



PDF
Complete

*Your complimentary
use period has ended.
Thank you for using
PDF Complete.*

[Click Here to upgrade to
Unlimited Pages and Expanded Features.](#)

ALINE GONÇALVES LOUZADA

Livros Grátis

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.



ONÇALVES LOUZADA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Sérgio Túlio Alves Cassini



UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO TECNOLÓGICO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

ALINE GONÇALVES LOUZADA

COMISSÃO EXAMINADORA

Prof. Dr. Sérgio Túlio Alves Cassini
Orientador

Prof. Dr. Ricardo Franci Gonçalves
Examinador Interno

Profa. Dra. Lúcia de Toledo Câmara Neder
Examinadora Externa



PDF
Complete

*Your complimentary
use period has ended.
Thank you for using
PDF Complete.*

[Click Here to upgrade to
Unlimited Pages and Expanded Features.](#)

**A Deus,
A minha mãe e ao meu pai (...)
E aos meus irmãos!**

ADECIMENTOS

A Deus, por tudo que representa na minha vida e por ter me dado a perseverança de chegar até aqui;

A minha mãe, aos meus irmãos e a todos os familiares que sempre me apoiaram, incentivaram e me encorajaram em todos os momentos difíceis da minha vida;

Ao Prof. Ricardo Franci Gonçalves, pela oportunidade inicial de me ingressar na equipe Labsan, além de sua valorosíssima co-orientação e por toda disposição e interesse em auxiliar-me nesta pesquisa;

Ao Prof. Sérgio Túlio Alves Cassini, pela orientação e oportunidade de desenvolver esta pesquisa;

À Prof^a Kelly, pela amizade, sugestões e conversas;

Ao Léo, Milena e Juliana, pela amizade e inestimável ajuda nos trabalhos de laboratório e que ainda dividiram comigo a ansiedade inicial e final de cada teste que dava certo ou não;

Aos meus grandes e queridos amigos: Ana Lycia, Tércio Abreu, Carol, e Beatriz, pela inquestionável amizade e ajuda indispensável nas tarefas mais difíceis, sempre estiveram verdadeiramente ao meu lado, me dando forças para seguir em frente (...) Adoro muito vocês!

Aos meus amigos Fernanda, Francisco, Wagner e Renata, por tornarem o trabalho mais agradável e alegre sempre;

A todos os amigos do Labsan, (...) que foram muito importantes nessa conquista e que aguardavam ansiosos o aroma agradável do meu experimento;

Ao Saulo, pelo carinho, incentivo e paciência;

Ao Leonardo Bastos e Rodrigo Ramos, pela amizade e incansável ajuda com o nosso respirômetro;

Ao Teixeira e à Karen, pela ajuda nos problemas encontrados frente à secretaria do PPGEA;

Aos membros da banca examinadora pela presença e contribuição técnica oferecida;

A todos aqueles que de alguma maneira contribuíram para a realização desse trabalho;

Muito Obrigada por TUDO!!!



PDF
Complete

*Your complimentary
use period has ended.
Thank you for using
PDF Complete.*

[Click Here to upgrade to
Unlimited Pages and Expanded Features.](#)

***"Há homens que lutam um dia e são bons.
Há outros que lutam um ano e são melhores.
Há os que lutam muitos anos e são muito bons.
Porém, há os que lutam toda a vida.
Esses são os imprescindíveisô***

Bertolt Brecht

TA DE SIGLAS

AME ã Atividade Metanogênica Específica
BFs ã Biofiltro Aerado Submerso
CH₄ ã Metano
CNTP ã Condições normais de temperatura e pressão
CT ã Centro tecnológico
DBO ã Demanda Bioquímica de Oxigênio
DBOfilt ã DBO solúvel
DQO ã Demanda Química de Oxigênio
DQO_{CH4} ã Carga de DQO removida no reator e convertida em metano
DQOfilt ã DQO solúvel
DQOtót ã DQO total
Desv. Pad. ã Desvio Padrão
ETE ã Estação de Tratamento de Esgoto
h ã Horas
MS ã Matéria Seca
n ã Número de amostras
O₂ ã Oxigênio
Ph ã Potencial hidrogeniônico
PROSAB ã Programa de Pesquisa em Saneamento Básico
R² ã Ajuste da reta pelo método dos mínimos quadrados
So ã Substrato
SF ã Sólidos fixos
SST ã Sólidos Suspensos Totais
SSV ã Sólidos Suspensos Voláteis
ST ã Sólidos Totais
SV ã Sólidos Voláteis
TDH ã Tempo de detenção hidráulica
T1 ã Altura 0,25m do reator UASB
T3 ã Altura 1,25m do reator UASB



lge Blanket Reactor (Reator Anaeróbio de Manta

de Lodo e Fluxo Ascendente)

UFES ã Universidade Federal do Espírito Santo

V_{CH_4} ã Volume de metano produzido

X_o ã Biomassa

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO.....	18
2.	OBJETIVOS.....	20
2.1.	OBJETIVO GERAL.....	20
2.2.	OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	20
3.	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	21
3.1.	LODO DE ESGOTO.....	21
3.1.1.	Processamento do lodo em ETEs.....	24
3.1.2.	Desaguamento do lodo de esgoto.....	25
3.1.3.	Higienização de lodos	27
3.1.4.	Alternativas de disposição final do lodo de esgoto	28
3.2.	REATOR UASB.....	30
3.3.	BIOFILTROS AERADOS SUBMERSOS.....	32
3.4.	ASSOCIAÇÃO UASB + BF.....	33
3.5.	ASPECTOS GERAIS DA DIGESTÃO ANAERÓBIA.....	35
3.5.1.	Fatores que influenciam o processo de digestão anaeróbia.....	36
3.5.1.1.	Temperatura.....	36
3.5.1.2.	pH e alcalinidade.....	37
3.5.1.3.	Capacidade de assimilação a cargas tóxicas	37
3.5.1.4.	Nutrientes.....	38
3.5.1.5.	Sobrecargas hidráulicas.....	39
3.6.	MICROBIOLOGIA DA DIGESTÃO ANAERÓBIA.....	40
3.6.1.	Hidrólise.....	42
3.6.2.	Acidogênese.....	42
3.6.3.	Acetogênese.....	42
3.6.4.	Metanogênese.....	43
3.7.	FUNDAMENTOS DA HIDRÓLISE DE LODOS.....	44
3.8.	MÉTODOS UTILIZADOS PARA BIODEGRADABILIDADE E DESINTEGRAÇÃO DE LODOS.....	47
3.8.1.	Processos de desintegração mecânica.....	49
3.8.2.	Tratamento químico.....	49
3.8.3.	Tratamento biológico.....	53
3.8.4.	Tratamento termoquímico.....	54
3.8.5.	Tratamento térmico.....	55
3.9	ATIVIDADE METANOGENICA ESPECÍFICA.....	57
3.9.1	Considerações preliminares.....	57
3.9.2.	Metodologias empregadas para o teste.....	57
3.9.3.	Importância da avaliação da Atividade Metanogênica Específica.....	60

	OS	62
		62
4.2	DESCRIÇÃO DA ETE ò UFES	62
4.3	AMOSTRAGENS DE LODOS	65
4.4	APARATO EXPERIMENTAL	66
4.4.1	Ensaio de hidrólise	66
4.4.2	Respirômetro Anaeróbio Automatizado	67
4.4.3	Princípio do funcionamento do aparelho	68
4.5	TESTE DE ATIVIDADE METANOGÊNICA ESPECÍFICA ò AME.....	69
4.5.1.	Biomassa	72
4.5.2.	Solução nutritiva	72
4.5.3.	Substrato	73
4.5.4.	Execução do teste de AME	75
4.5.5.	Procedimentos para a execução do teste de AME	76
4.5.5.	Metodologia para cálculo de AME	78
4.6.	TÉCNICAS LABORATORIAIS	79
4.7.	ANÁLISE DOS DADOS	79
5.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	80
5.1.	MONITORAMENTO E CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE	80
5.2.	CARACTERÍSTICAS DOS LODOS BRUTO E HIDROLISADOS UTILIZADOS NO EXPERIMENTO	83
5.3.	DETERMINAÇÃO DA ATIVIDADE METANOGÊNICA ESPECÍFICA DE LODOS DO REATOR UASB	84
5.3.1.	Comportamento da biomassa do lodo a 0,25m do reator UASB submetido a diferentes substratos	86
5.3.2.	Comportamento da biomassa do lodo a 1,25m do reator UASB submetido a diferentes substratos	91
5.3.3.	Comparação entre o desempenho das biomassas 0,25m e 1,25m utilizando lodos hidrolisados	96
5.3.3.1.	Fração sedimentada do lodo hidrolisado	96
5.3.3.2.	Fração sobrenadante do lodo hidrolisado	101
5.4.	Discussão geral dos testes	105
5.5.	POTENCIAL DA PRODUÇÃO DE METANO DOS LODOS ANAERÓBIOS (0,25m e 1,25m) DO REATOR UASB	109
6.	CONCLUSÕES	115
7.	RECOMENDAÇÕES	118
8.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	119
8.	ANEXOS	136

