Essa remoção tem como principal finalidade a prevenção de danos nas unidades da estação de tratamento localizadas a jusante da caixa de areia (WEF, 1992).

As caixas de areia podem ser classificadas em função das seguintes características (JORDÃO e PESSOA, 1995):

- Forma – prismática, cilíndrica;
- Tipo de separação líquido-sólido – por gravidade, ou centrifugação;
- Tipo de remoção – manual, ciclone separador, mecanizada;
- Forma de fundo – plana, inclinada, cônica.

Ao selecionar um processo da remoção do grão, a quantidade e as características do grão e do seu potencial afetar adversamente processos a jusante a caixa de areia são considerações importantes. Outros parâmetros a considerar podem incluir a perda de carga nas unidades, espaço requerido, eficiência da remoção, o índice orgânico e a economia.

Dentre os tipos existentes de caixa de areia , os principais são:

Caixa de areia horizontal tipo canal de velocidade constante – O esgoto desloca-se horizontalmente na caixa de areia com uma velocidade de 0,3 m/s e assim proporciona tensão de araste na superfície e ao mesmo tempo, não permite que a areia depositada no fundo da caixa seja carregada para fora da unidade, fazendo com que haja a sedimentação da areia (Figura 3.1). A limpeza pode ser realizada mecanicamente, através da instalação de uma corrente sem fim, instalada longitudinalmente. Outra forma de limpeza é a manual, onde para isso ser realizado é necessário à construção de um “by pass”, que é a construção de um caminho auxiliar , ou uma outra caixa de areia em paralelo, que serve para desviar o efluente enquanto a caixa de areia é limpa. As principais vantagens desse tipo de caixa de areia são (Environmental Protection Agency, EPA, 2003): Flexibilidade de projeto, simples construção, eficiência de 90% se operada corretamente. Como desvantagens apresentam: Dificuldade de manter a velocidade de 0,3 m/s do esgoto na caixa de areia, grande perda de carga, cerca de 40%, velocidades abaixo de 0,3 m/s geram sedimentação de material orgânico, provocando maus odores.

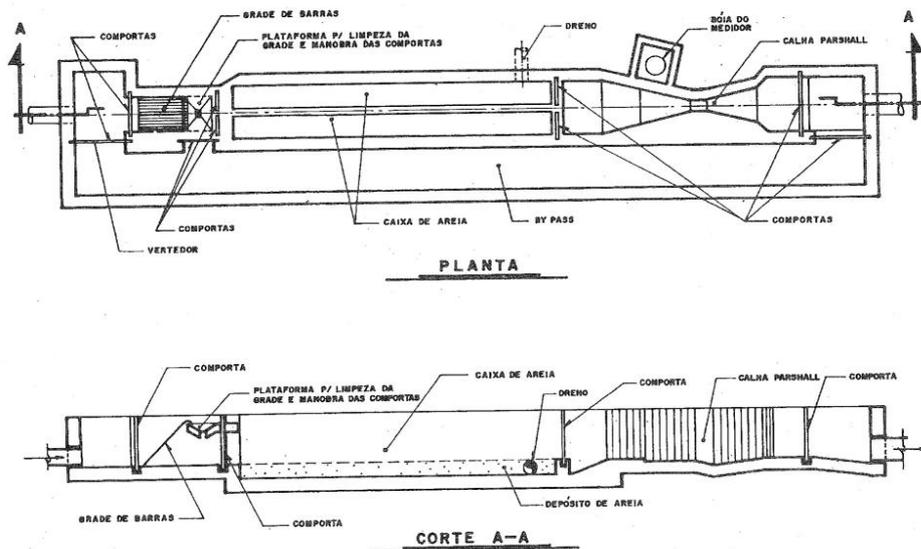


Figura 3.1 – Caixa de areia horizontal tipo canal (fonte: Jordão e Pessoa,1995)

Caixa de areia tipo vórtex – Esse tipo de unidade baseia-se na formação de um vórtex do afluente, a partir da entrada tangencial à parede da caixa de areia, que tem uma forma cônica, do afluente. Sua limpeza pode ser realizada através de um sistema de ar comprimido, bombeamento ou sifão. Nesse tipo de desarenador é comum a existência de braços mecânicos que mantêm um movimento circular, de forma a ajudar o movimento do escoamento e ainda, manter as partículas orgânicas em suspensão. Suas principais vantagens são: requer menores áreas para sua implantação quando comparada às caixas de areias tipo canal; alta eficiência, cerca de 95%; simples operação, as variações de vazão do sistema não afetam sua eficiência.

Em contrapartida, suas desvantagens são (EPA, 2003): alto custo de implantação, requer energia elétrica para o seu funcionamento, dificuldade na modificação dos projetos, requerem escavações profundas para sua implantação, a areia tende a obstruir os compartimentos de depósito, sendo necessárias altas pressões para a sua desobstrução.

Caixa de areia aerada – Seu princípio baseia-se na injeção de ar difuso, de baixo para cima, com a finalidade de promover um fluxo helicoidal, de velocidades padrão com o eixo paralelo ao escoamento do esgoto na câmara de sedimentação. Com a introdução de ar, as partículas orgânicas mais leves não sedimentam e são arrastadas com o efluente, enquanto que as partículas mais pesadas sedimentam no fundo do tanque. Essas unidades são muito influenciadas pela forma, disposição do mecanismo aerador, e o tipo de mecanismo utilizado para a remoção do material retido. As vantagens de sua aplicação são: as variações de vazão do sistema não afetam sua eficiência, necessitam de curtos tempos de detenção hidráulica, 3 minutos, remoção de materiais orgânicos putrescíveis, versatilidade do projeto, possibilidade de adição de produtos químicos para um melhor tratamento, eficiência de 95%.

3.1.1.2. Tratamento Primário

Semelhante ao tratamento preliminar, o tratamento primário utiliza fenômenos físicos para a remoção das partículas em suspensão nos esgotos. Para isso são utilizados decantadores ou flotadores.

Nos decantadores, o esgoto é escoado com baixa velocidade, cerca de 1 cm/s. Como resultado desse escoamento, algumas partículas se depositam no fundo, onde formam lodo, e outras ascendem, criando uma camada comumente chamada de espuma.

Pode-se acelerar a deposição dessas partículas com o auxílio de coagulantes. Estes, através de reações químicas, produzem flocos insolúveis, que por sua vez depositam-se no fundo do decantador. Essa técnica tem um uso bastante restrito além de agregar mais custos ao tratamento.

Os decantadores primários são geralmente utilizados nos sistemas de lodos ativados convencional, com o objetivo de diminuir a carga orgânica afluente e, conseqüentemente, o gasto de energia (aeração) para degradação aeróbia. Por

isso, para processos anaeróbios de tratamento o emprego desta unidade não faz sentido.

Os flotores a ar dissolvido requerem a pressurização prévia dos efluentes ou de parte dele e a dissolução de ar em quantidade proporcional à concentração de sólidos em suspensão nos efluentes. Com a despressurização do líquido no flotor, as micro bolhas de ar formadas, arrastam para a superfície os sólidos em suspensão. Os flotores também removem material coloidal.

Esse tipo de processo é utilizado quando os sólidos a serem removidos possuem densidades muito próximas a da água, que impedem sua remoção por sedimentação simples, ou ainda quando se necessita utilizar ou se dispõe de pouca área.

3.1.1.3. Tratamento Secundário

É a utilização de processos biológicos para o tratamento de esgotos. O tratamento secundário pode ser utilizado no efluente primário, preliminar, ou até mesmo sobre o esgoto bruto, desde que este esteja livre de materiais grosseiros.

As principais unidades de tratamento secundário são:

- Filtros biológicos;
- Lodo ativado;
- Valos de oxidação;
- Lagoas aeradas;
- Lagoas anaeróbias;
- reatores anaeróbios.

3.1.1.4. Tratamento Terciário

No tratamento terciário o principal objetivo é a remoção de nutrientes e patógenos que não foram removidos pelo tratamento secundário.

Esse tipo de tratamento é, geralmente, projetado para promover a remoção de nutrientes e microrganismos patogênicos. A remoção de nitrogênio e fósforo presentes no efluente secundário, se faz necessário para prevenir a proliferação exagerada de algas, que fazem com que ocorra o processo de eutrofização do corpo d'água. Já a remoção de patógenos está mais relacionada com destino final do efluente tratado.

3.1.2. Tratamento Biológico de Efluentes

Os objetivos do tratamento biológico de efluentes remover os sólidos coloidais não sedimentáveis e estabilizar a matéria orgânica. No caso do esgoto doméstico, o maior objetivo é reduzir a quantidade de matéria orgânica presente e, em muitos casos, de nutrientes como nitrogênio e fósforo.

O tratamento biológico pode, ainda, ser utilizado com os seguintes objetivos: remover nutrientes da água residuária de processos agrícolas; remover compostos orgânicos que podem ser tóxicos; e reduzir a concentração de compostos orgânicos e inorgânicos em águas residuárias industriais. Neste caso, o pré-tratamento pode ser necessário porque muitos destes compostos são tóxicos aos microrganismos.

Para que estas atividades sejam realizadas adequadamente, pode-se destacar duas condições: a oferta de nutrientes presentes nos efluentes e a natureza metabólica dos microrganismos baseada na oferta de oxigênio.

Dentre os nutrientes orgânicos necessários para o metabolismo celular os principais são: carbono e nutrientes inorgânicos, como nitrogênio, fósforo e enxofre.

Dentre os microrganismos responsáveis pelo tratamento biológico de efluentes os mais importantes são (METCALF & EDDY, 1991):

- **Bactérias** – organismos unicelulares, procariontes, geralmente se reproduzem através de partição binária, embora haja espécies que se reproduzem de forma sexuada ou por germinação. Seu comprimento varia de 0,5 μm até 15 μm e sua largura de 0,5 μm a 5 μm , sua forma pode ser esférica cilíndrica ou helicoidal.

Apresentam composição bastante simples, em seu interior (citoplasma) há uma suspensão coloidal de proteínas, carboidratos e outros compostos orgânicos complexos, além do ácido ribonucléico (RNA), que é responsável pela síntese de proteínas. Para que estas possam sobreviver, o potencial hidrogeniônico (pH) deve estar entre 6,5 e 7,5. De acordo com a faixa de temperatura, as bactérias podem ser classificadas em psicrófila (10 a 30 °C), mesófila (20 a 50 °C) e termófila (35 a 75 °C).

- **Fungos** – são organismos multicelulares, não fotossintetizantes, protistas heterotróficos. Podem se reproduzir de forma sexuada ou assexuada, por fissão ou formação de esporos. A grande maioria dos fungos é aeróbia, entretanto, são comumente encontrados no processo de digestão anaeróbia. Os fungos podem viver em condições onde pH pode variar entre 2 a 9 e também em ambientes onde a oferta de nitrogênio é pouca. A habilidade de degradar a celulose faz dos fungos um organismo importante para o tratamento de efluentes industriais.

- **Protozoários e rotíferos** – Os protozoários são seres unicelulares, móveis e em sua maioria são aeróbios heterotróficos. Os protozoários podem se alimentar de bactérias para obtenção de energia. Eles agem como um polimento biológico no tratamento de efluentes.

Os rotíferos têm as mesmas características dos protozoários, sendo que esses são multicelulares e além de poderem consumir bactérias, podem consumir pequenas partículas de matéria orgânica.

- **Algas** - São protistas unicelulares ou multicelulares, autótrofos, fotossintetizantes. São importantes por duas razões: produzem oxigênio a partir de fotossíntese e removem nutrientes como nitrogênio e fósforo.

3.1.3. Tratamento Anaeróbio de Efluentes

Segundo Campos (1999), o processo de digestão anaeróbia pode ser entendido como um processo biológico no qual um consórcio de diferentes microrganismos, na ausência de oxigênio e nitrato molecular, promove a

transformação de compostos orgânicos complexos, como proteínas e carboidratos, em produtos mais simples como metano e gás carbônico.

Esse processo é conhecido pelos engenheiros desde o final do século XIX e nas últimas décadas cresceu de forma espantosa. Este fato é devido principalmente pelo seu balanço energético, mais favorável do que os processos aeróbios. Dentre suas principais vantagens, pode-se citar (CAMPOS, 1999):

- Menor produção de lodo de excesso e, conseqüentemente considerável economia no manejo e destinação final dos resíduos produzidos pelo sistema;
- Baixo consumo de energia;
- Baixa demanda de área;
- Baixo custo de implantação;
- Produção de biogás e possibilidade de sua utilização;
- Possibilidade de funcionar bem, mesmo após longos períodos de interrupção;

Como desvantagem podem-se citar (CAMPOS, 1999):

- Longo período de partida do sistema se não há disponibilidade de inóculo adequado;
- Sensibilidade do processo a mudanças das condições ambientais;
- Possível emissão de odores ofensivos

O esquema (Figura 3.4) da digestão anaeróbica pode ser resumida em três importantes estágios (CHERNICHARO, 1997):

1. Compostos orgânicos complexos, celulose e proteínas são quebrados pela ação de enzimas, transformando-os em compostos solúveis, ácidos graxos e álcoois (hidrólise);

2. Microrganismos convertem os produtos do primeiro estágio em ácidos orgânicos (ácido acético, propiônico), hidrogênio e dióxido de carbono (acidogênese e acetogênese);
3. Bactérias acetotróficas convertem acetatos em metano, enquanto que as bactérias hidrogenotróficas, por sua vez, convertem o hidrogênio também para metano (metanogênese).

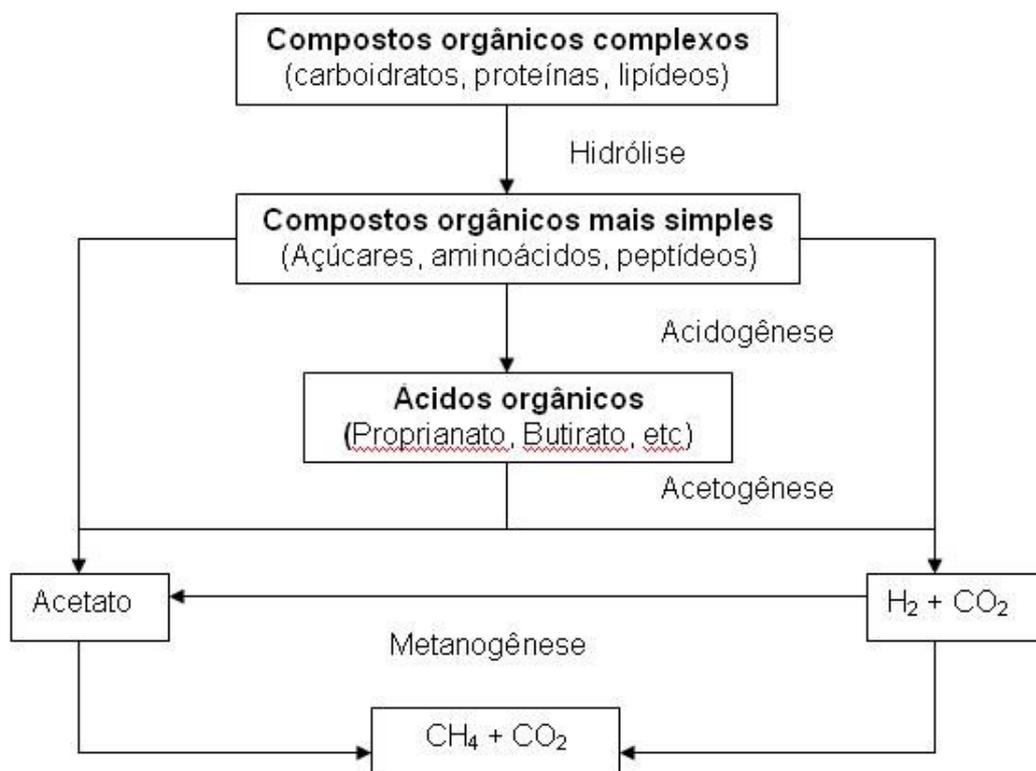


Figura 3.2 - Seqüência da digestão anaeróbica

3.2.1. Microbiologia da digestão anaeróbia

Pode-se dividir a digestão anaeróbia em 4 fases distintas:

- **Hidrólise** – O grupo de bactéria responsável por este primeiro estágio da digestão anaeróbia, são as bactérias fermentativas hidrolíticas que liberam certas enzimas capazes de hidrolisar os compostos orgânicos complexos, como os carboidratos, por exemplo, transformando-os em compostos de cadeia

carbônica menores, tais como os aminoácidos. Esses compostos são transportados para o interior das células, onde por fermentação, são transformados em uma variedade de ácidos, como butirato, propionato, etc. Essa fase é considerada por muitos autores como fator limitante na digestão anaeróbia, pois é a fase mais lenta e muitos fatores podem afetar a taxa e o grau de hidrólise do substrato.

- **Acidogênese** – Os produtos hidrolisados são transportados para o interior da célula das bactérias fermentativas acidogênicas, onde são metabolizados e transformados em produtos mais simples e posteriormente excretados. Nos compostos produzidos estão inclusos, os ácidos graxos voláteis (AGV), álcoois, ácido láctico, gás carbônico, hidrogênio e amônia. Dentre estes os principais produtos são os AGV's.

- **Acetogênese** – É uma etapa oxidativa, onde os produtos gerados pela acidogênese são transformados em acetato, substrato mais apropriado para a metanogênese. Durante a acetogênese, uma grande quantidade de hidrogênio é liberada, o que faz o pH do meio diminuir, e a pressão de hidrogênio aumentar. Essa pressão é muito importante, pois a conversão dos ácidos orgânicos a acetato está fortemente ligada a ela. Para valores acima de 10^{-3} e abaixo de 10^{-6} atm na pressão parcial de hidrogênio faz com que o processo de acetogênese seja inibido.

Metanogênese – Etapa final da digestão anaeróbia, onde a conversão de compostos orgânicos a metano é realizada pelas bactérias metanogênicas.

Um outro processo que pode ocorrer ou não na digestão anaeróbia é a sulfetogênese. Essa etapa consiste na produção de sulfetos a partir de compostos a base de enxofre que são utilizados como aceptores de elétrons durante a oxidação dos compostos orgânicos. Essa fase na digestão anaeróbia existe somente quando há sulfatos no afluente a ser tratado.

É sabido que a metanogênese é inibida quando a concentração de sulfato aumenta. Segundo Novaes (1986), esta inibição pode ser causada por

dois motivos: a existência de uma competição entre as bactérias metanogênicas e sulfetogênicas pelo mesmo substrato, o doador de elétrons H_2 , e inibição por conta da produção de sulfito que em grandes concentrações, por parte das sulfetogênicas, é tóxica às metanogênicas.

3.3. Reatores UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*)

Desenvolvidos pela equipe do Doutor Lettinga na década de 70 na Universidade de Wageningen - Holanda, e originalmente com a finalidade de tratar efluentes industriais de alta concentração, vêm sendo aplicados no tratamento de esgotos sanitários com grande sucesso. Os reatores UASB representaram um grande avanço na aplicação da tecnologia anaeróbia para o tratamento de águas residuárias, independente da natureza ou concentração.

Em termos construtivos, o reator UASB é basicamente um tanque, no qual pode apresentar formas cilíndrica, cônica, prismática, entre outras, no qual os esgotos são introduzidos na parte inferior e saem pela parte superior, estabelecendo assim um fluxo ascendente. Em relação aos materiais, podem ser construídos em concreto, alvenaria, fibra de vidro, entre outros.

Pode-se dizer que o reator UASB realiza ao mesmo tempo as funções de decantador primário, pois remove os sólidos suspensos, de reator biológico porque promove a reação entre o esgoto e o lodo ativo, de decantador secundário, pois há retenção da biomassa formada, e para finalizar pode-se considerá-lo como um digestor de lodo, porque o excesso de biomassa quando retirado apresenta-se bem estabilizada.