TA DE FIGURAS

Figura 3.1: Representação esquemática simplificada da digestão anaeróbia de substratos complexos.....	41
Figura 4.1: Vista geral da Estação de Tratamento de Esgoto ã ETE UFES.....	62
Figura 4.2: Fluxograma da ETE UFES (1000 habitantes).....	63
Figura 4.3: Reator UASB do sistema ETE-UFES.....	64
Figura 4.4: Corte vertical do reator UASB.....	64
Figura 4.5: BFs do sistema ETE-UFES.....	65
Figura 4.6: Corte vertical do BF 1e BF terciário.....	65
Figura 4.7: Pontos de coleta de perfil do lodo misto.....	66
Figura 4.8: Representação esquemática do aparato utilizado para realização dos ensaios de hidrólise.....	67
Figura 4.9: Visão geral do respirômetro anaeróbio automatizado.....	68
Figura 4.10: Identificação dos componentes do respirômetro.....	68
Figura 4.11: Seqüência de operações para iniciar um teste de AME usando o Respirômetro Anaeróbio Automatizado.....	71
Figura 4.12: Alturas de coleta do lodo para os testes de AME.....	72
Figura 4.13: Esquema das condições dos ensaios de AME realizados.....	74
Figura 4.14: Fluxograma do sistema de determinação da AME.....	75
Figura 4.15: Relação do volume de metano expresso em DQO_{CH_4} e biomassa em função do tempo.....	79
Figura 4.16: Trecho de inclinação máxima do gráfico da Figura 4.15.....	79
Figura 5.1: Monitoramento de SST no sistema UASB+BFs.....	82
Figura 5.2: Monitoramento de DQO no sistema UASB+BFs.....	82
Figura 5.3: Monitoramento de $DQO_{filtrada}$ no sistema UASB+BFs.....	83
Figura 5.4: Evolução da relação do volume de metano em massa de DQO convertida em CH_4 ($gDQO_{CH_4}$) com a biomassa (gSV) em função do tempo, submetido a diferentes substratos, onde: — Controle; — Acetato; — Hidról. Alcal. do lodo a 0,25m; — Hidról. Alcal. do lodo a 1,25m.....	87

E ao longo do tempo (em horas) utilizando biomassa a 0,25m do reator UASB submetido a diferentes substratos, onde:

— Controle; — Acetato; — Hidról. Alcal. do lodo a 0,25m; — Hidról. Alcal. do lodo a 1,25m..... 88

Figura 5.6: Evolução da relação do volume de metano em massa de DQO convertida em CH_4 ($\text{gDQO}_{\text{CH}_4}$) com a biomassa (gSV) em função do tempo, submetido a diferentes substratos, onde: — Controle; — Acetato; — Hidról. Alcal. do lodo a 0,25m; — Hidról. Alcal. do lodo a 1,25m.....92

Figura 5.7: Variação da AME ao longo do tempo (em horas) utilizando biomassa a 1,25m do reator UASB submetido a diferentes substratos, onde: — Controle; — Acetato; — Hidról. Alcal. do lodo a 0,25m; — Hidról. Alcal. do lodo a 1,25m.....92

Figura 5.8: Evolução da relação do volume de metano em massa de DQO convertida em CH_4 ($\text{gDQO}_{\text{CH}_4}$) com a biomassa (gSV) em função do tempo, submetido a diferentes substratos, onde: — biomassa a 0,25m submetida a hidrólise alcalina do lodo a 0,25m; — biomassa a 0,25m submetida a hidrólise alcalina do lodo a 1,25m; — biomassa a 1,25m submetida a hidrólise alcalina do lodo a 0,25m; — biomassa a 1,25m submetida a hidrólise alcalina do lodo a 1,25m.....97

Figura 5.9: Variação da AME ao longo do tempo (em horas), onde: — Biomassa a 0,25m submetida a hidról. alcal. do lodo a 0,25m ; — Biomassa a 0,25m submetida a hidról. alcal. do lodo a 1,25m ; — Biomassa a 1,25m submetida a hidról. alcal. do lodo a 0,25m; — Biomassa a 1,25m submetida a hidról. alcal. do lodo a 1,25m.....98

Figura 5.10: Evolução da relação do volume de metano em massa de DQO convertida em CH_4 ($\text{g DQO}_{\text{CH}_4}$) com a biomassa (gSV) em função do tempo, submetido a diferentes substratos, onde: — Biomassa a 0,25m submetida a hidról. Alcal. do lodo a 0,25m ; — Biomassa a 0,25m submetida a hidról. alcal. do lodo a 1,25m ; — Biomassa a 1,25m submetida a hidról. alcal. do lodo a 0,25m; — Biomassa a 1,25m submetida a hidról. alcal. do lodo a 1,25m.....102

Figura 5.11: Variação da AME ao longo do tempo (em horas), onde: — Biomassa a 0,25m submetida a hidról. alcal. do lodo a 0,25m ; — Biomassa a

0,25m submetida a hidról. alcal. do lodo a 1,25m ; Biomassa a 1,25m submetida a hidról. alcal. do lodo a 0,25m; Biomassa a 1,25m submetida a hidról. alcal. do lodo a 1,25m.....102

Figura 5.12: Comparação da Atividade Metanogênica Específica das biomassas a 0,25m e 1,25m utilizando os frascos controles ao longo dos testes realizados.....105

Figura 5.13: Comparação da Atividade Metanogênica Específica das biomassas a 0,25m e 1,25m utilizando o substrato acetato de sódio ao longo dos testes realizados.....105

Figura 5.14: Comparação da Atividade Metanogênica Específica das biomassas a 0,25m e 1,25m utilizando o substrato hidrolisado alcalino 0,25m ao longo dos testes realizados.....106

Figura 5.15: Comparação da Atividade Metanogênica Específica das biomassas a 0,25m e 1,25m utilizando o substrato hidrolisado alcalino 1,25m ao longo dos testes realizados.....106

Figura 5.16: Comparação da Atividade Metanogênica Específica das biomassas a 0,25m e 1,25m utilizando o substrato hidrolisado alcalino

T A DE TABELAS

Tabela 3.1: Principais alternativas de disposição final do lodo.....	29
Tabela 3.2: Resultados de solubilização da DQO em vários estudos de hidrólise alcalina de lodos.....	51
Tabela 3.3: Comparação entre a porcentagem de redução de sólidos suspensos voláteis para lodos anaeróbios do reator UASB (alturas 0,25m e 1,25m), submetidos a processos hidrolíticos alcalinos e ácidos.....	52
Tabela 3.4: Comparação efetiva dos diversos processos hidrolíticos de lodo de esgoto.....	56
Tabela 4.1: Solução tampão e de nutrientes utilizada nos testes de AME.....	73
Tabela 5.1: Características do esgoto bruto, efluente do UASB e efluente dos biofiltros da ETE ã UFES em relação às concentrações de SST, DQO _{total} e DQO _{filtrada}	80
Tabela 5.2: Características dos lodos anaeróbios (0,25m e 1,25m) provenientes do reator UASB, coletados na ETE-UFES.	84
Tabela 5.3: Resumo da biomassa e substratos utilizados nos testes de AME.....	86
Tabela 5.4: Concentração de substrato (So), Biomassa (Xo) e valores de AME encontrados no teste 1	87
Tabela 5.5: Resultados de início e final do teste 1 para os parâmetros SV, pH, além da biomassa, produção de metano e AME avaliadas em cada frasco reator para o lodo a 0,25m.	89
Tabela 5.6: Concentração de substrato (So), Biomassa (Xo) e valores de AME encontrados no teste 2.	91
Tabela 5.7: Resultados de início e final do teste 2 para os parâmetros SV, pH, além da biomassa, produção de metano e AME avaliadas em cada frasco reator para o lodo a 1,25m.	94
Tabela 5.8: Concentração de substrato (So), Biomassa (Xo) e valores de AME encontrados no teste 3.	96

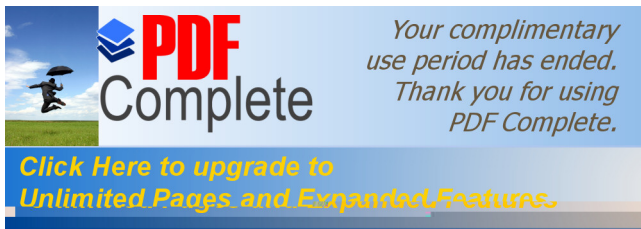
.....	99
Tabela 5.10: Concentração de substrato (S_o), Biomassa (X_o) e valores de AME encontrados no teste 3.	101
Tabela 5.11: Resultados de início e final do teste 3 para os parâmetros SV, pH, além da biomassa, produção de metano e AME avaliadas em cada frasco reator para os lodos a 0,25m e 1,25m.	103
Tabela 5.12: Estatística descritiva dos ensaios realizados utilizando as biomassas 0,25m e 1,25m e seus respectivos substratos	108
Tabela 5.13: Caracterização do potencial da produção de metano por gDQO para os lodos das alturas 0,25m e 1,25m do reator UASB, de acordo com a relação S_o/X_o de 0,2.	112
Tabela 5.14: Caracterização do potencial da produção de metano por gDQO para os lodos das alturas 0,25m e 1,25m do reator UASB, de acordo com a relação S_o/X_o de 0,2.	114