Devido às condições hidráulicas impostas, a velocidade de fluxo em seu interior é baixa, geralmente entre 0,5 e 1 m/h, e os sólidos suspensos são retidos, em grande parte, na parte inferior do reator. Os microrganismos formam compostos em forma de grânulos ou flocos, que têm boa capacidade de sedimentação, formando assim uma camada espessa de lodo que age como meio filtrante, o que aumenta a retenção de sólidos.

Em regiões de clima quente, favorável à digestão anaeróbia, a remoção de DQO proporcionada por esse tipo de reator é, em média, de 75% (CHERNICHARO E MACHADO, 1998). Esse elevado percentual de remoção de matéria orgânica não é devido a uma alta taxa específica de atividade bacteriológica (por unidade de biomassa), e sim devido à quantidade de biomassa.

A taxa específica de atividade metanogênica máxima do lodo em um reator UASB tratando esgoto doméstico é cerca de 0,25 gDQO/gSSV.d, enquanto que em um reator aeróbio essa mesma taxa pode assumir valores superiores a 1 gDQO/gSSV.d. Em contrapartida tem-se concentrações superiores a 15 gSSV/L nos lodos provenientes de reatores UASB, enquanto que nos sistemas de lodo ativados esse valor é cerca de 4 gSSV/L (HAANDEL e LETTINGA, 1994). Assim, a alta eficiência desse reator no tratamento de esgoto é devido a sua capacidade de retenção de grandes quantidades de lodo.

No Brasil, sua utilização deu-se somente no início da década de 80, principalmente no Paraná (ANDRADE NETO, 1997). Atualmente a tecnologia vem se tornando bem popular pelo território nacional, tendo várias empresas que o comercializam.

Apesar de muito eficiente no tratamento de águas residuárias o reator UASB, geralmente, precisa de um pós-tratamento, para se adequar aos padrões exigidos pelas legislações ambientais, principalmente no tocante a remoção de patógenos.

3.4. Filtro Anaeróbio

Datam-se da década de 50 os primeiros trabalhos envolvendo filtros anaeróbios, desde então, têm tido uma crescente utilização, o que representa hoje uma tecnologia avançada tanto o tratamento de efluentes domésticos quanto industriais (CHERNICHARO, 1997).

Os filtros anaeróbios são reatores biológicos preenchidos com um meio suporte, geralmente composto por brita, que forma um leito fixo que propicia a

fixação e o desenvolvimento de microrganismos, criando, assim, o que é conhecido como biofilme. Nesse tipo de reator o meio suporte é fixo e encontra-se completamente submerso, podendo o fluxo do escoamento em seu interior ser ascendente ou descendente (ANDRADE NETO, 1997).

Uma das principais diferenças entre os filtros ascendentes e descendentes está na fixação dos microrganismos. Nos filtros de fluxo descendente os sólidos biológicos encontram-se retidos principalmente na forma de biofilme, fazendo com que a remoção da matéria orgânica seja praticamente constante ao longo da sua altura. Em contrapartida, nos filtros ascendentes, grande parte dos sólidos biológicos encontra-se em suspensão nos interstícios do meio suporte, em forma de grânulos e flocos.

Campos (1999) destaca, ainda, que os filtros anaeróbios englobam as vantagens dos reatores anaeróbios com fluxo através do lodo ativo como baixa produção de lodo, baixo consumo de energia; e também apresentam as seguintes características específicas: boa resistência às variações de vazão, baixa perda de sólidos, simples operação, não necessita de inóculo em sua partida, não há necessidade de recirculação de efluente ou lodo, propiciam enorme liberdade de projeto em termos de configurações e dimensões.

Os filtros anaeróbios podem ser aplicados para o tratamento de esgotos tanto diluídos quanto para concentrados, mas são mais indicados para efluentes mais solúveis por causa do risco de entupimento do meio suporte com altas concentrações de sólidos suspensos. Por causa desta característica, são mais indicados para pós-tratamento, o que proporciona ao sistema uma elevada segurança operacional e maior estabilidade do efluente (ANDRADE NETO, 2004).

Em geral o efluente desse tipo de reator é bastante clarificado e rico em sais minerais, o que é bom para a disposição no solo, por infiltração ou até mesmo para irrigação de culturas vegetal.

3.5. Reatores Híbridos

Reatores híbridos, como o nome já diz, é a junção de duas ou mais unidades distintas de tratamento. Essa combinação pode ser somente entre unidades aeróbias, anaeróbias e ainda, mesclando os dois processos.

Alguns dos reatores híbridos mais utilizados para o tratamento de efluentes, são os que seguem.

- **Fossa Séptica + Reator UASB + Filtro aeróbio descendente**

Sistema de tratamento que está sendo desenvolvido pela Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). Esta unidade tem como objetivo atender residências e tentar substituir o sistema de fossas sépticas, grandemente utilizados atualmente (CHERNICHARO, 2001).

Nessa unidade o grande problema a ser resolvido é o abastecimento intermitente do efluente. A configuração é bastante simples, tem uma forma cilíndrica, onde metade desse cilindro é ocupada pela fossa séptica, um quarto pelo reator UASB e um quarto pelo filtro aeróbio. O esgoto entra pela parte superior da fossa séptica, depois entra no reator UASB e logo após faz um fluxo descendente pelo filtro aeróbio.

O lodo produzido pelo compartimento aeróbio é recolocado no sistema no compartimento do reator UASB para uma melhor estabilização. Já o lodo proveniente do UASB é retirado e colocado em leitos de secagem.

- **Reator UASB + Biofiltro aerado submerso**

Este reator idealizado pela equipe da Universidade Federal do Espírito Santo (UFES) e na configuração proposta substitui a câmara de decantação por um reator UASB. Este reator é constituído por dois cilíndricos concêntricos, onde no cilindro interno está localizado o reator Biofiltro e no externo o Reator UASB (Figura 3.5).

O efluente proveniente do UASB passa para o biofiltro através de tubulações que ligam à parte superior do deste com a inferior do biofiltro.

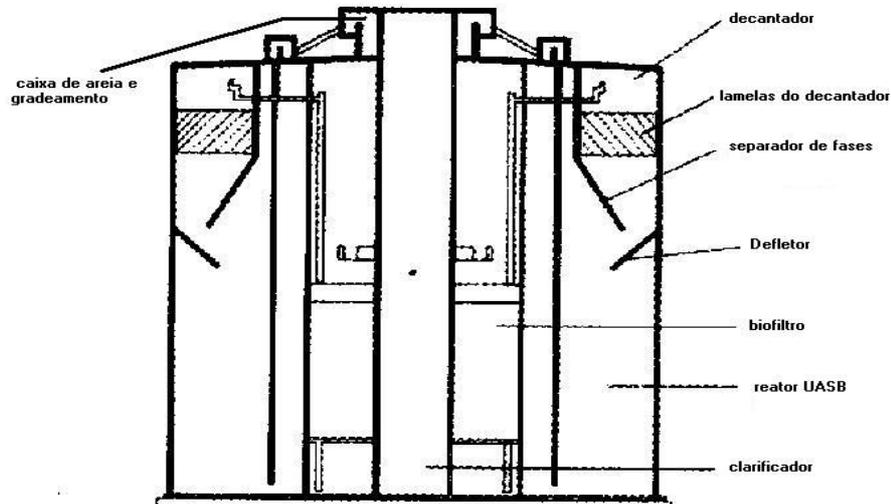


Figura 3.3 - Esquema UASB+Biofiltro (fonte: Gonçalves et al, 2001)

- **Reator de fluxo ascendente e descendente**

Reator inicialmente utilizado para o tratamento de efluentes provenientes de indústrias de laticínios, sua configuração é composta de uma câmara de pré-acidificação com fluxo descendente localizada no primeiro terço superior, os outros dois terços é ocupado por um filtro anaeróbio, com meio suporte composto de canos de poliuretano, também de fluxo descendente (Figura 3.6).

Após o filtro descendente o efluente é encaminhado para a parte ascendente do reator que é constituída por outro filtro anaeróbio, similar ao encontrado anteriormente. O efluente tratado sai pela parte superior do reator.

Apesar de apresentar um problema na formação de grânulos, o que compromete os microrganismos existentes no reator, a eficiência de remoção da demanda química de oxigênio (DQO) é de 98% (MALASPINA, 1996).

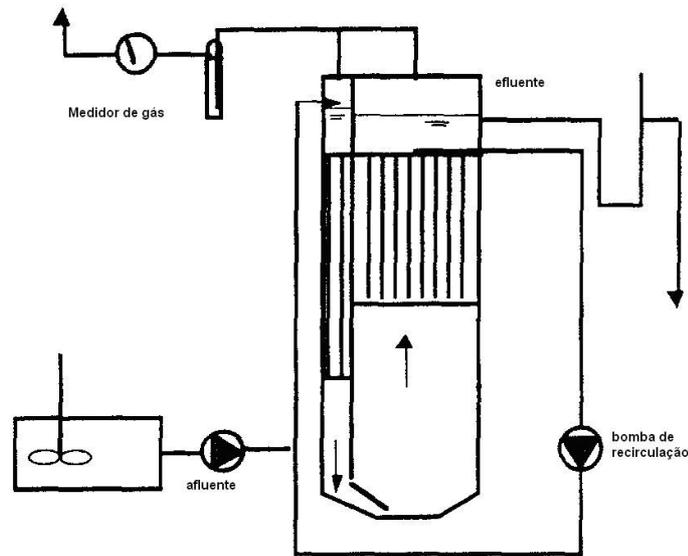


Figura 3.4 - Desenho do filtro anaeróbico ascendente e descendente (Fonte: Malaspina, 1996)

- **Filtro anaeróbico + Tanque de aeração**

Essa configuração de reator foi desenvolvida inicialmente para a remoção de compostos como tricloroetilenos (TCE), substâncias muito tóxicas ao meio ambiente. Esse reator tem um fluxo descendente, onde na parte superior se localiza o filtro anaeróbico e na inferior o tanque de aeração (Figura 3.7).

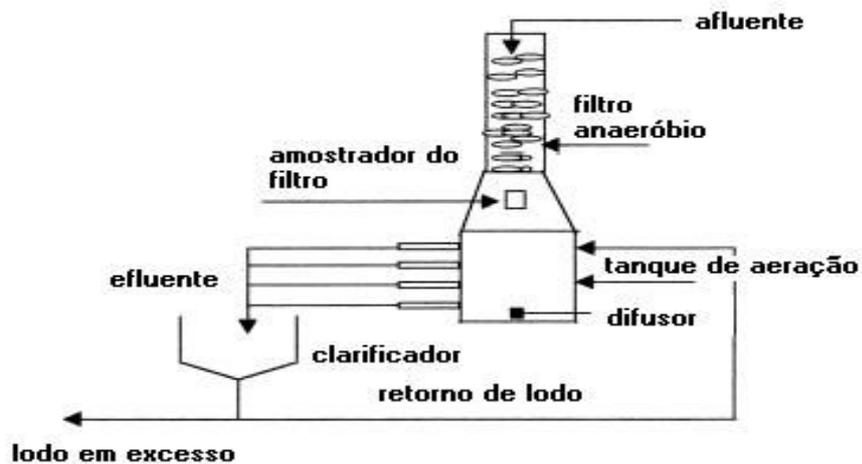


Figura 3.5 - Desenho do filtro anaeróbico+tanque de aeração (Fonte: Misra e Gupta, 2001)

Foram utilizados diversos valores de tempos de detenção hidráulica (TDH) até se estabelecer 28 horas como o tempo ótimo, 18 horas no filtro anaeróbio e 10 horas no tanque de aeração. Com esse tempo, um pH variando entre 7,4 e 8,5 e sendo alimentado por um afluente sintético, a configuração obteve ótimos resultados, onde a eficiência na remoção da DQO variou entre 97% e 98%, e a taxa de remoção TCE, principal alvo desses estudos, foi de 81,52% (MISRA e GUPTA, 2001).

- **Tanque aerado com crescimento de biomassa aderida e suspensa**

Segundo Gebara (1998) esse sistema consiste na aplicação de uma tela plástica vertical em um tanque de aeração, fazendo com que coexistam biomassa com crescimento fixo (biofilme) na tela e suspensa (Figura 3.8), resultando assim com que mais biomassa se fixe na parte interior do reator.

Foi utilizado um esgoto sintético para os experimentos e nestes observou-se uma maior eficiência na remoção, atingindo um aumento de até 25% em relação ao tanque aerado convencional, da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e uma melhor sedimentabilidade da biomassa.

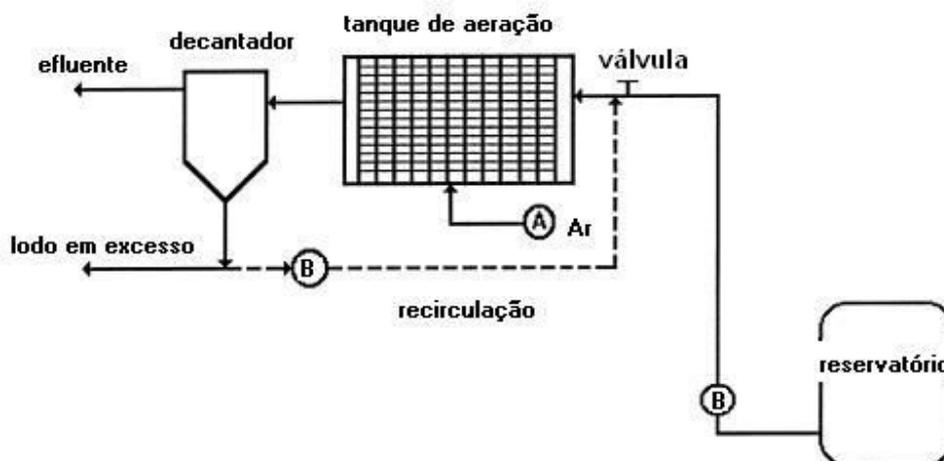


Figura 3.8 - Desenho do sistema aerado híbrido (Fonte: Gebara, 1998)

- **Tipo UASB+Filtro Anaeróbio**

O primeiro tipo de configuração foi originalmente desenvolvida por Maxham e Wakamiya, em 1981, consiste num reator UASB na parte inferior e um filtro anaeróbio na parte superior (figura 3.9).

Teoricamente, em relação aos reatores UASB, esse tipo de configuração é capaz de gerar um efluente de melhor qualidade, cerca de 10 a 20% em relação à DQO, pois o filtro anaeróbio exerce uma função polidora para os efluentes gerados pelo UASB e ainda gera no sistema uma maior estabilidade para o processo.

Para esse tipo de configuração vários experimentos foram realizados e dependendo das condições ambientais e da complexidade dos esgotos a serem tratados, estes podem ou não apresentar uma melhor eficiência para o tratamento. Por exemplo, para baixas temperaturas não é vantagem tratar os esgotos domésticos, pois sua eficiência é de 35% (Elmitwalli et al., 2001).

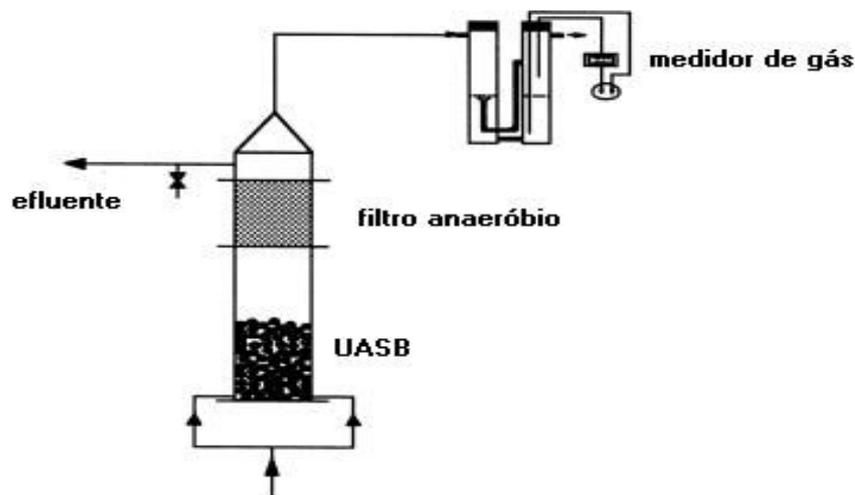


Figura 3.7 - Layout do reator híbrido UASB+Filtro anaeróbio (Fonte: Mosquera-Corral, 2002)

Para o enchimento do meio suporte utilizado pelo filtro anaeróbio foram estudados vários tipos de materiais, cordas (LO, LIAO, GAO, 1994), escória de alto forno (STANFORD, 2002), anéis corrugados em PVC (Mosqueira-Coral et al, 1992) entre outros.

Dentre os estudos mais relevantes podemos destacar as pesquisas realizadas por Mosqueira-Coral et al (2002), que estudaram o tratamento de efluentes de uma indústria de processamento de peixe, e por Fernández et al (2001) estudaram o tratamento de efluentes de uma indústria de fibra de madeira. Nesses trabalhos, verificou-se a viabilidade desse tipo de reator híbrido para o tratamento de efluentes com altas concentrações orgânicas, DQO acima de 3000 mg/L e de grande complexidade.

Para os esgotos domésticos, considerados complexos e com baixa concentração orgânica, DQO menor que 1000 mg/L, Chernicharo e Machado (1998) apresentaram estudos com reatores híbridos, em escala piloto, utilizando escória de alto forno como meio suporte para o filtro anaeróbio e encontraram valores muito bons para remoção de DQO e sólidos suspensos, em torno de 80%. Estes valores também foram encontrados por Stanford (2002), em Recife, utilizando o mesmo tipo de meio suporte, com a diferença que o experimento foi realizado numa escala para o atendimento a comunidades de até 500 habitantes. Nesses estudos comprovou-se, também, a viabilidade dessa configuração para o tratamento do esgoto doméstico.

Em contrapartida, Fernández et al (2001), estudaram o tratamento, a uma temperatura de 37° C e uma carga orgânica de 6.5-8.5 kg DQO/m³.d, de um efluente industrial, proveniente de uma fábrica de pranchas de fibra, e o reator obteve uma eficiência de remoção de DQO na faixa de 92%. Outro benefício observado foi que após 15 dias houve uma melhora na retenção da biomassa.

Na segunda configuração, o reator UASB se estende por toda a altura enquanto que o filtro ocupa vários compartimentos, geralmente feitos com canos de PVC preenchidos, nas paredes em toda sua extensão (figura 3.10), esse tipo de configuração conserva o separador de fases do reator UASB (LO, LIAO, GAO, 1994).

Com essa configuração, com um afluente proveniente de um chiqueiro e com o meio suporte do filtro anaeróbio formado por cordas, obteve-se um aumento na produção de biogás e houve também um decréscimo nas concentrações de

ácidos graxos no efluente, apesar da baixa taxa de remoção de DQO, em torno de 57% (LO, LIAO, GAO, 1994).