RESUMO

Sabe-se que o esgoto doméstico é constituído em seu maior volume por moléculas de água e uma pequena parcela de sólidos orgânicos, suspensos e dissolvidos, além da presença dos microrganismos patogênicos ou não. Embora o lodo represente apenas de 1% a 2% do volume de esgoto tratado, o seu gerenciamento é bastante complexo e custoso nos sistemas de tratamento de esgoto. A destinação final do lodo é uma opção bastante complexa, porém importante do ponto de vista econômico, e necessária para se diminuir os riscos que podem ser trazidos por esse resíduo na natureza. No sistema ETE ã UFES o esgoto passa por duas etapas de tratamento, o tratamento anaeróbio através do reator UASB (lodo bem concentrado e estabilizado), seguido de tratamento aeróbio, correspondendo aos biofiltros aerados submersos, (lodo não estabilizado e pouco concentrado). Como alternativa para reduzir as fontes de produção de lodo, todo o lodo originado durante a lavagem dos biofiltros recircula para a entrada da estação. A hidrólise é uma tecnologia promissora na minimização dos lodos descartados das estações de esgoto, pois pode aumentar a solubilização dos sólidos presentes no lodo; promover a desidratação do lodo; reduzir patógenos ou suprimir a formação de espuma. Conhecer o comportamento da biomassa microbiana é essencial não só para o controle do processo como também para sua otimização. A eficiência do processo depende, portanto, da atividade metanogênica específica (AME) do lodo, isto é, de sua capacidade de transformar os substratos intermediários da digestão anaeróbia em metano (CH_4) e gás carbônico (CO_2). Sendo assim, espera-se, nesta pesquisa, avaliar em escala laboratorial, o potencial das amostras de lodos anaeróbios, provenientes da ETE-UFES, submetidos previamente a processos de hidrólise química, através do teste de atividade metanogênica específica (AME). Parâmetros tradicionalmente utilizados para o monitoramento dos sistemas de tratamento, como por exemplo, SSV e DQO foram avaliados. A biomassa foi coletada nas alturas 0,25m e 1,25m do reator UASB e os substratos utilizados foram acetato de sódio e os lodos 0,25m e 1,25m hidrolisados com NaOH. O teste foi realizado em um respirômetro automatizado anaeróbio, composto por oito reatores em batelada, cada um com volume útil de 550 ml. O sistema UASB+Bfs da ETE-UFES produz um efluente com características médias de 89 mg/l (SST), 180 mgO_2/l (DQO) e 86 mgO_2/l (DQO_{filtrada}). O lodo hidrolisado a 1,25m obteve aumento considerável na solubilização da matéria orgânica, apresentando valores de DQO_{filtrada} no T_0 = 271,0 mgO_2/l e no T_8 = 3241,6 mgO_2/l . A biomassa na altura 0,25m apresentou valores de AME maiores quando adicionados os substratos acetato, hidrólise alcalina do lodo a 0,25m, e hidrólise alcalina do lodo a 0,25m (fração sobrenadante); Enquanto que a biomassa na altura 1,25m obteve melhor comportamento nos substratos hidrólise alcalina do lodo a 1,25m, hidrólise alcalina do lodo a 0,25m (fração sedimentada) e nas frações sedimentada e sobrenadante do lodo 1,25m.

ABSTRACT

It is known that the domestic sewer is mainly constituted water molecules and a small quantity of organic solid substances, suspended and dissolved, besides the presence of the pathogenic and non-pathogenic microorganisms. Although the silt represents only of 1% 2% of the volume of the treated sewer, its management is sufficiently complex and expensive in the systems of sewer treatment. The final destination of the sludge is complex choice, however its important of the economic point of view, and necessary to decrease the risks that can be brought by this residue in the nature. In the WTW - UFES system there are two stages of treatment, the anaerobic treatment through UASB reactor (concentrated and well stabilized sludge), followed of an aerobic treatment, corresponding to the submerged aerated biofilters, (stabilized silt and little not concentrated). As an alternative to reduce the sources of sludge production, all the sludge originated during the laudering of the biofilters recirculates to the entrance of the station. The hydrolysis is a promising technology in the minimization of the discarded sludge of the sewer stations; therefore it can increase the solubilization of solid substances present in the sludge; to promote the dehydration of the sludge; to reduce pathogenic microorganisms or to suppress the scum formation. Knowing the behavior of the microbial biomass is essential not only for the control of the process but also for its otimization. The efficiency of the process depends, therefore, of the specific metanogenic activity (AME) of the sludge, that is, of its capacity to transform intermediate substrata of the anaerobic digestion into methane (CH_4) and carbonic gas (CO_2). Therefore, it was expected, in this research, to evaluate in laboratorial scale, the potential of the samples of anaerobic sludge, proceeding from the WTW-UFES, submitted previously to the chemical hydrolysis processes, through the test of specific metanogenic activity (AME). Traditionally used parameters for the observing of the system treatment, as for example, SSV and DQO had been evaluated. The biomass was collected in the heights of 0,25m and 1,25m of UASB reactor and the used substrata were sodium acetate and the hidrolisated sludge 0,25m and 1,25m with NaOH. The test was carried through an automatic anaerobic respirometer, composed of eight reactors, each one with a volume of 550 ml. The UASB+Bfs system of the WTW-UFES produces an effluent with an average characteristic of 89 mg/l (SST), 180 mgO₂/l (DQO) and 86 mgO₂/l (DQO_{filtrada}). The hidrolisated sludge on 1,25m was considerable increasing in the solubilization of the organic substance, showing data of DQO_{filtrated} in To = 271,0 mgO₂/l and in the T8=3241,6 mg/O₂.. The biomass in the height 0,25m showed bigger data of AME when added the acetate substrata, alkaline hydrolysis of the sludge 0,25m, and alkaline hydrolysis of the sludge 0,25m; while the biomass in the height 1,25m worked better in alkaline hydrolysis of the sludge, alkaline hydrolysis of the sludge 0,25m (sedimented fraction) and in the fractions sedimented and sobrenadante of the sludge 1,25m.



Durante as últimas décadas, problemas ambientais e a escassez de energia despertaram um crescente interesse pelos processos biológicos de tratamento de efluentes, em especial aos processos anaeróbios, que utilizam mecanismos naturais de biodegradação para transformar a parte mais putrescível do lodo.

A gestão adequada dos resíduos sólidos orgânicos gerados no saneamento vem se tornando preocupação crescente na sociedade moderna. Embora significativo avanço tenha ocorrido nas últimas décadas, a solução para os problemas advindos desses rejeitos constitui ainda um dos maiores desafios da humanidade para o século XXI.

O tratamento dos lodos de Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) vem ganhando cada vez mais expressão no Brasil, em razão do aumento do número de ETEs instaladas e da necessidade de se atender às exigências ambientais.

O sistema adotado na Estação Experimental de Tratamento de Esgoto da UFES (ETE ã UFES) consiste de um tratamento anaeróbio, proveniente do reator UASB, que se caracteriza basicamente por ser um lodo bem concentrado e estabilizado; Sendo seguido de tratamento aeróbio, correspondendo aos biofiltros aerados submersos, os quais originam uma grande quantidade de lodo não estabilizado e pouco concentrado. Como alternativa para reduzir as fontes de produção de lodo, todo o lodo originado durante a lavagem dos biofiltros recircula para a entrada da estação. Sendo assim, o reator UASB funciona também como um digestor desse lodo aeróbio (ABREU, 2003).

biológico e a digestão anaeróbia. Este processo ocorre na ausência de oxigênio molecular, através de uma estreita interação entre bactérias, que promovem a fermentação estável e auto-regulada da matéria orgânica, da qual resultam, principalmente, os gases metano e dióxido de carbono (MOSEY apud FORESTI, 1999).

Muitos substratos orgânicos presentes nos esgotos, de alto peso molecular, não podem ser utilizados diretamente pelos microrganismos. Esses substratos devem se tornar disponíveis por reações enzimáticas extracelulares, num processo denominado hidrólise (HENZE *et al.*, 1995).

A hidrólise é uma tecnologia promissora na minimização dos lodos descartados das estações de esgoto, particularmente nos processos com altas taxas de produção de lodo. Segundo MÜLLER (2001), as tecnologias hidrolíticas podem ser aplicadas com os seguintes objetivos: aumentar a solubilização dos sólidos presentes no lodo; promover a desidratação do lodo; reduzir patógenos ou suprimir a formação de espuma.

Conhecer o comportamento da biomassa microbiana é essencial não só para o controle do processo como também para sua otimização. A eficiência do processo depende, portanto, da atividade metanogênica específica (AME) do lodo, isto é, de sua capacidade de transformar os substratos intermediários da digestão anaeróbia em metano (CH_4).

A determinação da AME é usualmente realizada por um teste de laboratório em batelada. Os testes de AME fornecem a taxa de produção de metano ou a taxa de consumo de substrato metanogênico por unidade de biomassa microbiana. São realizados em ambiente anaeróbio, o qual deve conter as condições ambientais necessárias e os nutrientes para a obtenção da atividade biológica máxima.

avaliar em escala laboratorial, a biodegradabilidade de amostras de lodos provenientes da ETE ã UFES, submetidos previamente a processos de hidrólise química, através do teste de Atividade Metanogênica Específica (AME).

2. OBJETIVOS

2.1. OBJETIVO GERAL

Esta pesquisa teve como objetivo avaliar, em escala laboratorial, o potencial da Atividade Metanogênica Específica de lodos anaeróbios provenientes da ETE experimental da UFES, submetidos previamente a processos de hidrólise química.

2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Caracterizar os diferentes tipos de lodo utilizados no presente estudo;
Determinar a Atividade Metanogênica Específica dos lodos em estudo submetidos a diferentes substratos;
Estimar o potencial de produção de metano dos lodos estudados nos Testes de Atividade Metanogênica Específica.

3.1. LODO DE ESGOTO

O esgoto doméstico contém aproximadamente 99,9% de água e 0,1% de sólidos orgânicos, suspensos e dissolvidos, bem como diversos microrganismos patogênicos ou não (VON SPERLING, 1996a). Antes de ser lançado em corpos receptores, o esgoto deve ser tratado, evitando problemas ambientais e de saúde pública (AISSE *et al.*, 1999).

O crescimento das demandas da sociedade por melhores condições de ambiente, tem exigido das empresas públicas e privadas a definição de políticas ambientais mais avançadas que geralmente iniciam pelo tratamento do esgoto. Esse tratamento gera um resíduo sólido em quantidades variáveis segundo o tipo de esgoto e o sistema de tratamento adotado, denominado lodo de esgoto.

À medida que as redes de coleta de esgoto são ampliadas e são implantadas novas estações de tratamento, a produção do lodo aumenta. A melhoria da eficiência dos tratamentos de esgoto também contribui para aumentar a produção de lodo, pois existe uma relação entre o grau de tratamento e a qualidade do lodo produzido.

O tratamento de esgotos, de uma maneira geral, consiste em separar os materiais sólidos e reduzir a carga de matéria orgânica presente, através de processos físicos, químicos e biológicos. Esse tratamento pode ser dividido em duas fases: a líquida, na qual as matérias orgânicas e minerais suspensas e dissolvidas no meio líquido progressivamente vão sendo removidas; e a sólida, aonde esses materiais vão sendo estabilizados e concentrados (DAVID, 2002).