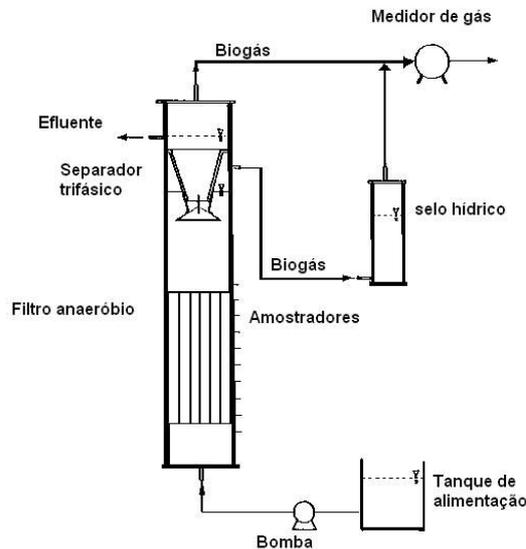


Figura 3.8 - Desenho da combinação UASB+Filtro anaeróbio (Fonte: Lo, Liao, Gao, 1994)

3.7. Custos

Uma das etapas mais importantes quando se vai implantar um sistema de tratamento de esgoto é a avaliação dos custos. Andrade Neto (1997) destaca que os custos não dependem apenas do processo de tratamento escolhido, mas também da competência que se elabora um projeto, executa-se a obra e realiza-se a operação. Assim, devem ser observadas as vantagens e desvantagens da aplicação do modelo de sistema a ser implantado, o que não é uma tarefa fácil.

Segundo Campos (1999), não há um sistema que possa ser indicado como a melhor solução para qualquer situação, mas pode-se obter a maior relação custo/benefício quando se escolhe criteriosamente um sistema que supre as necessidades locais.

Até bem pouco tempo atrás, era comum a adoção de sistemas aerados para o tratamento de qualquer tipo de águas residuárias, independente das

condições locais. Este tratamento que envolve grandes custos de execução e operação, principalmente pelo elevado consumo de energia.

Por outro lado, os sistemas anaeróbios tem tido grande difusão no seu uso ultimamente, principalmente em regiões de clima quente que favorecem a eficiência de remoção de matéria orgânica. Mesmo assim, não se consegue um desempenho melhor que os aeróbios convencionais. Os sistemas anaeróbios apresentam a vantagem de não necessitarem de equipamentos eletromecânicos, o que barateia em muito os custos de operação.

Realizando uma avaliação puramente financeira, os sistemas aeróbios convencionais custam em média por habitante U\$ 35 a 88, em contrapartida, os sistemas anaeróbios custam na faixa de U\$ 15 a 29 (Campos, 1999), sem um pós-tratamento. Se o sistema anaeróbio for implantado um pós-tratamento, lagoa de polimento por exemplo, esse custo sobe para em média U\$ 38 a 44 (Pinho, 2004).

Ainda há a possibilidade da associação dos dois sistemas. Guimarães (2004), utilizando um reator UASB seguido de um reator em batelada seqüencial conseguiu obter resultados equivalentes aos sistemas aeróbios convencionais, sendo que os custos obtidos nesse sistema foram reduzidos à metade. Nesse sistema ainda, há ainda a possibilidade da utilização do metano, produzido na etapa anaeróbia como energia para o processo aeróbio, tornando-o, assim, auto-sustentável em termos de energia elétrica.

4. Materiais e métodos

4.1. Caixa de areia

A caixa de areia vertical foi desenvolvida em projetos anteriores do grupo de saneamento ambiental e foi baseada nos dados de velocidade média de sedimentação de areia com diâmetros entre 0,2 a 0,4 mm, e de densidade igual $2,65 \text{ g/cm}^3$, encontrados na literatura (METCALF & EDDY, 1991; DACACH, 1991; JORDÃO e PESSOA, 1995). Para tais condições, a velocidade de sedimentação da areia é em média cerca de 2 a 3,5 cm/s.

Essa caixa de areia foi utilizada como unidade de pré-tratamento de dois reatores pilotos anaeróbios, cada um com volume e tempo de detenção hidráulico (TDH) de $4,9 \text{ m}^3$ e 10 horas, respectivamente.

A partir do TDH, dimensionou-se o diâmetro das tubulações verticais da caixa de areia, tal que a vazão imposta pelo projeto dos reatores não proporcionasse uma velocidade maior do que a velocidade de sedimentação da areia. Basicamente a caixa de areia vertical é composta de duas partes interligadas: uma superior, com diâmetro interno de 40 mm (Figura 4.1), que recebe o afluente, e cuja velocidade ascensional não deve ser superior a 3 cm/s.

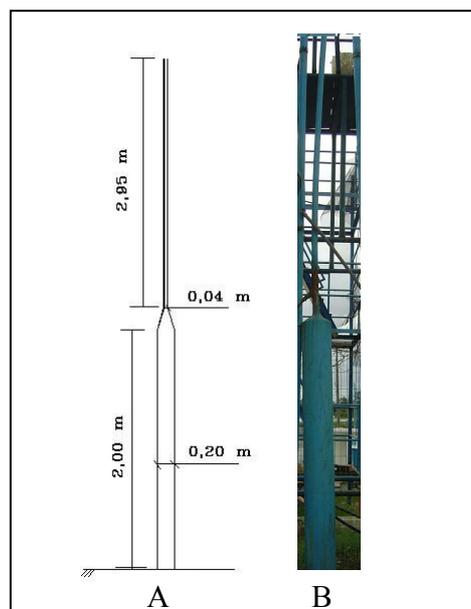


Figura 4.1 - Esquema (A) e caixa de areia real (B)

A segunda parte é constituída por uma tubulação, de diâmetro interno de 200 mm, cuja função é armazenar a areia que sedimenta na parte superior. Nesse compartimento foi instalado um registro de 200 mm, que serve para esvaziar a caixa de areia (Figura 4.2).



Figura 4.2 – Registro para remoção da areia

Toda pesquisa foi realizada na ETE da Mangueira, que recebe as águas residuárias de origem doméstica de bairros de classe baixa da Região Metropolitana de Recife – PE

O trabalho na caixa de areia se estendeu pelos 119 dias iniciais, tendo estado parado por 19 dias por motivos operacionais. Logo, o monitoramento foi realizado durante o período efetivo de 110 dias, onde as coletas de amostra para análise eram realizadas uma vez por semana.

Antes de serem realizadas as coletas, verificava-se a vazão do sistema e com isso, conseqüentemente, a velocidade ascensional dentro da caixa de areia. Para a aferição da vazão eram utilizados um béquer de 1 litro e 1 cronômetro, onde era cronometrado o tempo necessário para encher o béquer e a partir daí calcular a vazão. Esse procedimento foi realizado sempre na saída dos reatores e a vazão total do sistema foi dada pela soma das vazões de cada um.

Para as coletas foram escolhidos dois pontos:

- 1) Antes da caixa de areia – para tal propósito foi construído um sistema de abertura e fechamento de registros onde, para a coleta, o fluxo hidráulico era totalmente desviado para uma tubulação de coleta (Figura 4.3), onde eram retirados dois litros de amostra;



Figura 4.4 – Sistema de registros para coleta antes da caixa de areia

- 2) Depois da caixa de areia – ponto situado na parte superior da caixa de areia (Figura 4.5), servia também como caixa divisora de vazão, também eram coletados dois litros de amostra.

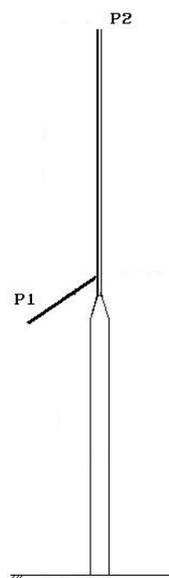


Figura 4.5 – Pontos de coleta na caixa de areia

O afluente era coletado diretamente do poço úmido que tinha uma diferença de cotas de 10 metros, 5 do poço até a bomba e 5 da bomba para o ponto de coleta 2. A bomba utilizada para tal recalque foi do tipo centrífuga auto-aspirante de potencia de 1 1/2 CV (cavalo vapor). A vazão que era imposta na tubulação de caixa de areia foi igual a 0,96 m/h.

Depois de coletadas, as amostras eram levadas ao laboratório de saneamento Ambiental da UFPE onde eram realizadas as determinações de sólidos totais e sólidos suspensos, pelo método gravimétrico (AWWA/APHA/WEF, 1998).

4.2. Monitoramento dos reatores

4.2.1. Reatores

Os dois reatores piloto foram situados junto à ETE Mangueira, que recebe os esgotos domésticos provenientes dos bairros de Mangueira, San Martin e Mustardinha (Recife, PE). Ambos os reatores (Figura 5.1) foram construídos em fibra de vidro com as seguintes características:

- Volume igual a 4.9 m³;
- Altura útil de 5 m;
- Tempo de detenção hidráulica mínimo de 6 horas;
- Vazão máxima utilizada igual a 0,79 m³/h para cada reator;
- Capacidade: 50- 400 habitantes.

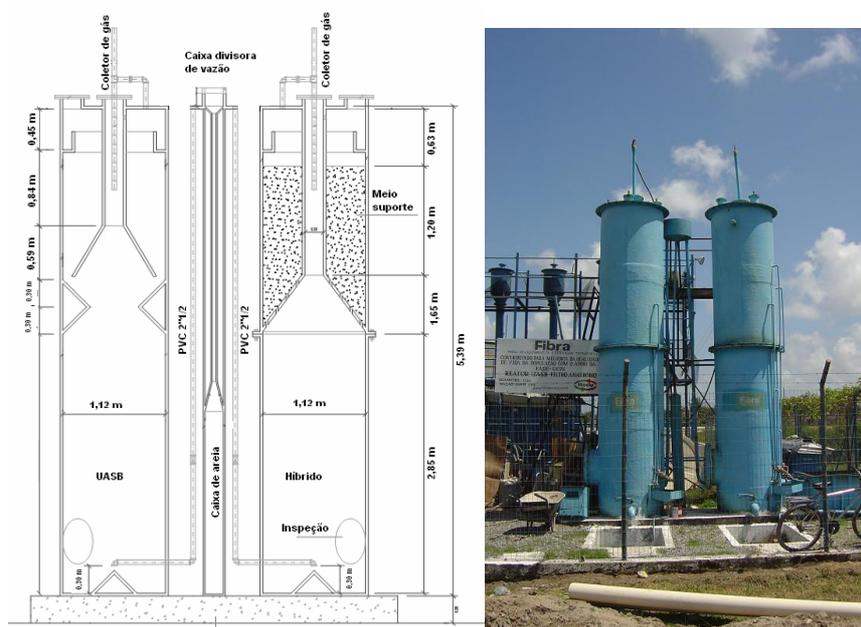


Figura 4.6 –Esquema dos reatores (A), Reatores piloto UASB (esq.) e híbrido (dir.) (B)

No reator híbrido, o separador trifásico, elemento que compõe a parte superior do UASB, foi substituído por um filtro anaeróbico com volume útil de 1,2 m³, com meio suporte composto de anéis de conduíte cortados em cilindros equiláteros de 25 mm de diâmetro (Figura 5.2b), com índice de vazios de 90% e superfície específica de aproximadamente 51 cm²/cm³.

Este tipo de enchimento foi utilizado por Andrade Neto (2004) em filtros anaeróbios e apresentou bons resultados, efluente com 15 mg/L e 100 mg/L de sólidos suspensos voláteis (SSV) e de DQO, respectivamente. Houve diminuição os gastos com fundação, pois o meio suporte constituído de conduíte era bem mais leve do que os utilizados comumente, composto por brita n°4.

É importante salientar que para 1 metro cúbico de meio suporte composto de anéis de conduítes cortados foram utilizados cerca de 1000 metros lineares de conduítes.



Figura 4.7 – Conduítes inteiros (A), anéis cortados (B).

4.2.2. Partida dos reatores e inóculo

Antes de dar início à pesquisa, foram realizados testes hidráulicos para verificar e corrigir possíveis vazamentos nos reatores. Para isso, os reatores foram inicialmente totalmente preenchidos com água, permanecendo assim por uma semana. Com os volumes totalmente preenchidos, começou-se a alimentar os reatores com água durante dois dias para comprovação da estanqueidade do sistema como um todo.

O volume de lodo de inóculo, no reator UASB foi de 1,6 m³, o que representava 1/3 de seu volume útil; para o reator híbrido adicionou-se 1,2 m³ de lodo, que representava também 1/3 do volume da útil da parte UASB do reator. O lodo de inóculo foi proveniente da célula 1 do reator UASB da ETE Mangueira e tinham a concentração de sólidos suspensos voláteis igual a 2,2 g/L.

Após a coleta do lodo recém descarregado nos leitos de secagem, estes foram depositados (Figura 5.3b) nos reatores pilotos com o auxílio de um caminhão “limpa-fossas” .



Figura 4.8- Coleta do lodo recém descarregados do reator UASB em leito de secagem (A) e transferência (B) para os reatores piloto

4.2.3. Monitoramento

Durante o período compreendido entre junho de 2004 a fevereiro de 2005 foram monitorados os reatores, perfazendo um total de 267 dias de experimento. Os parâmetros monitorados estão inseridos no Quadro 5.1, e os pontos de amostragem foram:

1. Caixa divisora de vazão (alimentação do sistema);
2. Saída do reator UASB;
3. Saída do reator híbrido.

Quadro 4.1 – Parâmetros analisados

Parâmetro	Periodicidade	Método
pH	Diário	pHmetro
Temperatura (°C)	Diário	Potenciométrico
Alcalinidade (mg CaCO ₃ /L)	3/semana	Potenciométrico
DQO total (mg/L)	3/semana	Titulométrica
DQO filtrada	3/ semana	Titulométrica
DQO solúvel (mg/L)	3/semana	Titulométrica
DQO coloidal (mg/L)	3/semana***	Titulométrica
DQO particulada (mg/L)	3/semana***	Titulométrica
DBO total (mg/L)	Semanalmente	Respirométrico
DBO filtrada (mg/L)	Semanalmente	Respirométrico
Fósforo (mg P-PO ₄ ⁻² /L)	Mensal* Quinzenalmente**	Vanadato-Molibdato
Sulfatos (mg S-SO ₄ ⁻² /L)	Mensal* Quinzenalmente**	Colorimétrico
Nitrogênio total (mgN/L)	Mensal* Quinzenalmente**	Nitrogênio Total Kjeldhal
Nitrogênio amoniacal (mgN/L)	Mensal* Quinzenalmente**	Destilação e Titulação
AGV (mg HAc/L)	3/semana	Titulométrica
Série de sólidos (mg/L)	1 por semana * 2 por semana **	Gravimétrico
Coliformes (NMP/100mL)	Mensal	Tubos múltiplos
Ovos de Helmintos (NMP/100mL)	Quinzenalmente * 1 por semana **	Bailenger modificado
Vazão (L/h)	Diário	Medição direta
Biogás (mL)	Diário	Medição direta

* primeiros 120 dias; ** no período restante do experimento; ***realizado somente depois de 120 dias de experimento.

Todas as coletas foram realizadas no período da manhã no horário entre 8:00 e 9:00, as determinações seguiram os procedimentos descritos no *Standard methods* (1998), com exceção da técnica de análise de ovos de helmintos, que foi seguida de acordo com metodologia descrita por Chernicharo (2001).

Os reatores foram operados com três tempos de detenção hidráulicos (TDH) diferentes, o que caracterizou três fases distintas na pesquisa:

1. Fase I com TDH de 10 horas, que compreendeu o período entre os dias 1 e 165 do experimento;
2. Fase II com TDH de 8 horas, que compreendeu o período entre os dias 166 e 210 do experimento;
3. Fase III com TDH de 6 horas, compreendeu os dias 211 dia 256 (final do experimento).

Foram realizados, ainda, testes de atividade metanogênica específica, no final de cada uma das fases, conforme metodologia descrita por Florêncio (1994) e adaptada para as condições locais por Rocha (2004), com uma modificação na solução de acetato, que foi misturado aos ácidos butírico e propiônico, obtendo uma solução final de substrato com concentração de 4000 mg/L de DQO.

Essa modificação foi realizada para que esse teste se aproximasse mais das condições reais encontradas nos reatores.

Para a obtenção da DQO filtrada, a amostra bruta foi filtrada numa membrana de porosidade igual a 1,2 μm . Para a DQO solúvel a amostra foi filtrada em membrana de porosidade de 0,45 μm . A obtenção da DQO coloidal foi calculada a partir da diferença entre as DQO solúvel e DQO filtrada. Finalmente a DQO particulada foi calculada pela diferença entre as DQO's total e filtrada.

A eficiência de remoção de DQO foi calculada a partir dos resultados de DQO afluente bruta menos a DQO efluente filtrada, e o resultado obtido foi dividido pela DQO afluente bruta.

Para controlar a vazão Foi colocado um registro esfera no ramal de recalque do afluente. Este registro era aberto ou fechado, manualmente, de acordo com necessidade de vazão. Para a verificação da vazão foi utilizado um béquer de 1 litro e um cronômetro, a vazão foi dada pela razão entre o volume e o

tempo necessário para a obtenção do mesmo. Esse procedimento foi realizado nas saídas de cada reator.

4.3. Custos de implantação e operação

Para a realização dessa etapa do trabalho, foi requisitado junto à empresa FIBRA TÉCNICA, no mês de abril de 2004, um orçamento para a implantação dos dois reatores compactos construídos em fibra de vidro, sendo um do tipo UASB e outro um reator híbrido constituído de reator UASB + filtro anaeróbio. O orçamento fornecido pela empresa abrange os custos dos materiais, bem como transporte, implantação e treinamento operacional.

Para a composição dos custos do material suporte do filtro anaeróbio, foi realizada uma pesquisa de mercado na Região Metropolitana de Recife, bem como um levantamento bibliográfico em trabalhos com diferentes tipos de materiais.

Para os custos de operação e manutenção foi instalado um horímetro, aparelho que marca o tempo de utilização de aparelhos elétricos, na bomba de recalque. Também foi realizada uma entrevista com o operador do sistema com a finalidade de obter o tempo necessário para que ele operasse o sistema.

Para que não houvesse uma defasagem nos preços por causa dos efeitos da inflação e instabilidade econômica vividas pelo Brasil, os valores encontrados foram convertidos para dólar, cotação do mês de abril de 2005, moeda mais estável, de acordo com a cotação da respectiva data.

5. Resultados e discussões

5.1. Caixa de areia

Como citado anteriormente, o sistema deixou de funcionar durante 19 dias e a grande causa foi justamente a grande quantidade de areia que desgastou a bomba de recalque do sistema. A paralisação, entre os dias 50 e 68 de experimento, não atrapalhou o andamento da pesquisa, pois o tempo de monitoramento da unidade foi mais que suficiente para a avaliação de sua eficiência.

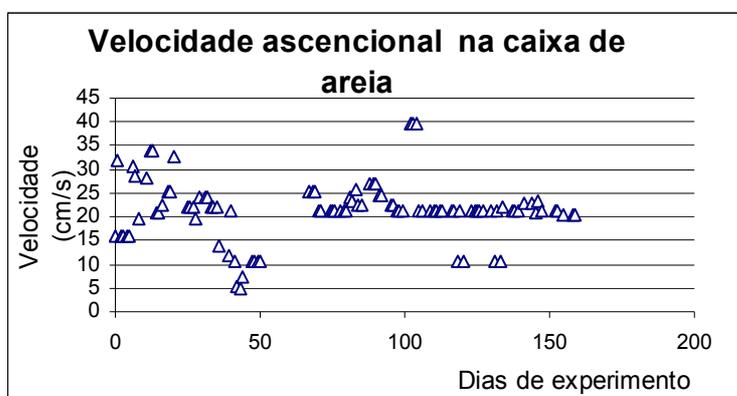


Figura 5.1 - Velocidade na caixa de areia

Quando os dados foram analisados, foi constatada uma falha no projeto inicial (anterior a esta pesquisa), pois a velocidade ascensional na caixa de areia foi em torno de 10 vezes maior (Figura 5.1) que a velocidade de sedimentação da areia, que é em torno de 2 cm/s. Com essas velocidades não há condições para uma boa sedimentação. Para que a velocidade ascensional fosse adequada, a seção transversal necessitaria ser de 150 mm, o que implicaria em velocidades, nesse caso, iguais a 1,5 cm/s para um TDH de 10 horas nos reatores.

Em relação à série de sólidos totais (Figura 5.2) a caixa de areia não obteve a eficiência esperada, mínima de 80% (Figura 5.3), pois em muitos casos a eficiência foi praticamente zero, mais ainda em alguns casos chegando a ser até negativa, ou seja, ao invés de estar removendo, esta estava acrescentando ao efluente as partículas que foram previamente removidas e estavam armazenadas.

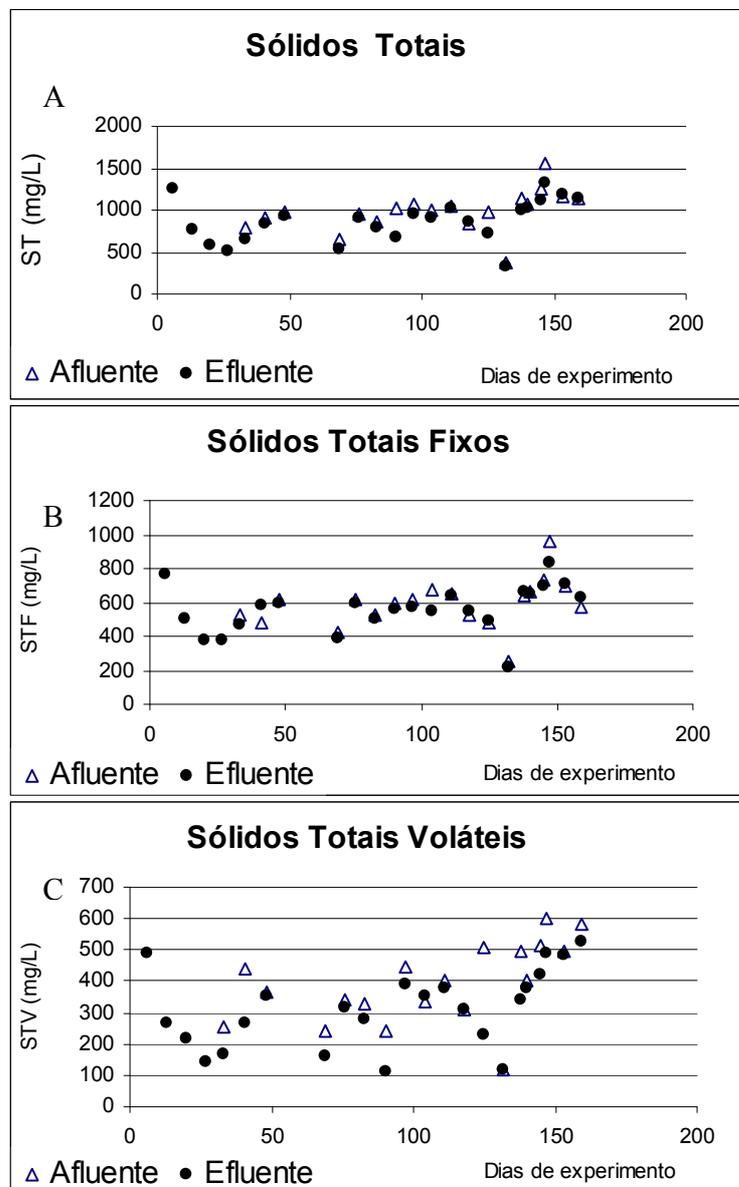


Figura 5.2 – Concentrações da série de sólidos totais no afluente e efluente da caixa de areia (A) ST, (B) STF, (C) STV

Os dados de afluente das quatro primeiras coletas não constam no gráfico (Figura 5.2) devido a problemas operacionais que impossibilitaram a amostragem no primeiro ponto de coleta.

No Quadro 5.1, estão os valores médios, máximos e mínimos que foram encontrados durante a pesquisa. Esses valores são muito baixos, pois uma caixa de areia horizontal, funcionando em condições normais, a média de remoção de

sólidos totais fixos, por exemplo, é em torno de 90%, um valor bastante superior aos 4,7% encontrados durante o monitoramento.

Quadro 5.1 – Resumo das eficiências da caixa de areia para a série de sólidos totais

	ST	STF	STV
Média	9,9%	4,7%	15,3%
Máxima	34,48%	19,6%	55%
Mínima	-2,5%	-22,3%	-6,6%
Desvio padrão	9,67	9,83	18,42

Esses resultados indicam que, apesar da velocidade adotada estar muito acima da faixa que indica a literatura, houve remoção de sólidos totais em grande parte do experimento.

Em relação à série de sólidos suspensos (Figura 5.3) presentes no afluente e no efluente, os resultados não são muito diferentes aos encontrados na série de sólido totais. São em alguns casos piores, pois como as partículas suspensas possuem um diâmetro menor do que a de as de sólidos totais, estas são mais propícias a serem carregadas para fora da caixa de areia.

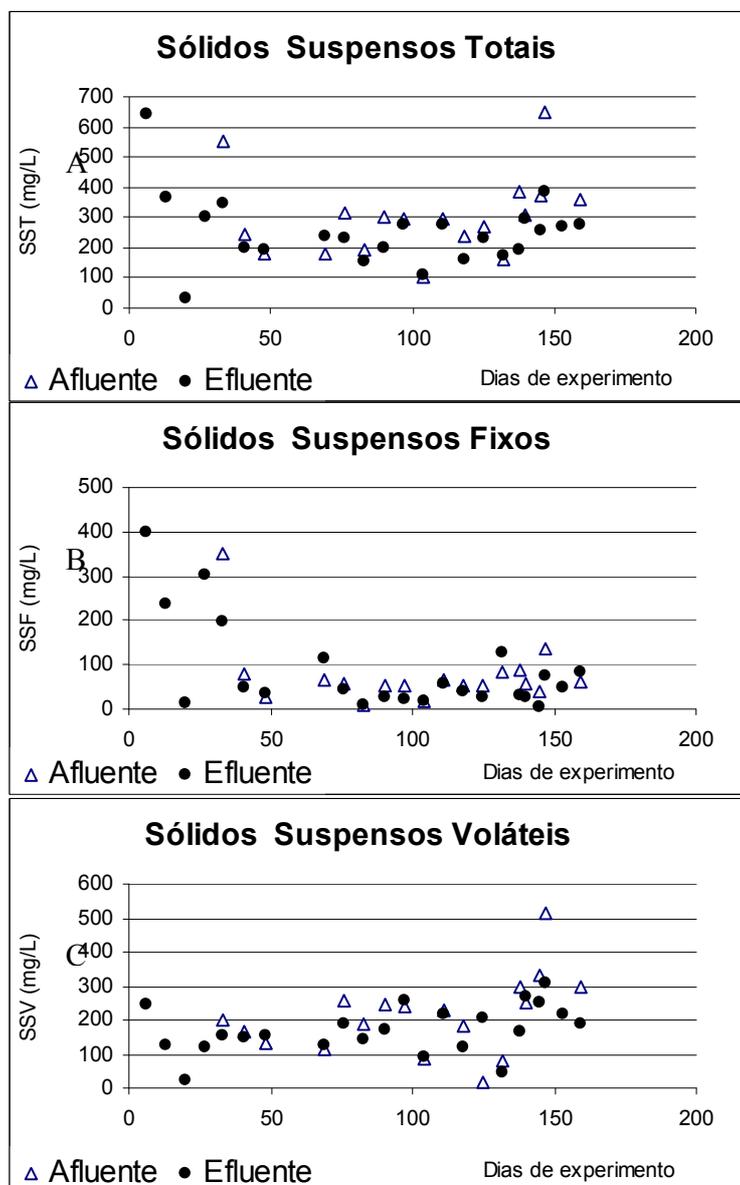


Figura 5.3 – Concentrações da série de sólidos suspensos no afluente e efluente da caixa de areia (A) SST, (B) SSF, (C) SSV

Em relação à eficiência os resultados mostram um desvio padrão muito elevado (Quadro 5.2), indicando numa forte instabilidade da unidade.

Quadro 5.2 – Resumo das eficiências da caixa de areia para a série de sólidos suspensos

	SST	SSF	SSV
Média	12,6%	14,85%	13,8%
Máxima	41,08%	65,6%	43,75%
Mínima	-6,6%	-68,6%	-19,4%
Desvio padrão	19,45	47,27	21,26

A causa desse fenômeno é o sub-dimensionamento da seção transversal da caixa de areia vertical, que se deve levar em conta que há um movimento na direção vertical contra o sentido de sedimentação da areia, fato que não é observado nas caixas de areia horizontais.

Outro aspecto observado também é a repetição do surgimento de eficiências negativas, o que implica mais uma vez que o sistema de retenção e armazenamento de sólidos não está sendo efetivo para tal velocidade, outra possibilidade seria o regime transitório existente nas tubulações de entrada na caixa de areia, o que pode provocar uma região de turbilhonamento, fazendo com que os sólidos retidos na caixa de areia sejam resuspensos.

Assim torna-se necessário um estudo para que seja desenvolvido um dispositivo, ou um tipo de configuração, de entrada e saída do esgoto, tal que seja capaz de impedir que a areia acumulada não saia da caixa de areia e que também dêem flexibilidade ao sistema para a possibilidade de variação da velocidade de ascensão na caixa de areia.

5.2. Monitoramento dos reatores

Ao longo do monitoramento realizado, o sistema ficou paralisado em duas situações, a primeira entre os dias 51 e 66, problemas com a bomba, e a segunda entre os dias 177 a 192, problemas na captação da ETE Mangueira, de experimento.

O monitoramento da produção de metano foi interrompido, pois houve vazamento na tampa dos reatores, que eram de fibra de vidro, e no sistema de captação de gases, tornando assim impossível mensuração.

5.2.1. Condições Operacionais de Temperatura, pH Alcalinidade e AGV

Inicialmente as medições dos parâmetros temperatura, pH, turbidez eram realizados diariamente, mas a partir do dia 120 optou-se para a realização dessas determinações numa periodicidade de três vezes na semana, pois se verificou que não havia necessidade de uma frequência diária.

Em relação à temperatura (Figura 5.4), houve pequenas variações gradativas durante toda a pesquisa, mas sempre se mantendo na faixa de 24 a 32 °C (Quadro 5.2), considerada ótima para as bactérias mesófilas (vide capítulo III). Nessa faixa, se espera uma maior eficiência na degradação de matéria orgânica promovida por uma maior ativação do metabolismo bacteriano.

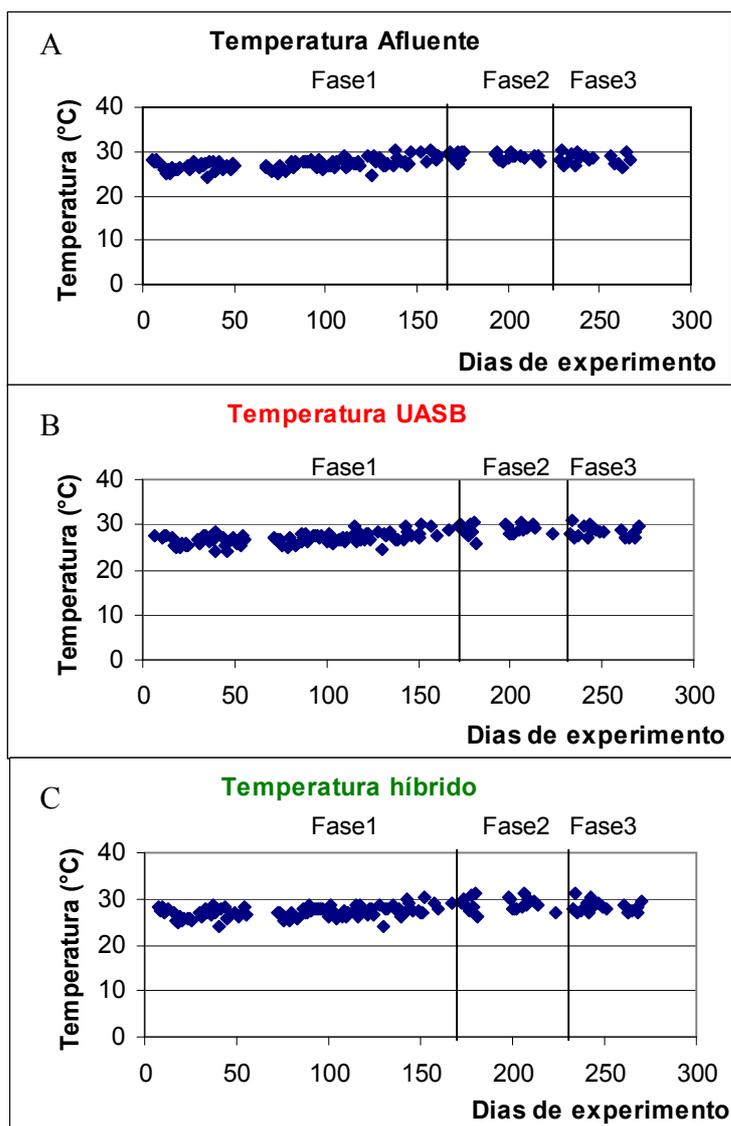


Figura 5. 4 – Temperatura ao longo da pesquisa (A) afluente, (B) efluente UASB, (C) efluente híbrido

Quadro 5. 3 – Resumo da temperatura (°C) ao longo do período experimental

	Afluente	UASB	híbrido
Média	27,6	27,5	27,5
Máxima	30,5	30,9	31,3
Mínima	24	24	24
Desvio padrão	1,3	1,4	1,4
Variância	1,13	1,14	1,16

Em relação ao pH (Figura 5.5), apesar do afluente, algumas vezes apresentar valores muito próximos de 8, os efluentes de ambos os reatores sempre tenderam para valores próximos de 7. Essa situação, assim como a temperatura, foi muito favorável às bactérias presentes no processo de digestão anaeróbia, pois as arqueas produtoras de metano, um dos principais grupos de organismos responsáveis pela última fase do processo, têm seu crescimento ótimo na faixa de pH entre 6,5 e 7,5.

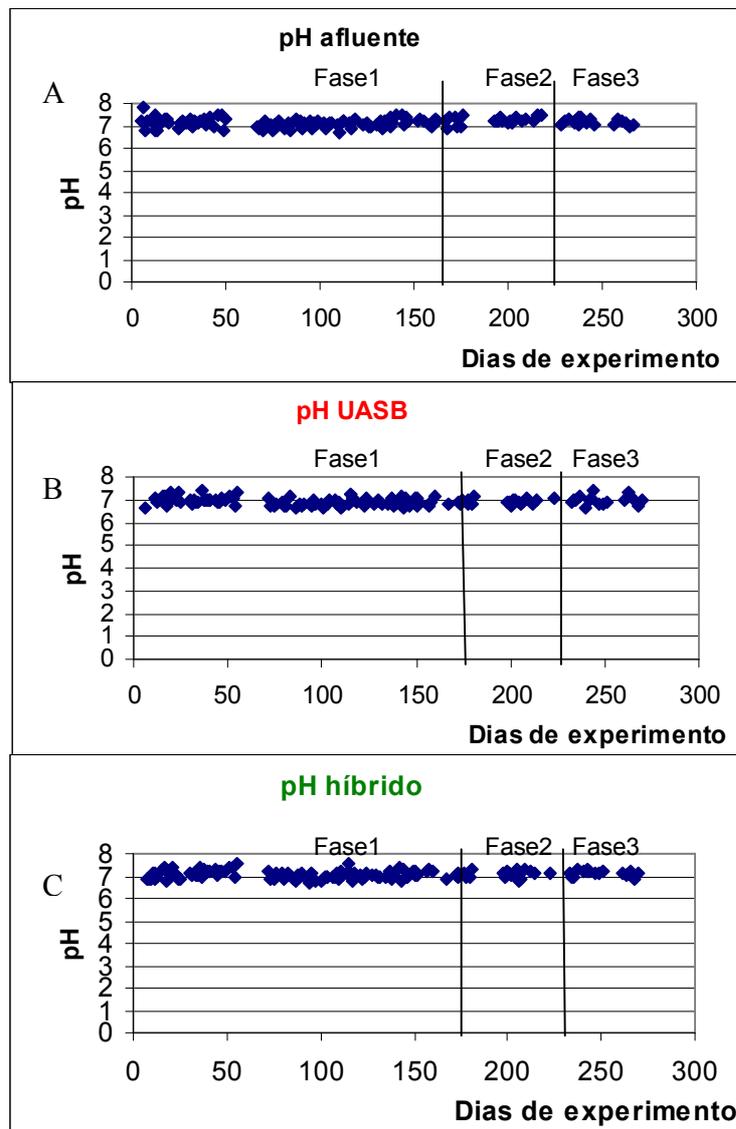


Figura 5. 5 – pH ao longo da pesquisa (A) afluente, (B) efluente UASB, (C) efluente híbrido

Observam-se, na Figura 5.5A, pequenas instabilidades quando o reator UASB este esteve submetido a um TDH de 6 horas, fase III. Mesmo assim os valores máximo e mínimo de pH (Quadro 5.4) correspondentes a esta fase estão dentro da faixa da neutralidade.

Quadro 5. 4– Resumo do pH ao longo da pesquisa

		Afluente	Ef. UASB	Ef. híbrido
FASE 1	Média	7,1	6,9	7
	Mínima	6,6	6,7	6,6
	Máxima	7,8	7,1	7,5
	Desvio padrão	0,19	0,16	0,17
	Variância	1,46	0,02	0,03
FASE 2	Média	7,2	6,9	7,1
	Mínima	6,8	6,6	6,7
	Máxima	7,4	7,3	7,3
	Desvio padrão	0,85	0,08	0,14
	Variância	0,72	0,01	0,01
FASE 3	Média	7,1	6,91	7,1
	Mínima	6,9	6,6	6,9
	Máxima	7,43	7,4	7,3
	Desvio padrão	1,15	0,09	0,11
	Variância	1,34	0,03	0,01

Um dos aspectos estudados a turbidez, pois com um efluente clarificado há uma melhor aceitação, por parte da população, do que um efluente mais escuro. Quando comparados os efluentes fornecidos por ambos os reatores têm um aspecto bastante clarificado (Figura 5.6).

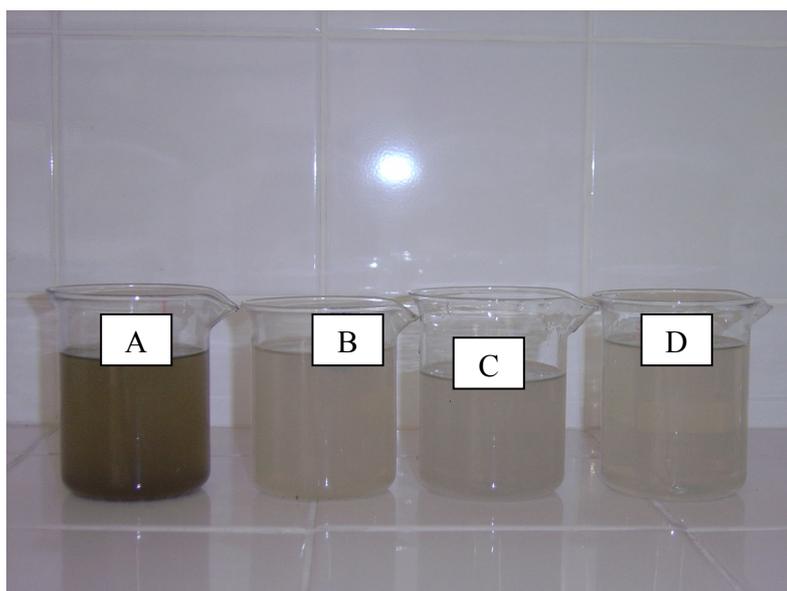


Figura 5. 6 – Aspecto visual do afluente (A), efluente UASB (B), interface do reator híbrido (C), efluente híbrido (D), em todas as fases do experimento

Os principais valores das três fases estão relacionados no Quadro 5.5, onde todos os valores médios e máximos são menores no reator híbrido, isto se deve à capacidade do filtro anaeróbio em reter sólidos, o principal fator que influencia na turbidez.