Os sólidos contêm todos os poluentes oriundos das atividades, dos hábitos alimentares e do nível de saúde da população atendida pelas redes coletoras

de esgotos ou por sistemas individuais, retratando exatamente as características dessa comunidade.

Como resultado do tratamento, tem-se no final o efluente líquido tratado e o lodo. O efluente líquido é água com reduzidos teores de materiais poluentes, que pode ser lançado nos corpos d'água, de acordo com a carga remanescente e a classe do corpo receptor. O lodo resultante do processo de tratamento de esgoto precisa ainda ser tratado para destinação final em aterros sanitários ou na agricultura (DAVID, 2002).

baseado, pois muitas vezes ultrapassam a ETV (et al.

De maneira geral, os esgotos sanitários possuem mais de 98% de sua composição constituída por água, porém, há contaminantes, entre os quais destacam-se: sólidos suspensos, compostos orgânicos (proteínas: 40% a 60%; carboidratos: 25% a 50%; e óleos e graxas: 10%), nutrientes (nitrogênio e fósforo), metais, sólidos dissolvidos inorgânicos, sólidos inertes, sólidos grosseiros, compostos não biodegradáveis, organismos patogênicos e, ocasionalmente, contaminantes tóxicos decorrentes de atividades industriais ou acidentais (AISSE *et al.*; 1999).

Embora o lodo represente apenas de 1% a 2% do volume de esgoto tratado, o seu gerenciamento é bastante complexo e tem um custo geralmente entre 20% a 60% do total gas

ãã (de)531.161(uma de)-49.3263(x)-21.6072tai (os)-53.4513 (de)-44.9

via química, a estabilização e a higienização são atingidas mediante a oxidação química da matéria orgânica e dos microrganismos. Finalmente, o terceiro mecanismo, via térmica, utiliza o calor para estabilizar termicamente a matéria orgânica e eliminar os microrganismos presentes no lodo.

O lodo de esgotos é um processo com elevado potencial de contaminação, seja por organismos patogênicos, seja pela inadequada disposição do mesmo no meio, podendo apresentar características indesejáveis, como: instabilidade biológica (grande fração de material orgânico biodegradável), qualidade higiênica péssima (presença de uma grande variedade de vírus, bactérias e parasitas que constituem uma ameaça à saúde pública), e grande volume (baixa concentração de sólidos) (AISSE *et al.*, 2000).

De frente a este problema, o gerenciamento de lodos nas estações de tratamento de esgoto se torna amplo e deve ser considerado desde sua produção, utilizando um processo que possibilite a geração de um lodo bem adensado e minimize a sua produção, até sua disposição final.

A disposição final do lodo gerado nos processos de tratamento de esgotos urbanos é um problema emergente no Brasil, e tende a aumentar juntamente com o crescimento da implantação de sistemas de coleta e tratamento de esgoto no país (ANDREOLI *et al.*, 1999).

O correto tratamento e disposição final do lodo de esgoto deve fazer parte do programa de tratamento de efluentes urbanos e industriais, para que os objetivos do saneamento sejam atingidos (TSUTYA, 2000).

Lodo em ETEs

Segundo AISSE *et al.* (1999) Os sistemas de tratamento de lodo podem ser divididos em cinco categorias:

➤ Processos visando melhorar a estabilidade biológica e mecânica do lodo, tendo ã se os seguintes processos importantes:

Condicionamento (adição de floclulentes, polieletrólitos, correção de pH, etc).

Estabilização biológica (digestão anaeróbia e digestão aeróbia)

➤ Processos mecânicos visando reduzir o teor de água livre, não diretamente ligada ao lodo. Nesses processos distinguem ã se:

Adensamento

Flotação

➤ Processos visando aumentar o teor de sólidos no lodo, produzindo um sólido:

Secagem natural (leitos de secagem, lagoas de secagem)

Secagem por processos mecânicos (filtração, centrifugação, etc).

➤ Processos térmicos visando ao condicionamento térmico do lodo ou dos sólidos separados:

Processos Porteous e Zimmermann

Incineração

➤ Processos complementares, visando aumentar a aplicabilidade do lodo como insumo agrícola:

Compostagem

Desinfecção com cal

No caso de lodos de sistemas de tratamento anaeróbio, as primeiras duas categorias têm relativamente pouca importância, porque: em sistemas de tratamento anaeróbio com um bom funcionamento, o lodo de excesso já deixa o sistema bem estabilizado e não precisa de acondicionamento especial e a concentração do lodo de excesso é elevada, de modo que há pouca

...a consideravelmente mediante processos mais
simples como adensamento ou flotação.

Conclui-se que os processos mais importantes para lodo anaeróbio são
aqueles que visam à transformação do lodo de excesso em um sólido

3.1.2. Desaguamento do lodo de esgoto

O desaguamento do lodo é uma operação que diminui o volume do lodo em
excesso por meio da redução de seu teor de água. As principais razões para
que ocorra a desidratação são:

- Redução no custo de transporte para o local de disposição final;

- Redução do volume para disposição em aterro sanitário ou o uso na
agricultura;

- Melhoria das condições de manejo do lodo, já que o lodo desaguado é mais
facilmente transportado;

- Aumento do poder calorífico, através da redução da umidade com vistas à
preparação para a incineração. Assim, a secagem do lodo se faz necessária
para facilitar o destino final do mesmo, permitindo seu manuseio e uso como
insumo agrícola (AISSE *et al.*, 1998).

A secagem do lodo provoca enorme impacto nos custos de disposição do lodo:
quando o lodo é desidratado de uma concentração de 2% de sólidos para 20%
de sólidos, seu volume é reduzido em 90%.

A água contida nos lodos pode ser classificada operacionalmente em quatro
categorias:

é aquela retida entre flocos de maneira similar a uma esponja, não estando associada a partículas sólidas e podendo ser facilmente separada por gravidade.

Água intersticial ou capilar ã é a umidade do floco quando o lodo está em suspensão que está presente nos capilares quando a torta é formada.

Água vicinal, coloidal ou superficial ã é a água não removível, sendo a umidade que está presa na superfície das partículas sólidas por adsorção e adesão.

Água de hidratação, intracelular ou de ligação ã também é a água não ã removível; a água que está quimicamente ligada às partículas sólidas.

Segundo VON SPERLING e GONÇALVES (2001), a capacidade de desaguamento varia de acordo com o tipo de lodo. Lodos ativados, por exemplo, são mais difíceis de serem desaguados do que lodos primários digeridos anaerobiamente. Esta variação na capacidade de desaguamento está diretamente relacionada com o tipo de sólido e com a forma com que a água está ligada às partículas do lodo.

O desaguamento de lodos pode ser realizado através de meios naturais ou mecanizados. Os processos naturais utilizam a evaporação e a percolação como principais mecanismos de remoção de água, o que demanda tempo de exposição do lodo às condições que resultam no desaguamento. Embora sejam operacionalmente mais simples e baratos tais processos demandam maiores áreas e volumes para instalações, além de serem dependentes do clima, aspecto que favorece sua adoção em regiões quentes e secas.

Os sistemas naturais de secagem dividem ã se em leitos de secagem, que são geralmente unidades retangulares onde se processam a redução da umidade associada à drenagem e a evaporação da água liberada durante o período exposto à secagem, e as lagoas de secagem, que têm finalidade e funcionamento idênticos aos dos leitos, porém com dimensionamento, detalhes construtivos e operação um pouco diferenciada (CASSINI *et al.*, 2003).

Os mecanismos baseiam-se em mecanismos, tais como filtração, compactação ou centrifugação para acelerar o desaguamento, resultando em unidades compactas e bem mais sofisticadas, sob o ponto de vista de operação e manutenção (GONÇALVES *et al.*, 2001).

3.1.3. Higienização de lodos

Segundo PINTO (2001), os esgotos sanitários contêm aproximadamente 0,15 de sólidos, sendo os restantes 99,9% água. Estações de tratamento de esgoto têm a finalidade básica de separar essas duas fases, retornando a água para os corpos hídricos da região e processando a fase sólida, de modo a permitir a sua disposição de maneira econômica, segura em termos de saúde pública e ambientalmente aceitável.

Esta fase sólida (lodo de esgotos) contém todos os poluentes oriundos das atividades, dos hábitos alimentares e do nível de saúde da população atendida pelas redes coletoras de esgotos. Portanto, o lodo retrata exatamente as características da comunidade e pode variar substancialmente com o tempo e com a capacidade de remoção da estação de tratamento.

O monitoramento dos agentes patogênicos presentes no lodo de esgoto apresenta resultados bastante contundentes sobre o nível de contaminação da população atendida pelos sistemas de coleta e tratamento de esgotos, sendo especialmente visíveis em regiões mais pobres (ANDREOLI *et al.*, 2003).

Os principais processos de higienização do lodo de esgoto são: a compostagem, que elimina os agentes patogênicos pelo efeito da temperatura e tempo de exposição; a calagem, que associa a ação de altos níveis de pH ao calor gerado pelas reações químicas de hidratação da cal (óxido de cálcio); a secagem, que reduz os patógenos pela exposição aos raios solares ou ao calor (no caso de desidratação pelo uso de calor); o uso da radiação gama; e a

...ros métodos ou que utilizam a mistura de outros materiais capazes de reduzir ou eliminar o potencial patogênico do lodo.

A compostagem e a calefação, métodos bastante difundidos principalmente por seu baixo custo e facilidade de aplicação, apresentam um inconveniente relacionado ao aumento da quantidade ou volume final do produto, pois os dois processos de higienização implicam a mistura de outros resíduos com o lodo a ser disposto. A secagem térmica é considerada o principal processo, por aliar alta eficiência de higienização com redução do volume inicial do lodo provocada pela perda de água.

3.1.4. Alternativas de disposição final do lodo de esgotos

Segundo ANDREOLI, FERNANDES & DOMASZAK (1997), há várias alternativas tecnicamente aceitáveis para o tratamento de lodo. A mais comum envolve a digestão anaeróbia, que pode ser seguida pela destinação final em aterros sanitários exclusivos, seguido de alternativas, como a disposição de superfície, a disposição oceânica, lagoas de armazenamento, a incineração ou a reciclagem agrícola. Esta última tem se destacado, a nível mundial, do ponto de vista técnico, econômico e ambiental, por viabilizar a reciclagem de nutrientes, promover melhorias físicas, especialmente na estruturação do solo, e por apresentar uma solução definitiva para a disposição do lodo.

O condicionamento do lodo tem as funções básicas de reduzir o potencial patogênico dos agentes presentes no material e aumentar o seu grau de estabilização, com o objetivo de reduzir os problemas potenciais da geração de odor, da atração de vetores e os riscos de recontaminação.

Dependendo do sistema de tratamento, das condições de estabilidade e das condições operacionais, o lodo produzido pode apresentar bom grau de estabilização como, por exemplo, a aeração prolongada, desde que com

ência do lodo na estação. Para a produção de lodo por baterada, como nos casos dos reatores UASB, o lodo produzido é uma mistura de material bastante estabilizado em avançado nível de maturação, com sedimentos orgânicos mais frescos, recentemente depositados e pouco estabilizados.

As alternativas de disposição final mais comumente empregadas no mundo são resumidas na tabela abaixo.

Tabela 3.1: Principais alternativas de disposição final do lodo

Alternativa	Comentário
Descarga oceânica	Destinação de esgotos no mar, após pré-condicionamento, através de emissários oceânicos ou de navios lameiros.
Incineração	Processo de decomposição térmica via oxidação, onde os sólidos voláteis do lodo são queimados na presença de oxigênio, convertendo-os em dióxido de carbono e água, sendo que uma parcela dos sólidos fixos é transformada em cinzas.
Aterro sanitário	Disposição de resíduos em valas ou trincheiras, compactadas e recobertas com solo até seu total preenchimento, quando então são seladas. O lodo de esgoto pode ser disposto em aterro sanitário exclusivo ou co-disposto com resíduos sólidos urbanos.
landfarming disposição superficial no solo	Áreas de disposição de resíduos onde o substrato orgânico do resíduo é degradado biologicamente na camada superior do solo e a parte inorgânica é transformada ou fixada nesta mesma camada de solo.
Recuperação de área degradada	Disposição de altas doses de lodo em locais drasticamente alterados, como áreas de mineração, onde o solo não oferece condições ao desenvolvimento e fixação de vegetação, em função da falta de matéria orgânica e de nutrientes no solo.
Reciclagem agrícola	Disposição do lodo em solos agrícolas em associação ao plantio de culturas.

Fonte: Andreoli et al (2001).

3.2. REATOR UASB

O reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB), desenvolvido na década de 70 por Gatzke Lettinga e sua equipe, na Holanda, se constitui em um dos sistemas modernos de tratamento anaeróbio de mais alta aplicação na prática. São altamente eficientes na remoção de elevadas cargas orgânicas e de sólidos em suspensão, e em tempos de detenção hidráulica relativamente curtos (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994).

do reator (VIEIRA, 1984). A manta de lodo corresponde a uma suspensão de partículas misturadas com os gases produzidos no processo (LIN e YANG, 1991).

A região localizada entre o leito e a manta de lodo é denominada zona de transição, na qual ocorre o arraste de sólidos. O esgoto segue uma trajetória em fluxo ascendente no reator, e é biologicamente degradado tanto no leito quanto na manta de lodo. O gás é desprendido da mistura líquida através do separador de fases. Uma zona tranquila, formada no compartimento de decantação, favorece o retorno das partículas suspensas mais pesadas para o interior do reator, enquanto as partículas mais leves são eliminadas juntamente com o efluente final (HAMODA e BERG, 1984).

Dentre as principais vantagens desse sistema podem ser citadas (BOF, 1999):

- Sistema compacto com baixos requisitos de área;
- Reduzidos custos de implantação e operação;
- Baixa produção de lodo;
- Produzem energia em forma de biogás (principalmente metano);
- Elevada eficiência de remoção de DBO_5 e DQO da ordem de 65 a 75%;
- Rápida estabilização após longas paralisações (variações sazonais);
- Lodo de excesso com elevado grau de mineralização e adensamento;
- Possibilidade de cobertura (evitando problemas com odores e impacto visual).

Embora os reatores apresentem inúmeras vantagens, principalmente no que diz respeito a requisitos de área, simplicidade operacional e baixos custos de projeto, operação e manutenção, algumas desvantagens ainda são atribuídas aos mesmos (CHERNICHARO, 1997; CAMPOS, 1999):

- Baixa capacidade do sistema em tolerar cargas tóxicas;
- Elevado intervalo de tempo para a partida do sistema;

de pós-tratamento;

- Sensibilidade do processo a mudanças as condições ambientais (pH, temperatura, sobrecargas orgânicas e hidráulicas).

3.3. BIOFILTROS AERADOS SUBMERSOS

Segundo BOF (1999), o biofiltro aerado submerso pode ser definido como um reator biológico preenchido por material poroso, mantido totalmente submerso, sobre o qual percolam continuamente a vazão de ar necessária à oxidação biológica.

Atualmente são empregados com diferentes objetivos: nitrificação secundária e terciária, nitrificação e desnitrificação, desfosfatação físico e química e biológica, entre outros. Os primeiros BFs surgiram no início dos anos 80, sendo concebidos inicialmente para realizar a remoção de SS e a oxidação da matéria orgânica em esgotos sanitários (GONÇALVES et al apud ARAUJO, 1996).

O seu interior é constituído por três fases distintas (BOF, 1999):

- Fase sólida: responsável pela depuração do esgoto através da massa microbiana (biofilme) que se forma no meio granular. Também retém os sólidos em suspensão por filtração;
- Fase líquida: constituída pelo líquido a ser depurado;
- Fase gasosa: constituída pela massa de ar introduzida no reator e por subprodutos gasosos oriundos do metabolismo dos organismos aeróbios.

As principais vantagens destes reatores são (BOF, 1999):

- Apresentam elevada concentração de biomassa ativa;

lantas compactas;

- Associam elevadas taxas de remoção de matéria orgânica, matéria em suspensão e nutrientes;
- Permitem ajuste rápido a variações de cargas hidráulica e orgânica.

Segundo SILVA (2003), a principal desvantagem do processo é a necessidade de lavagens periódicas do meio filtrante para eliminar o excesso de biomassa acumulada (microrganismos e SS retidos), controlando a colmatação progressiva do leito e reduzindo as perdas da carga hidráulica através do meio.

3.4. ASSOCIAÇÃO UASB + BF

Existe hoje, no Brasil, uma forte tendência à utilização da combinação de processos anaeróbios com processos aeróbios para o tratamento de esgoto sanitário (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994; CHERNICHARO, 1997; GONÇALVES *et al.*, 1999). GONÇALVES & LUDOVICE (2000) citam que dentre as várias vantagens da configuração UASB + BF tem ã se a baixa produção de lodo e uma grande economia de energia, além da não necessidade de uma unidade complementar de adensamento do lodo.

A digestão anaeróbia do lodo de lavagem dos BFs é realizada diretamente nos reatores UASB, por meio da sua recirculação para a entrada da ETE. Esta prática reduz as fontes de emissão de lodo a apenas uma (UASB), produzindo lodo altamente concentrado e mineralizado.

A associação de reatores UASB com biofiltros aerados submersos é objeto de pesquisa mais recente no Brasil no âmbito PROSAB (Programa de Saneamento Básico), com estações de tratamento construídas no Espírito Santo, Minas Gerais, Distrito Federal, Paraná, entre outros, onde um dos principais aspectos inovadores é a gestão do lodo simplificada mediante o

a o adensamento e digestão no UASB. Outro aspecto de interesse se deve a produção de biogás, que pode ser aproveitado na própria estação de tratamento onde é gerado, com uso na secagem e higienização do lodo, ou como suprimento energético para a aeração do sistema aeróbio (Bof *et al*, 1999; Van Haandel, 1999 apud Veronez, 2001).

A configuração anaeróbio + aeróbio amplia significativamente a importância do tratamento primário, que passa a atuar tanto na fração particulada quanto na fração solúvel do substrato carbonáceo do esgoto. Pelo menos 70% do material carbonáceo afluente ao conjunto é metabolizado anaerobicamente no UASB. Conseqüentemente, baixa produção de lodo e uma significativa economia de energia são vantagens da associação UASB + BF.

Veronez (2001) em estudo realizado na Estação de Tratamento de Esgoto localizado no Campus de Goiabeiras (ETE ã UFES), composta por um reator UASB e quatro biofiltros aerados submersos mostram que o adensamento esta bem realizado ($ST=5\%$) na zona de mistura dos lodos anaeróbio (UASB) e aeróbio (BF) a digestão dos SV do lodo aeróbio é reduzida ($SV=65\%$) e que logo acima, na região onde está situada a manta de lodos, encontra-se lodo mais estabilizado ($SV=56\%$), porém com reduzidas concentrações de ST ($ST=1\%$). Estes resultados indicam que o lodo aeróbio que retorna ao reator UASB está bem adensado, porém necessita de um incremento na biodegradabilidade que permita acelerar seu processo de digestão dentro do reator (GONÇALVES, 2001).

De acordo com estes resultados o estudo do comportamento da biomassa presente no reator é de fundamental importância, tanto para processos de tratamentos aeróbios quanto anaeróbios, pois a eficiência na decomposição da matéria orgânica presente no efluente a ser tratado depende essencialmente da atividade microbiana.

conhecer mais a fundo esses microorganismos, tais como a sua forma de agregação, os grupos predominantes, a função de cada um deles dentro do processo de decomposição da matéria orgânica, a taxa de respiração microbiana e as condições essenciais à sua sobrevivência e crescimento. A partir deste conhecimento da biomassa é possível garantir o bom funcionamento do reator, através da manutenção de uma biomassa mais estabilizada.