Na primeira fase do reator UASB (Figura 5.7B), observa-se um aumento na turbidez após a paralisação do sistema. A possível causa desse fenômeno foi à mortandade de uma parte das bactérias anaeróbias, que ficaram sem alimentação por 15 dias e quando o sistema voltou a funcionar estas foram carregadas junto com o efluente.

Em relação aos valores mínimos, a superioridade do UASB pode ser explicada, pois em regimes com TDH maiores, resultando em menores velocidades ascensionais, este é mais propício à sedimentação dos sólidos, pois há uma diferença de nível muito grande entre o nível superior da camada de lodo e a saída do reator. Ao contrário do reator híbrido que a saída está a poucos centímetros do nível superior da camada de lodo.

Em contrapartida, observa-se que quando há uma maior velocidade ascensional (menor TDH) o reator UASB não consegue reter de forma satisfatória os sólidos suspensos, causando maior turbidez no efluente e assim ocasionando um aspecto visual ruim, mais turvo, do efluente.

Quadro 5.5 – Resumo da turbidez (NTU) ao longo da pesquisa

		Afluente	Ef. UASB	Ef. híbrido
FASE 1	Média	524	124	105
	Mínima	442	24	27
	Máxima	802	775	352
	Desvio padrão	180	94	55
	Variância	32605	8967	3029
FASE 2	Média	608	123	111
	Mínima	98	44	45
	Máxima	829	215	152
	Desvio padrão	213	58	32
	Variância	45552	3367	1088
FASE 3	Média	662	156	150
	Mínima	278	42	24
	Máxima	833	247	209
	Desvio padrão	99	52	42
	Variância	9964	2777	1796

Na Figura 5.7 observa-se que há uma maior estabilidade no reator híbrido do que no UASB, principalmente na fase III do experimento. Uma maior estabilidade para o sistema é proporcionada pelo filtro anaeróbio.

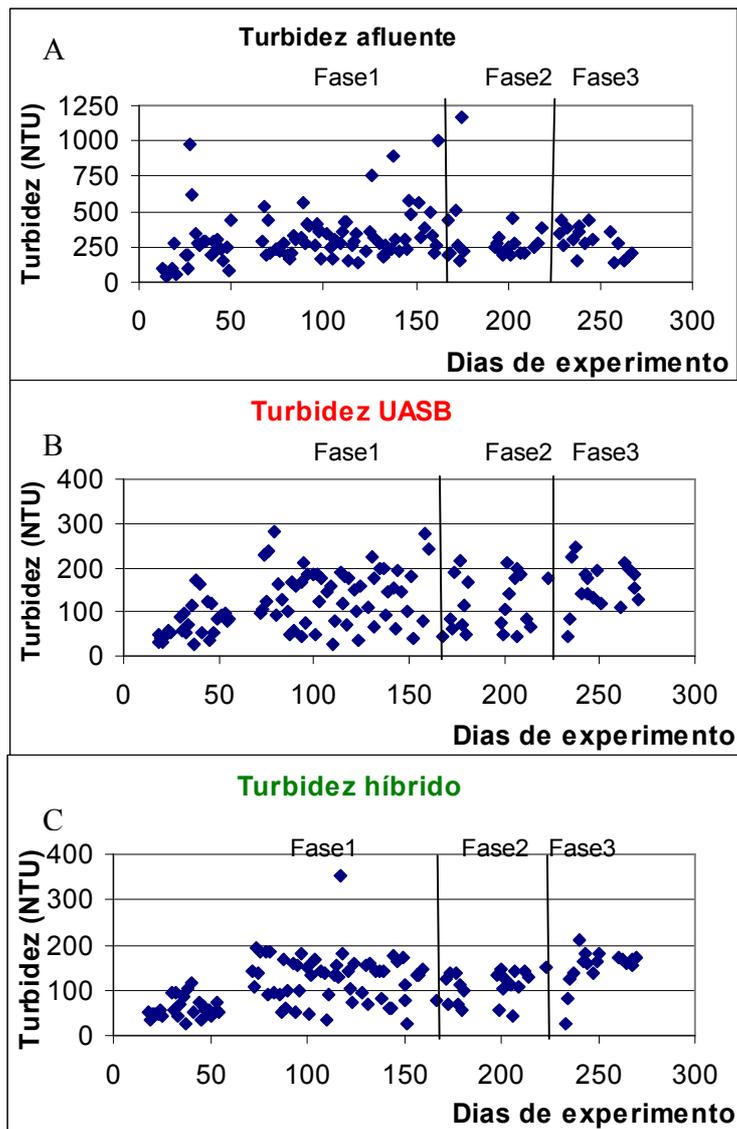


Figura 5. 7 – Turbidez ao longo da pesquisa (A) afluyente, (B) efluente UASB, (C) efluente híbrido

Como no início da digestão anaeróbia há uma grande produção de ácidos orgânicos, é imprescindível que o meio tenha uma concentração adequada de alcalinidade, para tamponar o sistema caso ocorra uma acumulação desses ácidos.

A alcalinidade total (Figura 5.8), quase sempre esteve na faixa compreendida entre 300 e 500 mgCaCO₃/L, o que é considerado normal para reatores anaeróbios. Outro aspecto positivo foi concentração alta de alcalinidade do afluente.

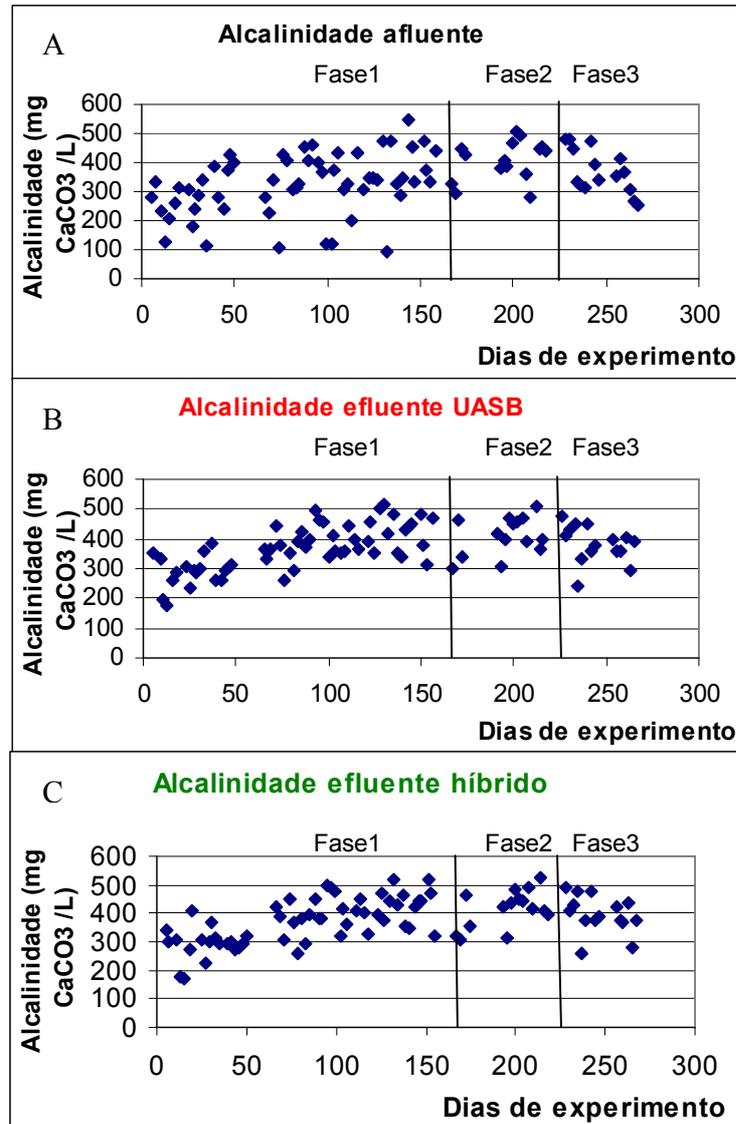


Figura 5. 8 – Alcalinidade ao longo da pesquisa (A) afluente, (B) efluente UASB, (C) efluente híbrido

Quadro 5.6 – Resumo da alcalinidade (mgCaCO₃/L) ao longo da pesquisa

		Afluente	Ef. UASB	Ef. híbrido
FASE 1	Média	323	364	367
	Mínima	92	173	170
	Máxima	544	516	521
	Desvio padrão	105	78	81
	Variância	11076	6098	6691
FASE 2	Média	407	408	416
	Mínima	282	297	306
	Máxima	505	511	523
	Desvio padrão	68	62	66
	Variância	4648	3911	4407
FASE 3	Média	369	382	396
	Mínima	256	239	259
	Máxima	483	478	492
	Desvio padrão	75	62	66
	Variância	5681	3880	4360

Os AGV's, como são os principais substratos para as arqueas metanogênicas, é preferível que sua concentração no efluente seja baixa, pois se houver um aumento na concentração destes, principalmente dos ácidos butírico e propiônico, pode acarretar uma mudança na pressão de hidrogênio, o que pode inibir a metanogênese.

Apesar da concentração do afluente ser muito variável e com valores quase sempre acima de 100 mg/L, os reatores sempre tiveram uma concentração abaixo de 100 mg/L (Figura 5.9). O ideal seria que sua a concentração fosse a menor possível pois estes influenciam diretamente na DQO contida no efluente do reator.

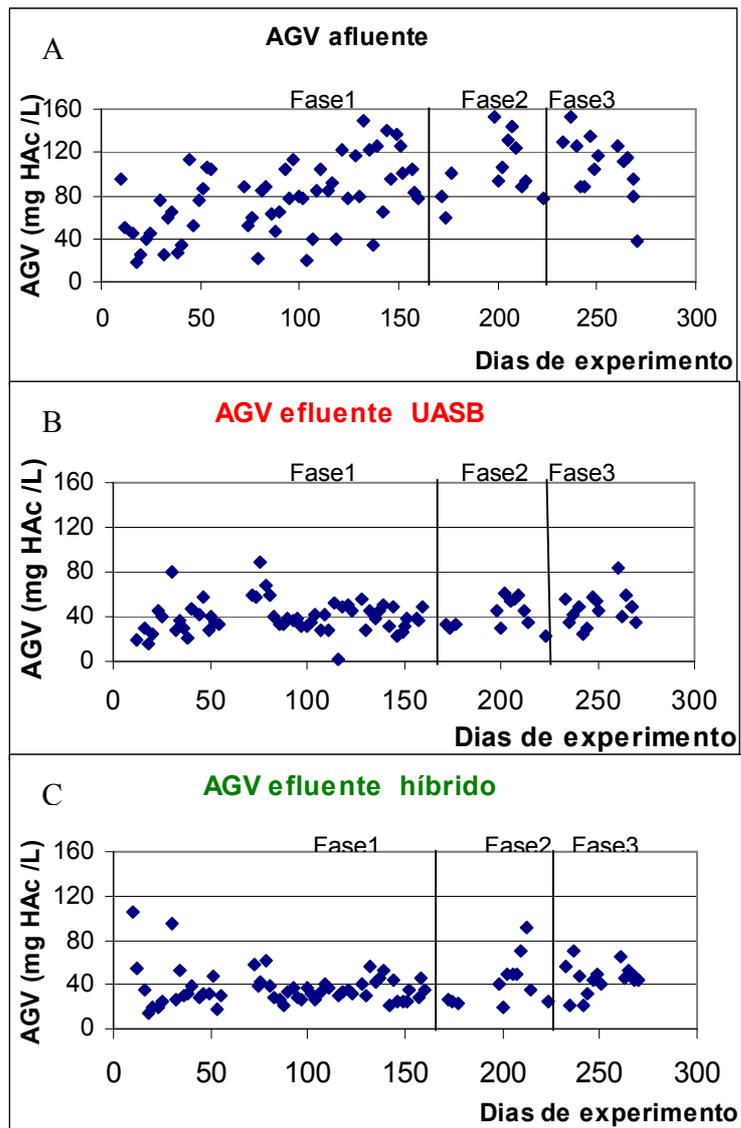


Figura 5. 9 – AGV ao longo da pesquisa (A) afluente, (B) efluente UASB, (C) efluente híbrido

Na segunda fase da pesquisa houve instabilidade na concentração de AGV nos dois reatores, sendo que no reator híbrido, com o passar do tempo, essa instabilidade desapareceu, mesmo com a mudança no TDH, o que não foi visto no reator UASB.

As concentrações médias (Quadro 5.7) sempre mantiveram uma faixa entre 25 e 50 mg HAC/L em ambos os reatores.

Quadro 5.7 – Resumo da AGV (mg HAc /L) ao longo da pesquisa

		Afluente	UASB	híbrido
FASE 1	Média	77	39	36
	Mínima	17	2	14
	Máxima	150	88	105
	Desvio padrão	33	14	16
	Variância	1154	214	259
FASE 2	Média	104	42	42
	Mínima	58	22	18
	Máxima	152	61	92
	Desvio padrão	26	12	20
	Variância	708	158	406
FASE 3	Média	111	46	45
	Mínima	37	23	21
	Máxima	180	84	71
	Desvio padrão	33	14	13
	Variância	1127	213	188

Assim, os reatores operaram em condições favoráveis para os diferentes TDH's, no que se refere às condições de temperatura, pH, alcalinidade e AGV.

5.2.2. Remoção de Nitrogênio Total, Nitrogênio Amoniacal, Fósforo e Sulfatos

O tratamento de efluentes através de reatores anaeróbios como em outros bioreatores é pouco eficiente na remoção desses elementos, o que também foi verificado nesta pesquisa. Durante as três fases a baixa remoção destes nutrientes se deu de forma semelhante nos dois reatores, logo os valores médios de remoção bem como as concentrações médias desses elementos estão relacionados no Quadro 5.8.

Quadro 5.8 – Resumo das concentrações e eficiências médias de NTK, nitrogênio amoniacal, fósforo e sulfatos.

	Afluente	Ef. UASB		Ef. híbrido	
	Concentração média (mg/L)	Concentração Média (mg/L) (efluente)	Eficiência média	Concentração média (mg/L) (efluente)	Eficiência média
NTK (N-NTK)	74	52	30%	54	29%
Nitrogênio Amoniacal (N-Namon)	58	40	30%	42	26%
Fósforo (P-PO₄⁻²)	10	7	34%	6	41%
Sulfato (S-SO₄⁻²)	52	29	54%	27	53%

Uma possível explicação para os resultados obtidos para a remoção dos nitrogênios total e amoniacal é um possível erro analítico, pois é sabido que na digestão anaeróbia a remoção destes nutrientes é praticamente nula e em especial no nitrogênio amoniacal este ser produzido nas unidades anaeróbias.

Para os resultados de fósforo e sulfato, a alta eficiência de remoção pode ser explicada pela baixa concentração desses elementos no afluente. Esse fato faz com que pequenas remoções, como o que aconteceu com o fósforo, no efluente faz com que a eficiência do sistema seja alta, o que não se verificaria se a concentração do afluente fosse mais alta, 100mg/L ou 200 mg/L, por exemplo.

5.2.3. Retenção de Sólidos

Apesar de representarem menos de 1% da composição dos esgotos domésticos, os sólidos presentes nesses são os principais poluidores do meio ambiente onde são lançados os esgotos. Dentre os ensaios de sólidos o mais relevante é o de sólidos suspensos voláteis (SSV), pois é um dos parâmetros utilizado para a verificação de qualidade do efluente.

A Figura 5.10 mostra a evolução dos reatores na retenção de SSV ao longo da pesquisa, enquanto que o Quadro 5.9, mostra os principais resultados obtidos em cada uma das fases do experimento.

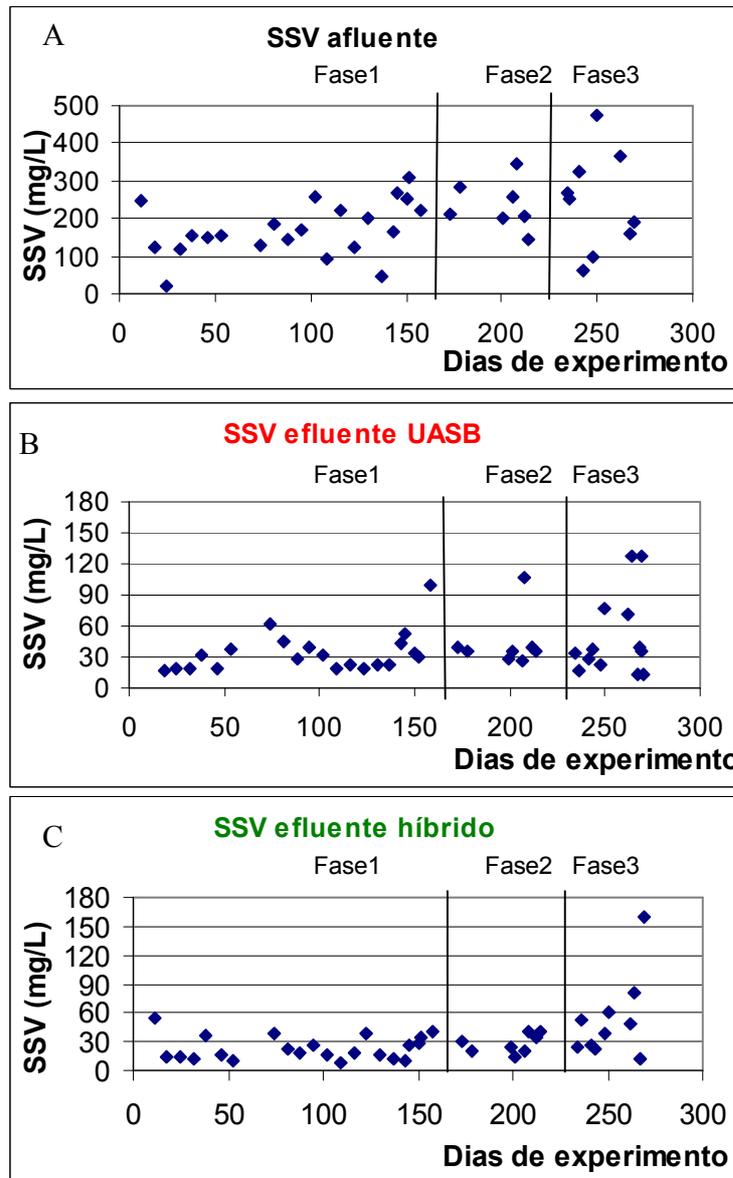


Figura 5. 10 – Concentração de SSV ao longo da pesquisa (A) afluente, (B) efluente UASB, (C) efluente híbrido

Quadro 5.9 – Resumo da concentração de SSV (mg/L) ao longo da pesquisa

		Afluente	Ef. UASB	Ef. híbrido
FASE 1	Média	171	34	23,6
	Mínima	23	17	8
	Máxima	310	99	54
	Desvio padrão	70	18	12
	Variância	4963	360	145
FASE 2	Média	270	40	26,8
	Mínima	143	25	15
	Máxima	714	107	15
	Desvio padrão	166	23	9
	Variância	27787	568	88
FASE 3	Média	272	45	52,5
	Mínima	63	14	12
	Máxima	520	127	160
	Desvio padrão	151	33	43
	Variância	23099	1121	1849

Analisando os dados referentes aos sólidos, é constatado que o reator híbrido apresentou melhores resultados em quase todo o experimento, com exceção da última fase. Até o término da segunda fase, obtiveram-se valores médios abaixo de 30 mg/L, valor esse que é adotado em alguns estados brasileiros, Minas Gerais por exemplo (COPASA, 86) como o limite para o lançamento. Em contrapartida o reator UASB, não conseguiu, em nenhuma fase atingir esse valor em suas médias.