3.5. ASPECTOS GERAIS DA DIGESTÃO ANAERÓBIA

A digestão anaeróbia é um processo biológico natural, segundo MOSEY, 1983, citado por FORESTI, 1999, que ocorre na ausência de oxigênio molecular, no qual populações bacterianas interagem estreitamente para promover a fermentação estável e auto-regulada da matéria orgânica, da qual resultam, principalmente, os gases metano e dióxido de carbono.

Nos sistemas de tratamento anaeróbio procura-se acelerar o processo da digestão criando-se condições favoráveis, como manter uma grande massa de bactérias ativas e o contato intenso entre o material orgânico presente no afluente e a massa bacteriana no sistema.

Segundo FORESTI (1999), o desenvolvimento de reatores fundamentados no processo anaeróbio, ocorrido nas últimas décadas, vem provocando mudanças profundas na concepção dos sistemas de tratamento de águas residuárias. A maior aceitação de sistemas de tratamento anaeróbio se deve a dois fatores principais: as vantagens consideradas inerentes ao processo da digestão anaeróbia em comparação com o tratamento aeróbio e a melhoria de desempenho dos sistemas anaeróbios modernos, tendo ã se um aumento muito grande não somente na velocidade de remoção do material orgânico, mas também na porcentagem de material orgânico digerido. O melhor desempenho dos sistemas anaeróbios, por sua vez, é o resultado da melhor

da digestão anaeróbia, que permitiu o desenvolvimento de sistemas modernos, muito mais eficientes que os sistemas clássicos.

3.5.1. FATORES QUE INFLUENCIAM O PROCESSO DE DIGESTÃO ANAERÓBICA

Vários são os fatores que influenciam o desempenho da digestão anaeróbia de águas residuárias. Dentre os fatores ambientais de maior importância no processo, destacam-se a temperatura, o pH, a alcalinidade e a presença de elementos nutrientes. Outros fatores, como a capacidade de assimilação de cargas tóxicas, transferência de massa, sobrecargas hidráulicas e atividade metanogênica, também desempenham papel importante no processo (CAMPOS, 1999).

3.5.1.1. Temperatura

É o fator ambiental de maior importância da digestão anaeróbia. O valor da temperatura dependerá do clima da região onde o esgoto é produzido, mas que invariavelmente terá um valor abaixo da faixa de 30 a 35° C em regiões de clima tropical. O processo de digestão pode ocorrer na faixa mesófila (temperatura ótima de 35 a 37° C) ou termófila (temperatura ótima de 57 a 62° C). A velocidade de digestão é maior a temperaturas termófilas, resultando em lodos mais facilmente desidratáveis e maior taxa de remoção de patogênicos (SOUZA, 1994). Entretanto, somente a digestão mesófila é interessante no tratamento de esgoto, pelas dificuldades de se manter os elevados níveis de temperatura da fase termófila em águas residuárias diluídas como o esgoto (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994). Além disso, as bactérias metanogênicas

variações de temperaturas, sendo por isso, importante que o sistema opere sem variações significativas.

3.5.1.2. Ph e Alcalinidade

O aumento da concentração de ácidos voláteis no material em digestão provoca a queda no pH do meio, quando a alcalinidade do sistema não é suficientemente elevada. A redução do pH a valores inferiores a 6,8 favorece o desenvolvimento das bactérias acidogênicas (cujo pH ótimo é de 5,5 a 6,0), prejudicando o desenvolvimento das bactérias metanogênicas (cujo pH ótimo é entre 6,7 a 7,2). Para ajuste de pH, é conveniente a utilização de cal até se atingir um pH entre 6,7 a 6,8 (SOUZA, 1994). Segundo CHERNICHARO (1997), a cal é usualmente a fonte mais acessível de alcalinidade, todavia, por ser bastante insolúvel, pode levar à ocorrência de sérios problemas operacionais. O bicarbonato de sódio é fácil de se manusear, é bastante solúvel e, ao contrário da cal, não requer gás carbônico e nem eleva o pH substancialmente, quando dosado em excesso, entretanto, seu custo é bastante elevado.

O tratamento de esgotos sanitários em reatores anaeróbios de alta taxa dificilmente exigirá cuidados especiais com relação à manutenção do pH na faixa entre 6,5 a 7,5 mesmo que o afluente apresente pH inferior a 6,5, pois um valor adequado e estável do pH é obtido naturalmente, devido à predominância do sistema carbônico (H_2CO_3 , HCO_3^- , CO_2) nesses efluentes (CAMPOS, 1999).

3.5.1.3. Capacidade de assimilação a cargas tóxicas

A sensibilidade dos processos anaeróbios a cargas tóxicas depende significativamente do parâmetro operacional tempo de retenção celular ou

tempo de retenção celular, maior é a capacidade do reator de assimilar cargas tóxicas. Para reatores anaeróbios com temperatura na faixa de 20 a 30° C, é aconselhável que o tempo de retenção celular seja da ordem de 50 dias ou mais (CAMPOS, 1999).

Os compostos tóxicos que podem estar presentes no esgoto são sulfeto e oxigênio dissolvido. O oxigênio pode ser induzido no reator juntamente com o esgoto afluente. O contato do oxigênio com o lodo metanogênico inibe sua atividade. Entretanto, se a aeração não for muito intensa, o oxigênio introduzido será removido pelas bactérias acidogênicas e não haverá a ação tóxica. O sulfeto pode ser formado no reator pela redução de sulfato. A concentração que se pode esperar no esgoto é normalmente inferior aos valores tóxicos, estando na faixa de 50 a 200 mg/l. (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994).

VIEIRA e GARCIA (1992), depararam-se com a concentração de pico da ordem de 400 mgSO₄/l (com duração de 7,2 a 7,0 horas). Esses valores resultaram no decréscimo de 10% na remoção de DQO, DBO₅ e SST, refletindo também na qualidade do efluente. OLIVA (1997), operando um reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) tratando esgotos sanitários, em diferentes horários, as quais foram associadas a descargas de efluentes industriais, o desempenho do reator não foi significativamente alterado.

3.5.1.4. Nutrientes

Nitrogênio (N), e fósforo (P) são os nutrientes essenciais em todos os processos biológicos. A quantidade de N e P, em relação à matéria orgânica presente (expressa como DQO, por exemplo), depende da eficiência dos microrganismos em obter energia para síntese, a partir das reações bioquímicas de oxidação do substrato orgânico. A baixa velocidade de crescimento dos microrganismos anaeróbios, comparados aos aeróbios, resulta em menor demanda nutricional.

relação DQO:N:P de 500:5:1 é suficiente para atender as necessidades de macronutrientes dos microrganismos anaeróbios (SPEECE, 1996, apud CAMPOS, 1999).

Além de N e P, o enxofre (S), é também considerado um dos nutrientes essenciais para a metanogênese. Em geral, a concentração de S deve ser da mesma ordem de grandeza ou levemente superior à de P.

Dentre os micronutrientes considerados essenciais, destacam-se o ferro, o cobalto, o níquel e o zinco. DAMIANOVIC (1992), faz referências a vários trabalhos nos quais comprovou-se que a presença desses micronutrientes estimulou os processos anaeróbios. O efeito estimulante de metais traços foi observado principalmente em experimentos de crescimento de culturas de laboratório. O único metal traço testado em reatores de grande porte foi o ferro, com excelentes resultados.

3.5.1.5. Sobrecargas hidráulicas

OLIVA (1997), ao submeter um reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) protótipo e sobrecargas hidráulicas correspondentes ao dobro da vazão normal, pelo período de duas horas, observou o aumento significativo na DQO efluente. Esse aumento foi crescente durante o período de aplicação da sobrecarga hidráulica, decrescendo gradativamente após sua interrupção.

Embora não tenha sido provável modelar a resposta do reator, o efeito maior foi relacionado com a perda de sólidos orgânicos no afluente, enquanto a fração da DQO solúvel apresentou variações menos significativas. Portanto, o arraste de sólidos é um dos problemas a que estão sujeitos os reatores submetidos a sobrecargas hidráulicas.

3.6. MICROBIOLOGIA DA DIGESTÃO ANAERÓBIA

De acordo com CHERNICHARO (1997), a digestão anaeróbia é um processo bioquímico complexo onde diversos grupos de microrganismos trabalham interativamente na conversão da matéria orgânica complexa em metano, gás carbônico, água, gás sulfídrico e amônia, além de novas células bacterianas.

Os organismos da biodigestão anaeróbia apresentam um elevado grau de especialização metabólica. A eficiência do processo anaeróbio depende, portanto, das interações positivas entre as diversas espécies bacterianas, com diferentes capacidades degradativas. Os intermediários metabólicos de um grupo de bactérias podem servir como nutrientes ao crescimento de outras espécies. Assim, observa-se a ocorrência de várias reações de degradação

a dos grupos bacterianos e fases da digestão anaeróbia e mostrada na figura abaixo.

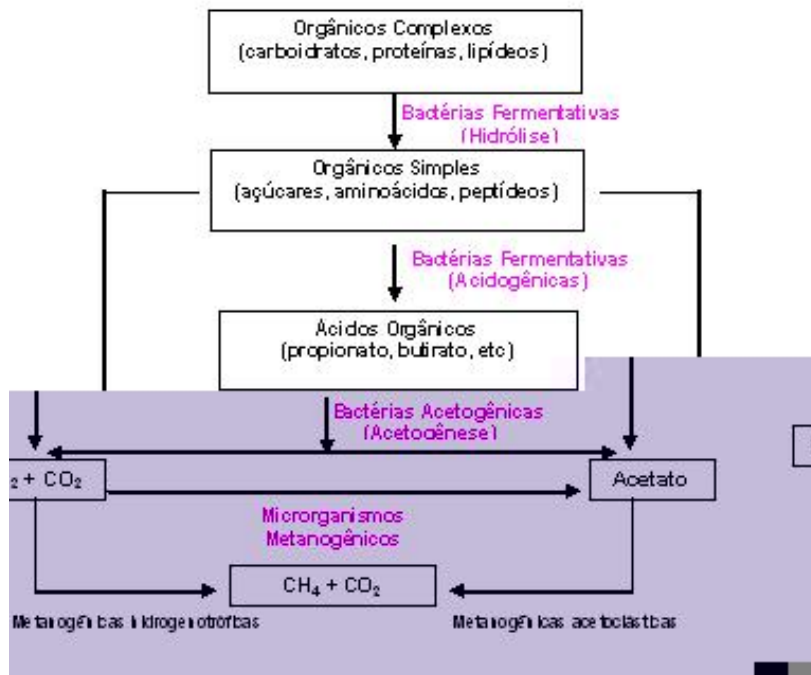


Figura 3.1: Representação esquemática simplificada da digestão anaeróbia de substratos complexos. Adaptado de CHERNICHARO (1997).

Embora o processo de digestão anaeróbia seja simplificadamente considerado como de duas fases, este pode ser subdividido em quatro fases principais, como a seguir:

É a primeira fase no processo de degradação anaeróbia, consiste na hidrólise de materiais particulados complexos (polímeros) em materiais dissolvidos mais simples (moléculas menores) e é efetuado pela interferência das exo-enzimas que são excretadas pelas bactérias fermentativas hidrolíticas. As proteínas são degradadas por meio de polipeptídeos para formar aminoácidos. Os carboidratos se transformam em açúcares solúveis (mono e dissacarídeos) e os lipídios são convertidos em ácidos graxos de longa cadeia de carbono (C15 a C17) e glicerina. A velocidade da hidrólise usualmente ocorre de forma lenta, sendo, por conseguinte lenta a formação do biogás (LETTINGA et al. 1997).

3.6.2. Acidogênese

Os produtos dissolvidos, gerados no processo de hidrólise são absorvidos nas células das bactérias fermentativas e após a acidogênese, excretadas como substâncias orgânicas simples como ácidos graxos voláteis, álcoois, ácido láctico, gás carbônico, hidrogênio, amônia e sulfeto de hidrogênio, além de novas células bacterianas. Como os ácidos voláteis são o principal produto dos organismos fermentativos, estes são usualmente designados de bactérias fermentativas acidogênicas. Segundo VAN HAANDEL & LETTINGA (1994), a fermentação acidogênica é realizada por um grupo diversificado de bactérias, na maioria anaeróbia obrigatória. Algumas são facultativas e podem metabolizar material orgânico por via oxidativa.

3.6.3. Acetogênese

São responsáveis pela oxidação dos produtos gerados na fase acidogênica em substrato apropriado para as bactérias metanogênicas. Dessa forma, as bactérias acetogênicas fazem parte de um grupo metabólico intermediário, que

metanogênicas. Os produtos gerados pelas acetogênicas são: acetato, H_2 e CO_2 . Durante a formação dos ácidos acético e propiônico, uma grande quantidade de H_2 é formada, gerando um decréscimo no pH. Há duas maneiras pelas quais o hidrogênio é consumido no meio: a primeira é através das bactérias metanogênicas, que utilizam hidrogênio e dióxido de carbono para produzir metano; e através da formação de ácidos orgânicos tais como propiônico e butírico, ácidos estes formados através da reação do hidrogênio com dióxido de carbono e ácido láctico. De todos os produtos metabolizados pelas acidogênicas, apenas o hidrogênio e o acetato podem ser utilizados diretamente pelas metanogênicas. Porém, pelo menos 50% da DQO biodegradável é convertida em propionato e butirato, os quais são posteriormente decompostos em acetato e hidrogênio pela ação das acetogênicas (CHERNICHARO, 1997).

3.6.4. Metanogênese

É a etapa final do processo de degradação anaeróbia de compostos orgânicos em metano e dióxido de carbono, sendo realizado através dos microrganismos metanogênicos. Em função da sua afinidade por substrato e magnitude de produção de metano, as metanogênicas são divididas em dois grupos principais, um que forma metano a partir de ácido acético ou metanol, e o segundo que produz metano a partir de hidrogênio e dióxido de carbono, como a seguir (CHERNICHARO, 1997):

Metanogênicas acetoclásticas: segundo SOUBES (1994), apenas poucas espécies são capazes de formar metano a partir do acetato, estas são normalmente os microrganismos predominantes na digestão anaeróbia. São responsáveis por 60 a 70% de toda a produção de metano. Pertencem a dois gêneros principais: *Methanosarcina* e *Methanosaeta* (*Methanotrix*).

otróficas: Ao contrário das acetoclásticas, praticamente todas as espécies conhecidas de bactérias metanogênicas são capazes de produzir metano a partir de hidrogênio e dióxido de carbono. Os gêneros mais frequentemente isolados em reatores anaeróbios são *Methanobacterium*, *Methanospirillum* e *Methanobrevibacter*.

3.7. FUNDAMENTOS DA HIDRÓLISE DE LODOS

Segundo CASSINI *et al* (2003), os lodos gerados em sistemas de tratamento de esgotos sanitários são constituídos, fundamentalmente, de duas frações: água e sólidos totais (ST) em concentrações variando de 2 a 6%. A fração sólida do material orgânico resultante das ações de tratamento do esgoto doméstico é representado pelos sólidos voláteis (SV) ou biomassa microbiana e complexa gama de polímeros extracelulares (EPS) que se acumulam nesse meio.

A hidrólise, em um contexto geral, refere-se ao processo de ruptura ou quebra de moléculas orgânicas complexas, caracterizadas pelos polímeros de carboidratos, proteínas, lipídeos e suas combinações, convertendo-os em moléculas menores passíveis de assimilação e utilização pelas células microbianas. Nos sistemas de tratamento de esgotos, o principal objetivo dos processos hidrolíticos é a conversão de substratos lentamente biodegradáveis em substratos disponíveis para o metabolismo celular, processo este denominado de biodisponibilização.

MORGENROTH *et al* (2002) afirma que durante o processo de digestão anaeróbia de componentes complexos como águas residuárias e lodos orgânicos, o processo hidrolítico é o primeiro passo, geralmente o limitante, de todo o processo. Na prática, o termo hidrólise pode ter várias conotações físicas, químicas e biológicas. O aspecto químico envolve a quebra de ligações moleculares com adição ou consumo de água. Na biologia e engenharia

Químicos envolvem quase sempre o conceito de quebra de substratos ou destruição de sólidos, geralmente orgânicos até cadeias de menores tamanhos, mais solúveis, que podem ser subsequentemente utilizados e degradados pelos microrganismos presentes no meio.

Segundo MIRON et al (2000), considerando as várias etapas da digestão anaeróbia, a hidrólise é ainda o passo menos definido. Os principais gêneros das bactérias hidrolíticas, isoladas de lodo de esgoto e de rúmem, são: *Peptostreptococcus*, *Peptococcus*, *Eubacterium*, *Lactobacillus*, *Bacteroides*, *Ruminococcus*, *Clostridium*, *Butyrivibrio*, *Succinimonas* e *Lachnospira* (NOVAES, 1985).

A taxa de degradação do lodo de esgoto ativado é relativamente baixa e a hidrólise é considerada como o ponto limitante em todo o processo de digestão anaeróbia (LI e NOIKE, 1992). Existem diversas causas para essa pequena taxa de degradação, a velocidade do processo é limitada pela hidrólise das partículas orgânicas, os microrganismos anaeróbios facultativos não são afetados no processo de degradação anaeróbia e algumas matérias orgânicas não são biodegradadas (MÜLLER et al., 1998).

Sob o ponto de vista químico, a hidrólise significa a quebra de longas cadeias biomoleculares através de reações com a água. As cadeias menores produzidas pela hidrólise, as quais são solúveis, podem ser facilmente convertidas em biogás através de microrganismos anaeróbios (SCHIEDER et al., 2000).

Biologicamente, a hidrólise ocorre através da influência das enzimas. Para diversos tipos de substratos, especialmente para sólidos, a hidrólise é freqüentemente a etapa mais lenta e mais limitante do processo de biodegradação anaeróbia (SCHIEDER et al., 2000).

O processo metanogênico é geralmente limitado pela taxa de hidrólise dos sólidos suspensos e orgânicos, isto é de particular importância durante o tratamento anaeróbio dos resíduos sólidos e dos lodos de esgoto. O que significa que um pré-tratamento mais eficiente dos substratos, pode torná-los mais acessíveis para as bactérias anaeróbias, otimizando o potencial metanogênico dos resíduos tratados (DOHÁNYOS e ZÁBRANSKÁ, 2001).

A biodegradabilidade dos substratos é baseada, principalmente, no acesso das enzimas a estes substratos. A desintegração e a redução das partículas de sólidos, presentes no lodo de esgoto, cria uma nova estrutura onde ocorre a biodegradação e a liberação do conteúdo das células bacterianas (lise celular), favorecendo a atuação das enzimas (DOHÁNYOS e ZÁBRANSKÁ, 2001).

A lise celular é a liberação do conteúdo das células bacterianas dentro do líquido celular depois da destruição da parede celular; não representa apenas

imentícias) produzem uma lise secundária que resulta em uma memória da biodegradabilidade (DOHÁNYOS et al., 1999).

O lodo de esgoto biológico contém mais de 60% de células bacterianas, que são lentamente degradáveis (KEEP et al., 2001). A degradabilidade do lodo de esgoto biológico está entre 70% e 80% e para o lodo digerido está entre 35% e 55% (KROGMAM, 2001). O resultado da digestão do lodo é a sua estabilização parcial, o qual tem grande viscosidade e baixa drenabilidade. Diversas tentativas têm sido desenvolvidas para aumentar a digestão do lodo biológico através de vários métodos de desintegração e hidrólise do lodo (KEEP et al., 2001).