A baixa concentração de SSV no reator foi devido ao filtro que atuou como um tratamento de polimento dos efluentes provindos da parte inferior, reator UASB. Em contrapartida, na terceira fase há um indício que a capacidade de retenção dos sólidos em ambos os reatores chegou ao limite, ou seja, os reatores começaram a expulsar o excesso de biomassa acumulada nos mesmos.

Após o término do período experimental foi realizada uma descarga de lodo em ambos os reatores, que foram monitorados por mais um mês com o último TDH (6 horas). Para o reator híbrido os resultados de SSV voltaram para concentrações em média de 23 mg/l, enquanto que no reator UASB essa média foi de 40 mg/L. Com isso, pode-se concluir que no período da fase 3 ambos os

reatores estavam com excesso de lodo o que estaria interferindo nos resultados de SSV

Em relação à eficiência, o reator híbrido sempre obteve uma média sempre acima de 80%, o que não foi observado no reator UASB (Quadro 5.9). As eficiências encontradas neste trabalho para a remoção de SSV foram superiores as encontradas por STANFORD (2002) que utilizou um TDH de 8 horas e a escória de alto forno como meio suporte do reator híbrido, 74,9% UASB; 82,1% híbrido.

Quadro 5.10 – Resumo da eficiência de SSV (mg/L) ao longo da pesquisa

Eficiência média	UASB	híbrido
Fase 1	75%	83%
Fase 2	82%	87%
Fase 3	82%	80%

Ao final de cada fase do experimento foram realizados perfis de SSV ao longo dos reatores (Figura 5.11).

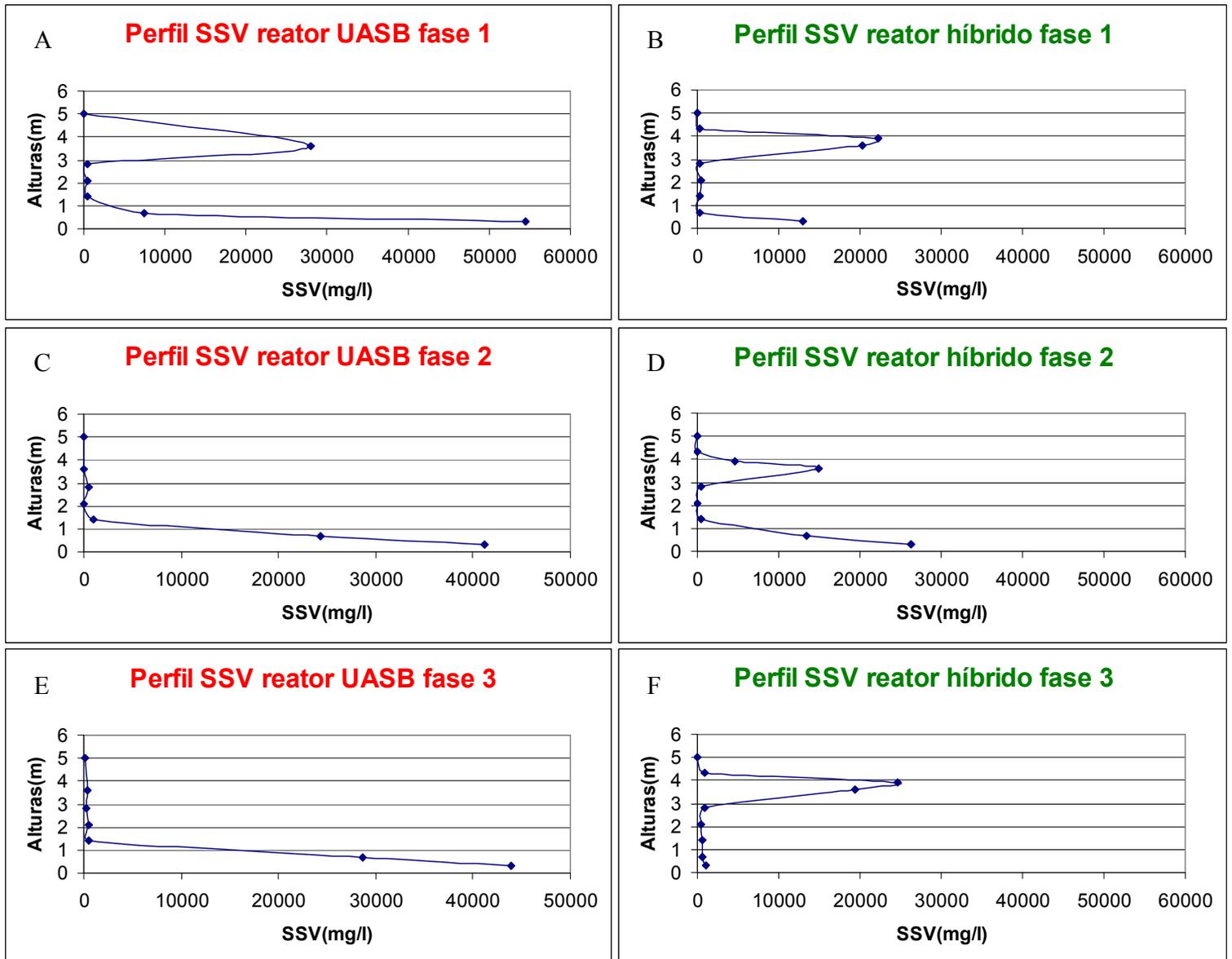


Figura 5. 11 – Perfil de SSV ao final de cada fase do experimento (A) UASB fase 1, (B) híbrido fase1, (C) UASB fase 2, (D) híbrido fase2, (E) UASB fase 3, (D) híbrido fase3.

Um interessante, chegando até ser curioso, a ser observado na análise dos perfis é que somente na primeira fase (Figura 5.11 A) de experimento houve um acúmulo de sólidos na região onde esta situada o separador trifásico do reator UASB, 4 metros, esse acúmulo foi também visto em perfis realizados antes do início da pesquisa no mesmo reator quando operado com o TDH de 10 horas.

Uma das possíveis explicações que pode ser atribuída ao fato é a ocorrência de um entupimento em parte da passagem do líquido nessa região, o

que com uma vazão maior fez com que esse sólido acumulado saísse com o efluente. Outra hipótese seria a acumulação de espuma nessa região do reator e com a aplicação de uma vazão maior fez com que essa espuma fosse incorporada ao efluente durante o tempo.

Nas Figuras 5.11 B e 5.11 D, é observado uma perda de sólidos na parte do filtro anaeróbio e um ganho na parte UASB, fazendo uma análise da quantidade de biomassa no reator é verificado que a quantidade existente não foi alterada ficando em aproximadamente 30 KgSSV no reator.

Na Figura 5.11 F os valores de concentrações SSV para menores alturas foram baixos, isso se deve ao aumento da velocidade ascensional no reator que carregou os SSV para a parte superior do reator, filtro anaeróbio, onde houve um aumento considerável na concentração de SSV. Fato que pode ter favorecido para a queda de eficiência na remoção de sólidos no reator. Mas apesar desse fato, a eficiência do reator híbrido ainda foi melhor que o reator UASB.

Vale ressaltar que na ocasião foram coletadas amostras mais de uma vez e em todas as análises os resultados obtidos foram os mesmos.

5.2.4. Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Demanda Química de Oxigênio (DQO)

Em relação à remoção de DBO (Quadro 5.11), em todo o experimento o reator híbrido apresentou melhores resultados que o reator UASB, com uma única exceção, o que não é significativo, pois os valores foram bem próximos. Esse fato ocorreu quando o experimento tinha decorrido 139 dias com os valores de 65 mg/L e 50 mg/L para os reatores híbrido e UASB, respectivamente.

Quadro 5.11 – DBO bruta (mg/L) ao longo da pesquisa

		Afluente	Ef. UASB	Ef. híbrido
FASE 1	Média	348	108	71
	Mínima	70	36	36
	Máxima	760	190	120
	Desvio padrão	196	39	24
	Variância	38444	1593	616
FASE 2	Média	400	95	55
	Mínima	240	50	40
	Máxima	540	150	90
	Desvio padrão	160	37	20
	Variância	25850	1387	400
FASE 3	Média	500	85	63
	Mínima	260	85	55
	Máxima	700	130	70
	Desvio padrão	182	17	5,7
	Variância	33400	320	32

Os resultados médios encontrados na primeira fase do experimento foram mais altos, apesar do TDH ser maior. Isso pode ser explicado pelo período de adaptação do lodo em ambos os reatores e a formação do biofilme no filtro anaeróbio do reator híbrido. Outra explicação é o que com o aumento da velocidade ascensional a resistência à transferência externa de massa diminuiu fazendo com que o acesso ao substrato fosse facilitado.

A partir do dia 120 de experimento (Figura 5.12), o reator híbrido não apresentou valores superiores a 60 mg/L até o final da primeira fase. Isso pode ser atribuído à formação de biofilme no filtro anaeróbio.

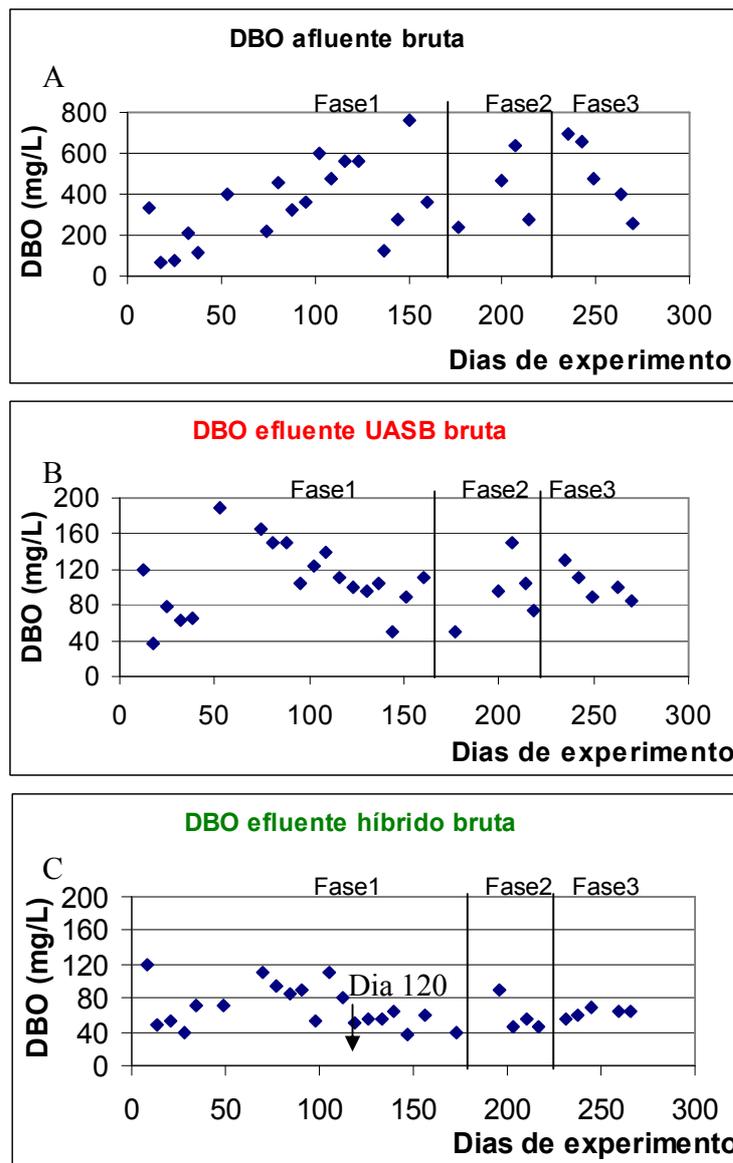


Figura 5. 12 – DBO ao longo do experimento (A) afluyente, (B) efluente UASB, (C) efluente híbrido

Apesar dessa diferença apresentada em relação à eficiência de remoção, ambos os reatores apresentaram resultados médios em torno de 70%, 85%, 85% para a primeira, segunda e terceira fase respectivamente.

Analisando em termos de valores absolutos de DBO, constata-se mais uma vez a principal função do filtro anaeróbio, a de polidor do efluente do reator UASB, o que atribui ao efluente condição para ser lançados em corpos hídrico em alguns estados, onde a concentração máxima permitida é de 60 mg/L (COMPASA, 86). Em caso específico para o estado de Pernambuco esses efluentes também

se enquadrariam, pois segundo o CPRH (2002) a quantidade de DBO máxima permitida é de 80 mg/L.

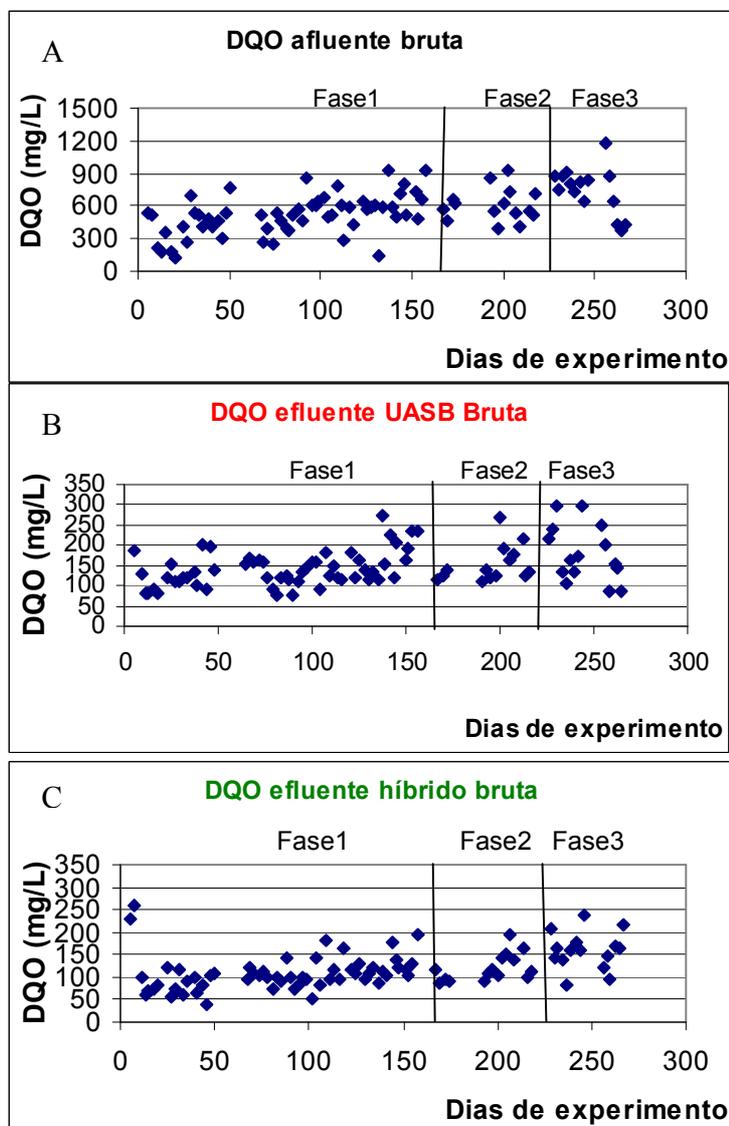


Figura 5. 13 – DQO bruta ao longo do experimento (A) afluyente, (B) efluente UASB, (C) efluente híbrido

Em relação à DQO bruta, ambos os reatores apresentaram valores médios (Quadro 5.12) que se enquadrariam na legislação pernambucana, que é de 160 mg/L para reatores anaeróbios (CPRH, 2002), com exceção do reator UASB na 3ª fase do experimento, que atingiu um valor médio de 178 mg/L.

Quadro 5.12 – DQO bruta (mg/L) ao longo da pesquisa

		Afluente	Ef. UASB	Ef. híbrido
FASE 1	Média	512	141	108
	Mínima	116	75	39
	Máxima	927	274	261
	Desvio padrão	186	39	36
	Variância	34905	1593	1597
FASE 2	Média	607	155	121
	Mínima	387	109	88
	Máxima	931	269	195
	Desvio padrão	154	37	30
	Variância	23923	1387	960
FASE 3	Média	745	178	158
	Mínima	367	84	80
	Máxima	1180	295	239
	Desvio padrão	216	17	42
	Variância	46738	320	1806

Na figura 5.13, observa-se uma grande instabilidade por parte do reator UASB, que é agravada com a diminuição do TDH, fato este que é bem menos acentuado no reator híbrido, provando mais uma vez que o filtro anaeróbio proporciona uma maior estabilidade ao sistema.

Em relação às eficiências médias de remoção de DQO (Quadro 5.13), os resultados obtidos para o reator híbrido ficaram acima da média, em todas as fases, quando comparado para esse tipo de reator tratando efluentes domésticos. Os valores encontrados por Stanford (2002), com TDH 8 horas, e Chernicharo e Machado (1998), com TDH 9 horas, foram 70% e 80% respectivamente.

Quadro 5.13 – Eficiência média de remoção nas três fases de experimento

Eficiência média	UASB	híbrido
Fase 1	83%	85%
Fase 2	86%	87%
Fase 3	86%	87%

A diferença dos resultados dos reatores no tocante aos resultados na eficiência de remoção foi insignificante (Quadro 5.13), sendo que quando se compara em termos absolutos de concentrações (Quadro 5.12) a diferença entre os efluentes produzidos pelos reatores é significativa.

Apesar da qualidade do efluente de ambos os reatores piorar, em termos absolutos, com a diminuição do TDH, as eficiências melhoraram, isso porque as concentrações de DQO no afluente também aumentaram, um fato comum quando se trata um efluente doméstico real.

Para a DQO filtrada em membrana de $1.2\mu\text{m}$, ou seja retirando as partículas como os SSV, observa-se (Figura 5.14) que os valores encontrados para o reator híbrido, em sua maioria, estão bem próximos a 80 mg/L, enquanto que para o reator UASB, esses valores se aproximam de 100 mg/L ou mais.

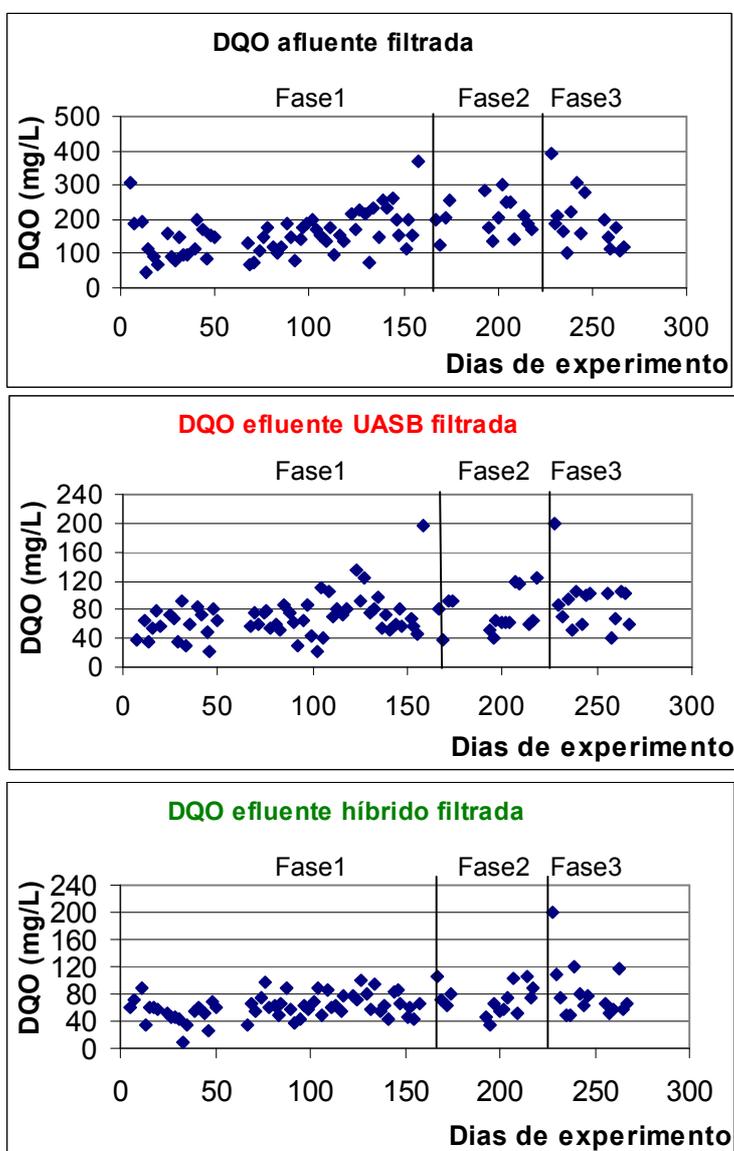


Figura 5. 14 – DQO filtrada ao longo do experimento (A) afluente, (B) efluente UASB, (C) efluente híbrido

Quadro 5.14 – DQO filtrada (mg/L) ao longo da pesquisa

		Afluente	Ef. UASB	Ef. híbrido
FASE 1	Média	154	68	60
	Mínima	43	20	9
	Máxima	371	196	99
	Desvio padrão	62	28	17
	Variância	3853	830	323
FASE 2	Média	206	75	71
	Mínima	126	36	34
	Máxima	300	123	106
	Desvio padrão	52	27	21
	Variância	2718	782	469
FASE 3	Média	192	89	82
	Mínima	103	41	49
	Máxima	393	198	199
	Desvio padrão	81	37	40
	Variância	6718	1396	1604

Sendo assim, pressupõe-se que haja um melhor aproveitamento do substrato por parte dos microrganismos presentes no reator híbrido, principalmente na parte onde está localizado o filtro anaeróbio.

A partir do dia 120, foi iniciada a realização de um estudo mais profundo sobre a forma de DQO encontrada no efluente de ambos os reatores. Em todas os três TDH que foram aplicados em ambos os reatores, os resultados DQO coloidal e DQO particulada, somam cerca de 40%. Desse total cerca de 50% é devido a DQO particulada, ou seja devido à presença de sólidos orgânicos presentes no efluente.

Logo, se vislumbra como possível solução para a remoção da DQO residual, presente no efluente dos reatores anaeróbios, um aperfeiçoamento no sistema retenção de partículas sólidas em ambos os reatores.

Também foi realizado um monitoramento em relação a DQO, no período pós-descarga de lodo, durante um mês após o termino do experimento, e em relação a DQO, ambos os reatores não obtiveram um bom resultado. As concentrações médias para ambos os reatores ambos foram: DQO bruta 200 mg/L e DQO filtrada 100 mg/L. Assim, conclui-se que para a remoção de DQO o TDH de 6 horas não foi adequado.

No Anexo encontram-se os gráficos referentes à composição da DQO

5.2.5. Atividade Metanogênica do Lodo das partes UASB

Foram realizados testes de atividade metanogênica específicas para o inóculo e ao final de cada uma das fases, sendo que os valores encontrados foram da ordem de 10 vezes menores aos encontrados para reatores anaeróbios. Assim chegou-se a conclusão que os resultados encontrados não estão coerentes com a realidade, e não seriam apresentados.

O provável motivo desse acontecimento pode ser a não adaptação das bactérias a mistura do substrato colocado, mistura dos ácidos acético propiônico e butírico, em substituição à solução de ácido acético, que era empregada anteriormente.

5.2.6. Remoção de Coliformes Totais e Ovos de Helminhos

É sabido que reatores anaeróbios não são bons para a remoção de patógenos, principalmente de coliformes totais e fecais. Em contrapartida, Keller et al (2004), mostraram a possibilidade de remoção de alguns patógenos, salmonella, giárdia e Cryptosporidium, em um sistema composto de reator UASB e filtro biológico aerado.

Assim, iniciou-se a investigação da possibilidade de remoção de coliformes e de ovos de helmintos nos reatores UASB e híbrido.

Para coliformes totais a taxa de remoção foi de somente uma casa logarítmica nos dois reatores, independente das condições operacionais dos reatores, o que não é significativo, mas este resultado foi esperado.

Os valores médios de coliformes totais para afluente foram de 4×10^6 NMP/L, enquanto que os valores para o efluente dos reatores híbrido e UASB foram iguais a 2×10^5 NMP/L.

Entretanto, para a remoção de ovos de helmintos foram obtidos resultados bastante expressivos e distintos entre os reatores. Na Figura 5.15,

observa-se que esta pode ser considerada uma das principais vantagens da utilização do reator híbrido, visto que este apresenta menos de 1 ovo por litro na maioria dos resultados, fato este que viabiliza o reúso com restrições. Em contrapartida para o reator UASB, a remoção também ocorreu, mas não foi de forma satisfatória, já que foram encontrados sempre muito mais que um ovo por litro, resultado que também foi encontrado por Paulino (2001) no Paraná.

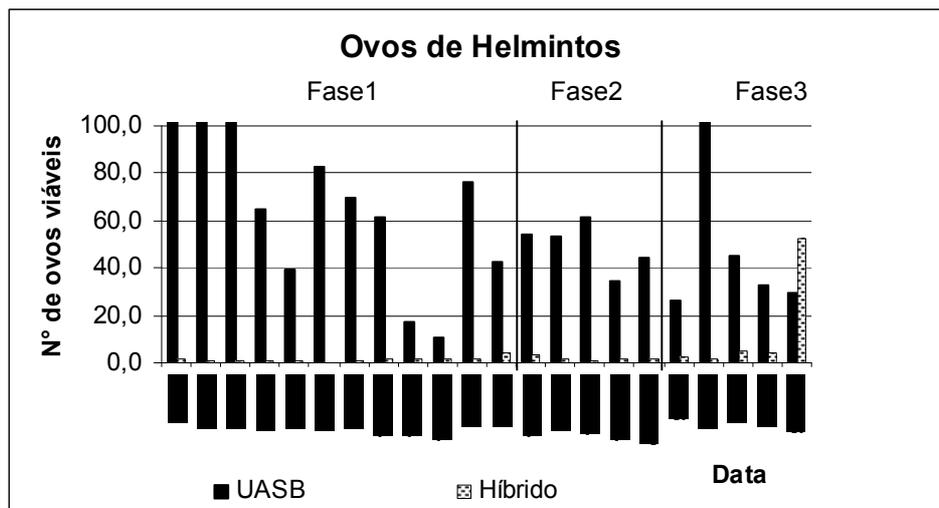


Figura 5. 15 – Quantidade de ovos de helmintos durante o experimento

No reator híbrido, os ovos de helmintos ficam retidos no meio suporte que funciona como uma peneira, deixando-os retidos dentro do reator, fato este que não é observado no reator UASB, pois a não existência de um meio filtrante faz com que uma grande quantidade de ovos sejam liberados com o efluente.

Nota-se também que com o passar do tempo há uma acumulação de ovos no biofiltro do reator híbrido. Como não são destruídos ou inviabilizados pelo meio, quando a camada de lodo atinge o estágio de saturação, com alta concentração de biomassa, os ovos começam a ser liberados junto com o efluente, fazendo com que a qualidade do mesmo caia. Por este motivo se observa que a quantidade de ovos de helmintos aumenta no efluente do reator híbrido, principalmente a partir da terceira fase, chegando a apresentar cerca de 50 ovos na última coleta.

Sendo assim, para que se tenha o funcionamento adequado do reator híbrido, parece ser necessária à remoção do excesso de lodo com certa periodicidade. Isto foi observado, pois após o experimento foi realizada a descarga de lodo nesta parte do reator, e a quantidade de ovos de helmintos diminuiu para valores de 3 ovos/L com o reator operando com um TDH de 6 horas

5.3. Custos

Antes da implantação, foi verificado que o solo da região em questão tinha características que não suportavam grandes pressões pontuais, o que levou à construção de uma base que suportasse a carga dos reatores. Essa base foi superdimensionada, pois como os reatores são alvos de várias pesquisas, realizadas pela UFPE, as cargas aplicadas por eles no solo variam de acordo com o experimento.

A principal diferença encontrada nos orçamentos entre os dois reatores foi devida à aquisição do material do meio suporte do filtro anaeróbico do reator híbrido. Esse meio suporte pode ser composto de vários materiais, entre eles os mais utilizados são: a brita graduada e a escória de alto forno (Figura 5.16A). Este último pode provocar um processo de inibição pelo alto teor de metais pesados em sua composição (Chernicharo, 1997).

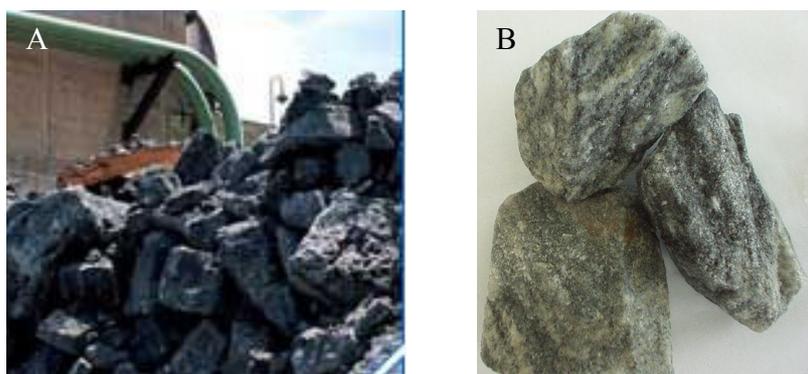


Figura 5.16 – Escória de auto-forno (A) e brita graduada n°4 (B).

Há ainda a possibilidade de preencher o filtro com materiais pré-fabricados (Figura 5.17), além de cerâmicas confeccionadas para apresentar alta porosidade. Esses materiais não são facilmente encontrados, sendo que maioria dos fornecedores os importam, e há uma variação muito grande de preços entre os fabricantes.



Figura 5.17 - Anéis de plástico pré-fabricados. (Fonte: Andrade Neto,2004)

O 5.15 apresenta os preços e o índice de vazios dos enchimentos mais comuns encontrados, com a inclusão dos anéis de conduíte cortado que foram utilizados para a pesquisa.

Quadro 6.15 – Preços dos materiais mais utilizados para o meio suporte do filtro anaeróbico

Produto	Índice de vazios	Custo médio por m³ em U\$
Brita n° 4	50%	20,00
Escória de alto forno	60%	10,40
Anéis em cerâmica*	80%	605,60
Anéis pré-fabricados em plástico*	90%	143,50 – 966,60
Conduítes	90%	100,00

*Fonte Andrade Neto, 2004.

Um aspecto a ser observado na hora de escolher o material do meio suporte é o índice de vazios; quanto maior o índice de vazios, mais biomassa pode ser acumulada pelo material, fazendo com que o tratamento, teoricamente,

seja mais eficiente. Nesse aspecto, os melhores materiais seriam os conduítes e os anéis pré-fabricados em plástico.

Em se tratando de preço, as melhores opções seriam a brita, a escória e os conduítes, sendo que os dois acarretariam um aumento considerável na carga aplicada por causa de seus pesos específicos alto, em torno de 2.6 g/cm^3 , o que gera mais custos com fundação. A disponibilidade no mercado, bem como o seu transporte (custo e envio) podem inviabilizar o uso desses materiais

Logo, a melhor opção, em princípio, seria os anéis de conduíte cortados que são leves, peso específico em torno de 1 g/cm^3 , alto índice de vazios, 90%, e preço razoável, U\$ 100,00 por m^3 . Ao contrário dos outros tipos de anéis plásticos, os de conduítes são bem mais barato.

Nos Quadros 5.16 e 5.17 estão os orçamentos detalhados dos custos para a implantação dos respectivos reatores e da construção da base para os reatores. Ressaltando, novamente, que a FIBRA TÉCNICA, empresa responsável pela fabricação dos reatores, inclui no preço de venda de cada reator os serviços de transporte e instalação, bem como os tubos e conexões utilizadas pelos reatores.

Para a composição do preço do reator híbrido foi incluso o valor do enchimento do meio suporte, anéis de conduítes.

Quadro 5.16 – Orçamento de implantação do reator híbrido

Orçamento de implantação reator híbrido					
Material	Unidade	Quantidade	Preço (R\$)		Preço (U\$)
			Unitário	Total	Total
Reator Híbrido	un	1	19000	19000	6551,72
Enchimento de conduíte *	m	1200	0,2	240	82,76
Bombas de recalque	un	2	800	1600	551,724
Área para implantação do reator	m ²	2	5	10	
Escavação manual	m ³	1,265	5,5	6,96	2,40
Remoção do material escavado	m ³	1,265	4,5	5,69	1,96
Compactação manual do terreno	m ²	1,805	0,5	0,90	0,31
Execução de uma camada de 0,5 de espessura, mistura areia cimento na proporção 10:1	m ²	1,805	92	166,06	57,26
Concreto não estrutural (1:4:8)	m ³	0,1	110	11,00	3,79
Concreto estrutural armado de 18 Mpa	m ³	0,54	580	313,20	108,00
Leitos de secagem	vb	0,5	800	400,00	137,93
			TOTAL	21753,81	7535,80

*Utilizam-se 1000 m lineares de conduítes para preencher de 1 m³ de reator com o anel

Assim, como a população atendida pode variar de 50 até 400 habitantes o custo per capita para a implantação do reator híbrido varia de U\$ 150,00 a 18,80 por habitante. Em contrapartida, para o reator UASB essa variação fica entre U\$ 149,00 a 18,60 por habitante. A diferença de custos entre os dois reatores pode ser considerada insignificante, pois foram mostradas em capítulos anteriores as vantagens de se utilizar o reator híbrido.

Quadro 5.17 – Orçamento de implantação do reator UASB

Orçamento de implantação reator UASB					
Material	Unidade	Quantidade	Preço (R\$)		Preço (U\$)
			Unitário	Total	Total
Reator UASB	un	1	19000	19000	6551,72
Bombas	un	2	800	1600	551,724
Área para implantação do reator	m ²	2	5	10	3,45
Escavação manual	m ³	1,265	5,5	6,96	2,40
Remoção do material escavado	m ³	1,265	4,5	5,69	1,96
Compactação manual do terreno	m ²	1,805	0,5	0,90	0,31
Execução de uma camada de 0,5 de espessura, mistura areia cimento na proporção 10:1	m ²	1,805	92	166,06	57,26
Concreto não estrutural (1:4:8)	m ³	0,1	110	11,00	3,79
Concreto estrutural armado de 18 Mpa	m ³	0,54	580	313,20	108,00
Leitos de secagem	vb	0,5	800	400,00	137,93
			TOTAL	21513,81	7453,4

No Quadro 5.18, estão relacionados diversos tipos sistemas de tratamento que são normalmente adotados, bem como seus respectivos custos médios para a implantação.

Quadro 5.18 – Sistemas comumente utilizados no tratamento de efluentes

Sistema	Custo por habitante U\$
Sistema aeróbio convencional*	35.3 - 88
Tratamento anaeróbio*	14,7 – 29,4
Tratamento anaeróbio seguido de pós-tratamento (lagoa de polimento) **	37.7 – 44.4
Reatores UASB compacto em fibra	18,60 – 149,00
Reator híbrido (UASB+filtro anaeróbio) compacto em fibra	18,80 – 150,00

Fonte: Campos, 1997, **Fonte: Pinho2004

Existe um outro sistema composto de reator UASB e reatores seqüenciais em batelada para pós-tratamento, cujos custos de implantação são equivalentes à metade dos custos dos tratamentos aeróbia convencionais, ou seja, U\$17,60 –a 44,00 (GUIMARÃES, 2004). Este não está relacionado pois não é comumente utilizado.

A partir de uma população de 200 habitantes, os sistemas estudados apresentam um custo equivalente ao custo encontrado para o tratamento anaeróbio seguido por pós-tratamento em lagoa de polimento. Mas para populações acima desse valor os custos são menores.

Vale lembrar que o efluente do reator híbrido, pode ter várias utilidades, pois este efluente possui uma baixa turbidez e a quantidade de ovos de helmintos tende à zero, como foi mostrado anteriormente.

Os custos de operação para o sistema foram baixos (Quadro 5.19). Isto porque o operador necessitava dedicar somente duas horas diárias, para verificação se o sistema está funcionando corretamente e, eventualmente, realizar as descargas do lodo e da areia em excesso.

Quadro 5.19 – Custos mensais de operação do sistema

Custos	Valores U\$
Salário do operador + encargos sociais	240,00
Consumo de energia mensal (consumo de energia do conjunto moto bomba)	35,00
Verba para manutenção dos equipamentos*	13,00
Total	288,00

* Valor do equipamento dividido pela sua vida útil. nesse caso foi adotada uma vida útil de 5 anos

Assim, os custos com operação e manutenção se resumem a um salário mínimo, menor quantia a ser paga a um trabalhador, mais o consumo de energia da bomba, que em média foi de 290 horas mensais. Dividindo-se esse valor pela

população a ser atendida temos: U\$ 5,80 para uma população de 50 habitantes e U\$ 0,72 para uma população de 400 habitantes. ,

Esse é um valor bem próximo ao encontrado na literatura para a operação e manutenção de sistemas anaeróbios que é de aproximadamente 1 dólar (Campos, 1999). Vale salientar que o trabalhador responsável pelo sistema poderá ser responsável por mais sistemas de tratamento, pois não há necessidade do operador ficar o dia todo na ETE.

6. Conclusões e Recomendações

A caixa de areia estudada não apresentou desempenho satisfatório, pois sua eficiência foi muito inconstante. Em algumas ocasiões apresentou uma ausência de remoção de STF e SSF.

Como é muito dependente da velocidade ascensional, recomenda-se que seja realizado um estudo sobre a velocidade de sedimentação das partículas que se deseja remover com esse tipo de tratamento, pois neste caso, o mecanismo parece ser um pouco distinto da sedimentação de partículas discretas em caixas de areia horizontais.

Apesar de os resultados não terem sido promissores, o modelo de caixa de areia vertical, investigado no presente estudo, parece ser muito interessante do ponto de vista prático, devido ao reduzido requerimento de área. Portanto, recomenda-se que seja estudado um melhoramento no sistema de acumulação e armazenamento da areia, pois o atual parece não ser adequado logo que muitas vezes o sedimento acumulado no fundo da caixa de areia aparentava retornar ao sistema.

Seria também recomendável o desenvolvimento de algum artifício, o desenvolvimento de um sistema de tubos concêntricos cada tubo dimensionado para diferentes vazões, por exemplo, para que a caixa de areia vertical pudesse operar com diferentes vazões, pois no atual modelo seu uso se restringe somente a uma determinada vazão previamente estabelecida.

Este sistema, se sanado todos os problemas, poderá ser bastante útil em lugares onde há falta de espaço para a caixa de areia horizontal, pois a caixa de areia vertical não necessita de ambientes maiores que 0,5 m² para cada 100 habitantes.

Em relação aos reatores anaeróbios monitorados, o reator híbrido mostrou-se muito mais estável durante todo o processo, em períodos quando os sistemas ficaram parados, o mesmo reator apresentou um tempo de recuperação

menor que o reator UASB. Enquanto o reator UASB necessitou de 1 semana para voltar a apresentar os resultados que eram obtidos antes da paralisação, o reator híbrido necessitou apenas de 3 dias para realizar a mesma ação.

Para a legislação de Pernambuco os valores de DQO e DBO, 160mg/L e 80mg/L respectivamente, apresentados pelo reator híbrido estão dentro do permitido para o lançamento de efluente de reatores anaeróbios. Em contrapartida para o reator UASB os valores médios encontrados foram maiores que o permitido para o parâmetro DBO, em todas as fases, e para DQO a concentração foi superada na fase 3.

Para os SSV o reator híbrido apresentou, nas duas primeiras fases valores abaixo de 30 mg/l, fato não observado no reator UASB.

A principal vantagem observada no reator híbrido foi à remoção de ovos de helmintos, o que viabiliza o reúso do efluente proveniente deste reator em diversas atividades, na agricultura, por exemplo. O que é muito importante, pois o efluente produzido por reatores anaeróbios apresentam nutrientes que são responsáveis para o desenvolvimento dos vegetais como nitrogênio e fósforo,.

O enquadramento do efluente do reator híbrido nos parâmetros de emissão de efluentes da legislação, indica a viabilidade como um sistema de tratamento de esgoto. E mais ainda, a possível reutilização desses efluentes na agricultura ou em lugares onde existam plantas ornamentais, como praças, parques, etc. Portanto, o uso desse tipo de unidade para pequenas comunidades, por exemplo, parece ser muito interessante, por apresentar certa sustentabilidade quando se trata da reutilização do efluente tratado na agricultura.

Para o material do meio suporte, uma opção a ser considerada é o conduíte, pois seu preço não é tão elevado, U\$ 100,00 por m³ de reator, tem um índice de vazios alto, 90%, e trata-se de um material leve, peso específico de 1 g/cm³.

Os reatores compactos em fibra de vidro são uma boa alternativa de tratamento, principalmente o reator híbrido, pois este apresenta um custo muito próximo ao reator UASB de fibra, U\$18,80 a 150,00, e ainda proporciona um efluente de melhor qualidade.

Outro aspecto positivo são os custos envolvidos na operação e manutenção do sistema proposto, que giram em torno de 1 dólar por habitante.

7. Referencias Bibliográficas

- ABNT – NB-592 Projeto de estação de tratamento de água para abastecimento público Rio de Janeiro: ABNT, 1989.
- ANDRADE NETO, C. O. *Filtro anaeróbio aplicado ao tratamento de esgoto sanitário. Campina Grande: UFCG. 195p. Tese (Doutorado). Programa de pós-graduação Recursos Naturais, Universidade Federal de Campina Grande, 2004.*
- ANDRADE NETO, C.O. *Sistemas simples para tratamento de esgotos sanitários : experiência brasileira. Rio de Janeiro: ABES, 1997.*
- AWWA/APHA/WEF. *Standard methods for the examination of water and wastewater. 20th ed. Washington: 1998.*
- CAMPOS, J.R. (coord.) *Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo. Projeto Prosab. Rio de Janeiro: ABES, 1999.*
- CHAN, O. C., LIU, W.T., FANG, H.H.P. Study of microbial community of brewery-treating granular sludge by denaturing gradient gel electrophoreses of 16rRNA gene. *Water Science and Technology*, Great Britain, v.43, n.1, p. 77-82, 2001.
- CHERNICHARO, C.A.L. (coord.). *Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios. Projeto Prosab. Belo Horizonte: FINEP, 2001.*
- CHERNICHARO, C.A.L. *Principio do tratamento biológico de águas residuárias: Reatores anaeróbios. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 1997.*
- CHERNICHARO, C.A.L., MACHADO, R.M.G. Feasibility of the UASB/AF system for domestic sewage treatment in developing countries. *Water Science and Technology*, Great Britain, v.38, n.8-9, p. 325-332, 1998.
- CHERNICHARO, C.A.L., MACHADO, R.M.G. Feasibility of the UASB/AF system for domestic sewage treatment in developing countries. *Water Science and Technology*, Great Britain, v.38, n.8-9, p. 325-332, 1998.
- COPAM - *Deliberação Normativa COPAM 010. Minas Gerais: 1986.*

- CPRH – *Manual técnico de dimensionamento de tanques sépticos e unidades básicas complementares*. Recife: CPRH, 2004.
- DACACH, N. G. *Tratamento primário de esgoto*. Rio de Janeiro: Didática e Científica, 1991.
- ELMITWALLI, T.A. et al. Low temperature pre-treatment of domestic sewage in an anaerobic hybrid or an anaerobic filter reactor. *Bioresource Technology* 82, p.233 – 239, 2002.
- ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY Wastewater Technology Fact Sheet screening and grit removal. United States: EPA, 2003.
- FERNÁNDEZ, M.J. et al Anaerobic treatment of fiberboard manufacturing wastewaters in a pilot scale hybrid UASB Reactor. *Water Research*, Great Britain, v.35, n. 17, p. 4150–4158, 2001.
- FLORÊNCIO, L. *The fate of methanol in anaerobic reactors*, teses (Ph.D), Wageningen Agricultural University, 1994.
- GEBARA, F. Activated sludge biofilm wastewater treatment system. *Water Research*, Great Britain. v. 33, n. 1, p. 230-238, 1999.
- GONÇALVES, R. F. et al. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por reatores com biofilme In: CHERNICHARO, C.A.L. (coord.). *Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios*. Projeto Prosab. Belo Horizonte: FINEP, 2001. P. 171-278.
- GUIMARÃES, P. et al. Avaliação econômica entre o sistema UASB-RSB e o sistema de Lodo Ativado convencional. Trabalho apresentado no décimo primeiro Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Natal, 2004.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico**. Disponível em:
www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/atlas_saneamento/index.html?c=1.
- Acesso em 22/06/2005
- JORDÃO, E. P., PACHECO, C.A. *Tratamento de esgotos domésticos*. 3. ed.: Rio de Janeiro: ABES, 1995.

KELLER et al. Ocorrência e remoção de patógenos emergentes (cryptosporidium e giárdia) em uma estação compacta de tratamento de esgotos sanitários. Trabalho apresentado no décimo primeiro Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Natal, 2004.

LO, K.V., LIAO, E.H. E GAO, Y.C. Anaerobic treatment of swine wastewater using hybrid UASB reactors. *Bioresource Technology, United States*: 47, p 153 – 157, 1994.

MALASPINA F. et al. Anaerobic treatment of cheese whey with a downflow–upflow hybrid reactor. *Bioresearch technology United States*: v. 55, n. 2, p.131-139, 1996.

METCALF & EDDY, *Wastewater engineering – Treatment, disposal and reuse*. 3rd ed. New York: McGraw-hill, Inc., 1991.

MISRA, C., GUPTA S.K. Hybrid Reactor For Priority Pollutant- Trichloroethylene Removal. *Water Research*, Great Britain, v. 35, n. 1, p. 160-166, 2001.

MOSQUEIRA-CORRAL et al. simultaneous methanogenesis and denitrification of pretreated effluents from a fish canning industry. *Water Research*, Great Britain, v. 35, n. 2, p. 411-418, 2001.

NOVAES, R.F.V. Microbiology of anaerobic digestion *Water Science and Technology*, Great Britain, v. 18, n. 12, p. 1 – 14, 1986.

PADUA, V.L., DI BERNARDO, L. Optimización de la sedimentacion y empleo de mantas sintéticas no tejidas em plantas existentes. Seminário apresentado no 16° Congresso interamericano de ingenieria sanitária y ambiental, Lima, Peru ,1998.

PAULINO,R.C. et al. Tratamento anaeróbico de esgotos e sua eficiência na redução da viabilidade de ovos de helmintos. *Revista da sociedade brasileira de medicina tropical*. Brasil, n.34, p. 421-428, 2001.

PINHO, M. F. *Estudo Técnico e econômico de alternativas para tratamento de esgotos de Porto de Galinhas*. Recife: UFPE, 47p. Trabalho de conclusão de curso (Especialização) Departamento de Engenharia Civil da Universidade Federal de Pernambuco, 2004.

ROCHA, M.A.G. *Estudos da atividade metanogênica de lodos e da biodegradabilidade anaeróbia de efluentes de indústrias de bebidas*. Recife:UFPE.

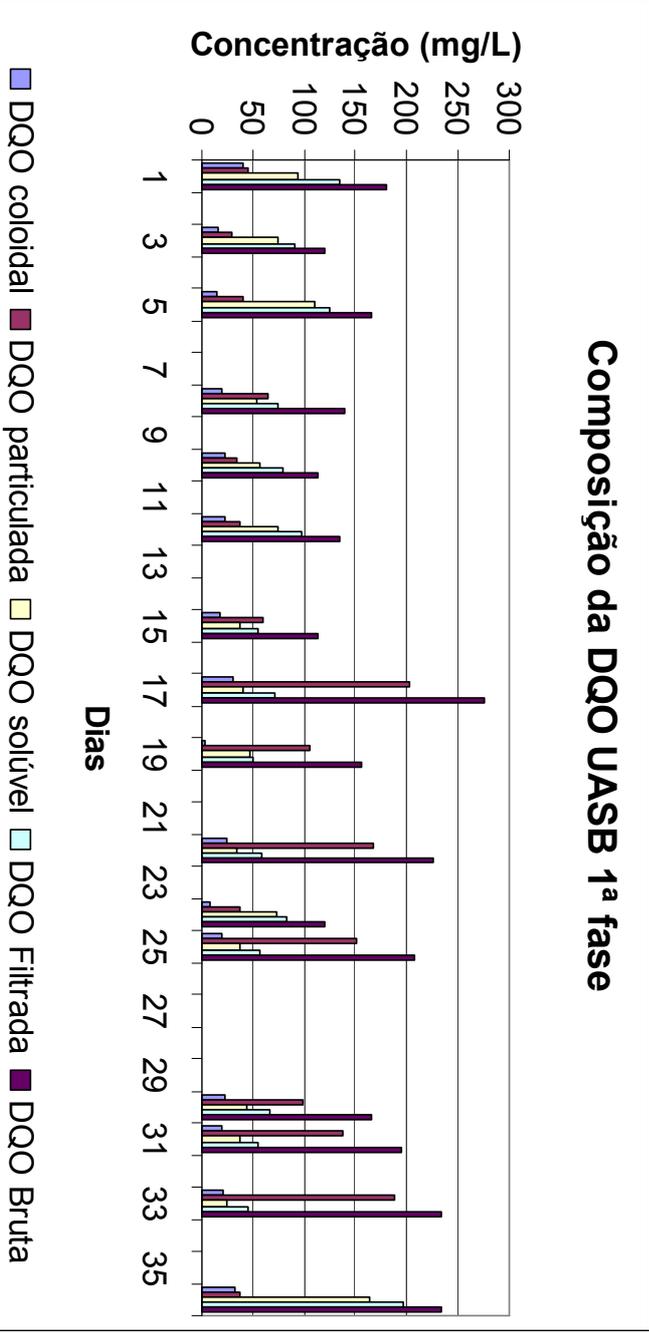
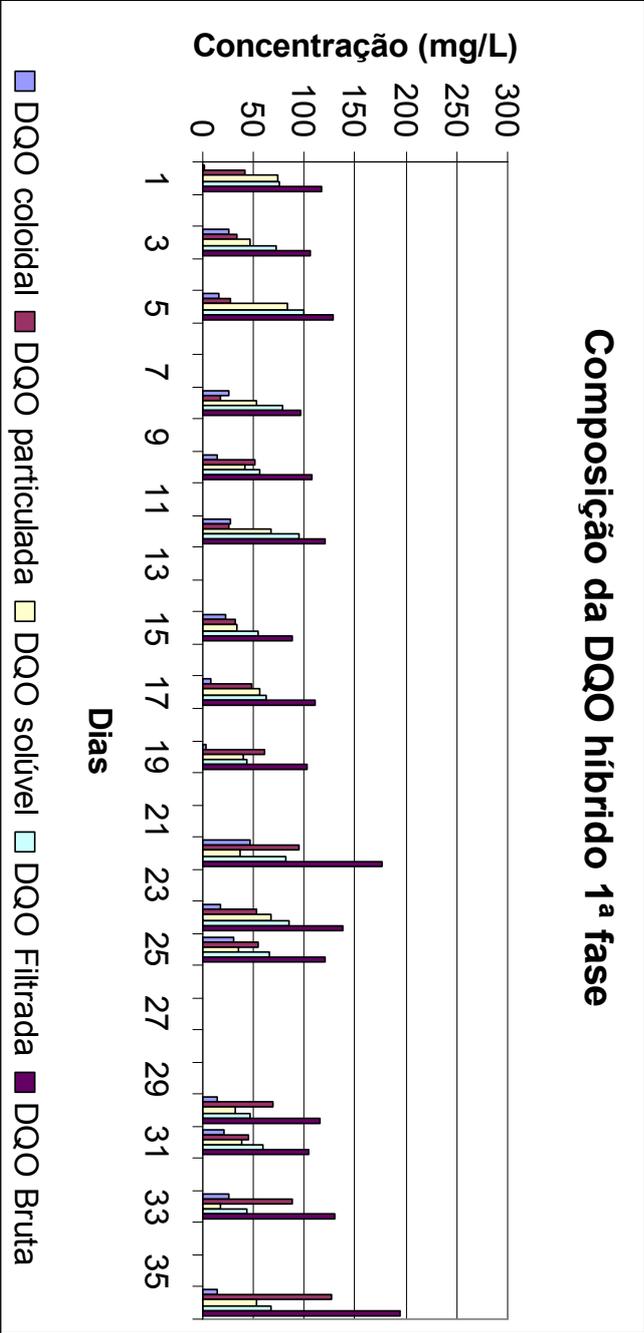
Dissertação (Mestrado) Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil
Universidade Federal de Pernambuco., 2004.

STANFORD, M.P.A. *Avaliação de reatores UASB e híbrido (UASB e filtro anaeróbio) para tratamento de esgoto sanitário de comunidades de pequeno e médio porte. Recife: UFPE, 72 p.* Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil Universidade Federal de Pernambuco., 2002.

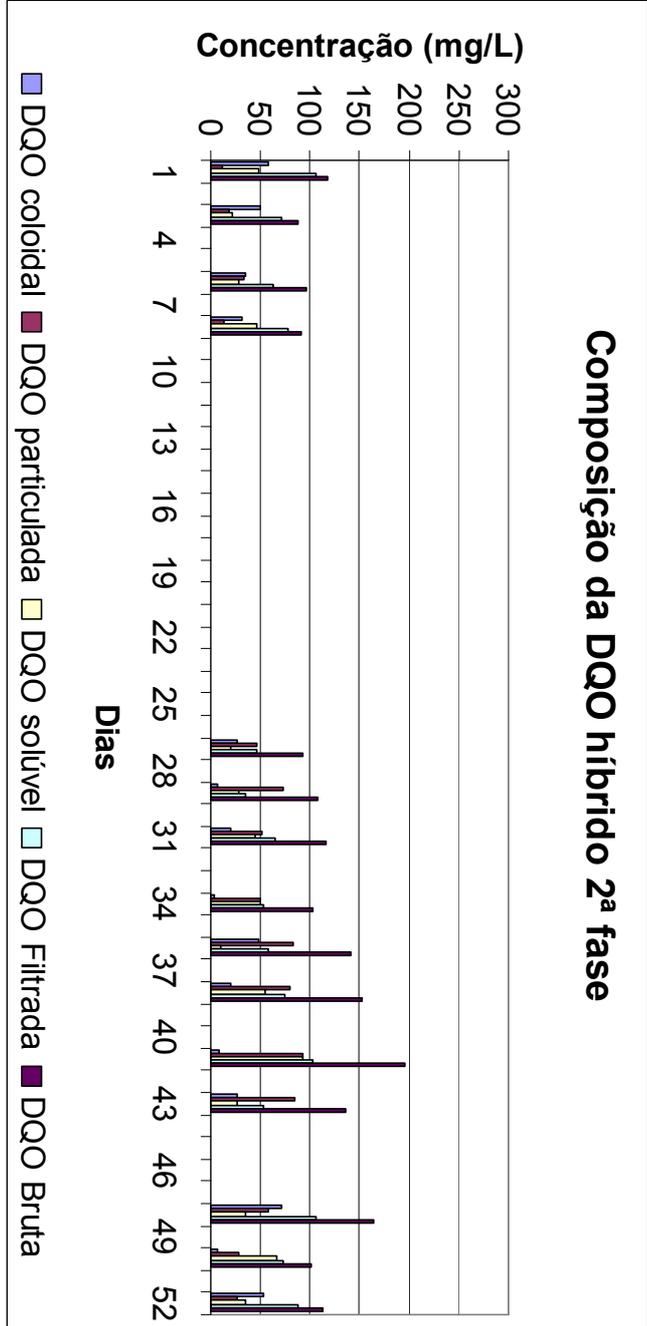
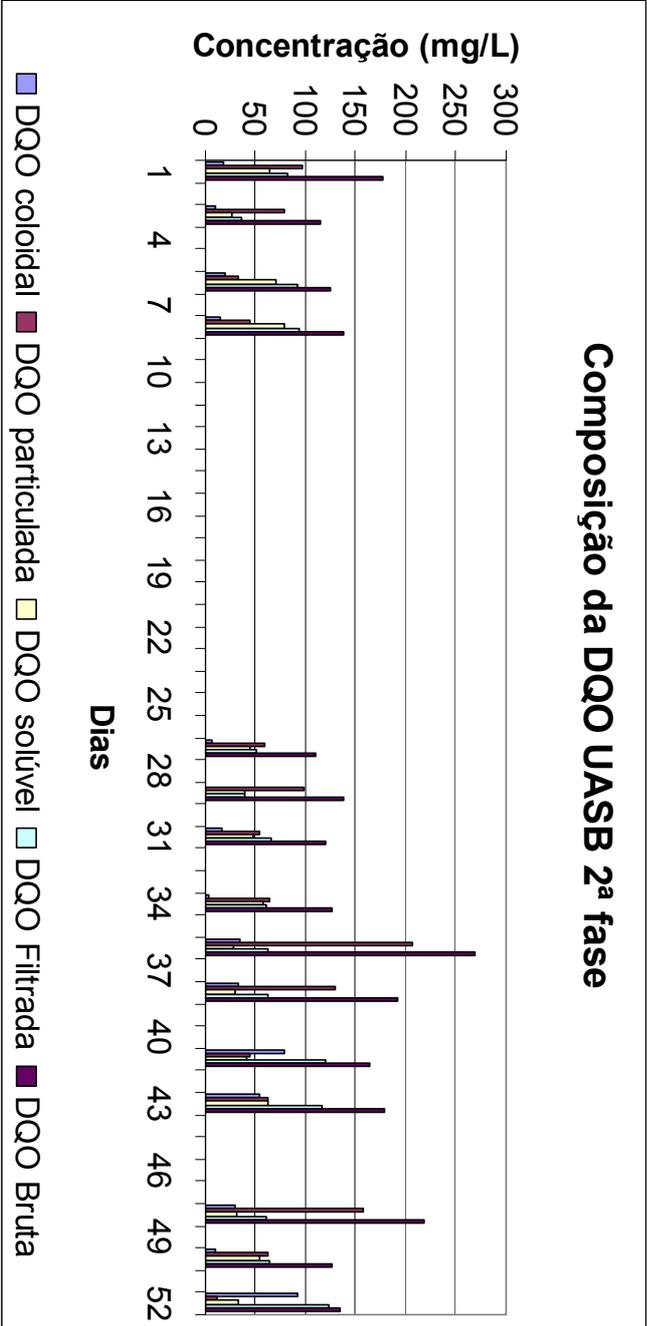
VON SPERLING, M. *Princípios do Tratamento Biológico de Águas Princípios Básicos do Tratamento de Esgotos*, volume 2, Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 1996.

Anexos

Anexo A – Composição de DQO durante a primeira fase de experimento



Anexo B– Composição de DQO durante a segunda fase de experimento



Anexo C– Composição de DQO durante a terceira fase de experimento