3.8. Métodos utilizados para biodegradabilidade e desintegração de lodo

Nos últimos anos, diversos processos para aumentar a biodegradação do lodo de esgoto, têm sido apresentados. A comparação dos resultados é difícil, pois os autores não examinam o mesmo tipo de lodo e empregam diferentes métodos analíticos. No intuito de comparar os resultados dos diversos métodos de pré tratamento, diferentes meios de desintegração estão sendo realizados e comparados com relação à liberação de matéria orgânica dentro da dissolução e da biodegradabilidade anaeróbia no tratamento de lodo (SCHEMINSKI et al., 1999).

Vários métodos de desintegração têm sido investigados a fundo, dentre eles podem ser citados (MÜLLER, 1999; DOHÁNYOS e ZÁBRANSKÁ, 2001; TANAKA e KAMIYAMA, 2001):

Desintegração mecânica: com utilização de ultra-som, trituração e homogeneização;

destruição dos compostos orgânicos complexos através de fontes minerais ácidos e básicos; e processos oxidativos, com utilização de ozônio e peróxido de hidrogênio;

Tratamentos biológicos: com utilização de enzimas;

Tratamento termoquímico: o lodo das estações de tratamento de esgoto são pré-^o tratados por autoclave a 130°C por 5 minutos após ser adicionado NaOH.

Tratamento térmico: especialmente em temperaturas entre 40 e 170°C. O tratamento térmico pode dividir e decompor uma parcela significativa da fração de sólidos fixos do lodo, resultando em sólidos solúveis, os quais são moléculas com menos complexidade.

Estes métodos de tratamento são aplicados para melhorar os seguintes parâmetros nos processos de tratamento de esgoto e de lodo (MÜLLER, 1999):

- **Estabilização:** Diminuir o tempo de estabilização do lodo e aumentar a taxa de degradação na digestão aeróbia e anaeróbia, pela dissolução da matéria orgânica;
- **Escuma e densidade:** Evitar a formação de espuma na aeração e nos tanques de decantação secundária, melhorando a sedimentação, redução e decantação do lodo devido ao rompimento dos filamentos dos microrganismos pela desintegração mecânica;
- **Condicionamento e desaguamento:** Elevar a concentração teor de sólidos do lodo desaguado e reduzir o total a ser condicionado, devido à redução da água livre da matriz do mesmo depois do tratamento térmico;
- **Remoção de nitrogênio:** Substituição das fontes externas de carbono pelo processo de desnitrificação, pela desintegração do lodo com alto teor de carbono orgânico dissolvido;
- **Reciclagem de nitrogênio e fósforo:** Melhoramento da eficiência técnica e econômica nos processos de reciclagem devido ao aumento da concentração de compostos dissolvidos no lodo;

total de lodo a ser disposto, devido ao aumento da estabilização e do reuso do lodo nos processos de tratamento de esgoto.

O propósito da desintegração do lodo de esgoto é romper os componentes das células com o intuito de estabilizar o lodo mais rapidamente e extensamente e, assim, reduzir os problemas de espuma. A operacionalização das áreas de desintegração de lodo de esgoto está aperfeiçoando a estabilização anaeróbia, fornecendo uma fonte interna de hidrogênio para o processo de desnitrificação e uma melhoria na sedimentação do lodo de esgoto (MÜLLER, 2001).

3.8.1. Processos de desintegração mecânica

A desintegração mecânica de lodo de esgoto se resume na pressurização do mesmo através de forças extremas. As forças físicas, químicas e biológicas, podem ser aplicadas nesta desintegração. O efeito destas forças é a decomposição das estruturas floculentas do lodo e/ou o colapso dos microrganismos incorporados ao mesmo. Este processo possibilita a diminuição do tamanho das partículas do lodo e também, a quebra dos componentes do lodo orgânico na fase líquida (MÜLLER, 2001).

A desintegração mecânica do excesso de lodo de esgoto tem se mostrado um pré-tratamento capaz de aumentar a degradação anaeróbia dos sólidos voláteis do lodo de esgoto e, conseqüentemente, aumentar o processo de decomposição (ENGELHART et al., 1999).

3.8.2. Tratamento químico

A hidrólise química de lodos orgânicos inclui principalmente os tratamentos ácido e alcalino. Esse tipo de tratamento age principalmente sobre a biomassa (SV/ST), promovendo a desintegração de partículas e complexos atacando

aretauos (MONNICH, 1998).

enquanto carboidratos e lipídeos são pouco

O pré-tratamento alcalino é um processo químico que pode ser utilizado na hidrólise e decomposição de lipídeos, hidrocarbonos e proteínas transformando-os em substâncias menores e solúveis, tais como ácidos alifáticos, polissacarídeos e aminoácidos (CHIU et al., 1997).

A Tabela 3.2. resume os resultados de solubilização da DQO de vários estudos de tratamento alcalino de lodos, todos com 1% ST. Pode ã se notar que a hidrólise alcalina dos lodos tem o potencial de solubilizar a fração DQO, evidenciado pelo incremento da relação $DQO_{filtrada}/DQO_{total}$ variando de 25 a 89%. As melhores relações de incremento da relação $DQO_{filtrada}/DQO_{total}$ foram obtidas por ABREU et al (2003) utilizando lodo anaeróbio com 1 % de ST e 20 a 60 meq/l de NaOH por 8 horas. Estes valores foram equivalentes aos processos hidrolíticos utilizando desintegração mecânica com ultra ã som além da hidrólise alcalina.

da DQO em vários estudos de hidrólise alcalina de lodos.

Tipo de lodo (1% de ST)	NaOH (meq/L)	T (°C)	Tempo (h)	DQOfilt/DQOtót	Referência
Lodo ativado	250	175	24	68	Haug et al. (1978)
Lodo ativado municipal	50	20	12	44	Rajan et al. (1989)
		38		43	
Lodo ativado	40	-	24	36	Liao (1993)
Lodo primário + lodo ativado	12,5	-	0,5	45	Kenzevic et al. (1994)
Lodo ativado	40	-	24	28	Huang (1995)
	US ^a + 40	-	-	81	
Lodo ativado doméstico	40	ambiente	24	36	Chiu et al. (1997)
	40 + US	-	-	89	
Lodo ativado doméstico	40	25	24	40	Lin et al. (1997)
Lodo ativado industrial	30	25	24	25	Lin et al. (1998)
Lodo ativado municipal	40	ambiente	24	55	Lin et al. (1999)
Lodo ativado municipal	40	ambiente	10	31	Chang et al. (2002)
Lodo aeróbio (BF)	20	ambiente	8	65	Abreu et al. (2003)
	60	ambiente	8	81	
Lodo anaeróbio (UASB)	20	ambiente	8	60	Abreu et al. (2003)
	100	ambiente	8	69	

Fonte: Cassini et al., 2003.

A hidrólise alcalina aplicada em lodos anaeróbios da ETE-UFES, provocou um incremento maior no teor de DQO solúvel quando comparada com a hidrólise ácida. Devido à baixa eficiência no tratamento ácido, a maioria dos pesquisadores utiliza a hidrólise ácida em associação com um ou outro tratamento ou preferem a utilização da hidrólise alcalina, principalmente com hidróxido de sódio, como um mecanismo mais eficiente de solubilização da matéria orgânica (ABREU, 2003).

A hidrólise age primariamente sobre a matéria orgânica em suspensão presente no lodo. Dessa forma, a fração dos sólidos voláteis que se encontra em suspensão é transferida para o compartimento solúvel, resultando assim na redução dos sólidos suspensos totais.

que comprovam maior eficiência na redução de SSV pelos processos hidrolíticos alcalinos quando esses são comparados com os processos ácidos, no entanto, não há diferenças significativas entre as alturas do reator UASB (0,25m e 1,25m).

Tabela 3.3: Comparação entre a porcentagem de redução de sólidos suspensos voláteis para lodos anaeróbios do reator UASB (alturas 0,25m e 1,25m), submetidos a processos hidrolíticos alcalinos e ácidos.

	Hidrólise Alcalina		Hidrólise Ácida	
SSV (% redução)	0,25m	1,25m	0,25m	1,25m
	12,4	11,0	0,9	5,3

Esse resultado é importante, pois indica que esses tratamentos promovem uma redução na massa final de sólidos do lodo, considerando que os sólidos solubilizados serão digeridos numa posterior etapa, como ocorre na ETE - UFES com o lodo de descarte.

Estudos de CHANG *et al.* (2002), utilizando 40 meq/L de NaOH para hidrolisar lodo ativado com 0,5%, 1%, 1,5% e 2% ST, mostrou que a taxa de solubilização diminuiu com o aumento do teor de sólidos no lodo. E segundo ABREU (2003), quanto mais concentrado for o lodo, maior será a quantidade de DQOfilt gerada, ou seja, maior a solubilização da matéria orgânica presente no lodo. Foi verificado ainda que a hidrólise alcalina, em lodos anaeróbios e aeróbios, destruiu praticamente o dobro de SSV em comparação com a hidrólise ácida.

Em pH elevado, a célula perde sua viabilidade e não consegue manter a pressão apropriada de turgescência e então se rompe. O rompimento das células do lodo dá início ao vazamento do material intracelular e conseqüentemente aumenta a concentração de proteínas na água sobrenadante. Por outro lado, quando o pH da amostra de lodo aumenta, a

superfície bacteriana fica carregada negativamente, isto causa uma repulsão eletrostática o que resulta em uma dissorção de parte dos polímeros extracelulares.

O tratamento com utilização de ozônio é de especial interesse dentre os

genericamente denominadas de hidrolases e liases. As hidrolases promovem quebras de ligações diversas e geralmente tem seu nome ligado ao substrato ou processos de quebra (CASSINI *et al.*, 2003).

A lise enzimática quebra os compostos das paredes celulares pela reação de enzimas catalisadoras. Até mesmo bactérias com parede celular de grande resistência podem ser desintegradas com a utilização de enzimas, mas os

é combinada com o tratamento térmico alcalino do lodo (0,1 M NaOH, 175°C, 1 h) (ROCHER et al., 1999).

A taxa de solubilização da DQO (razão da DQO na amostra filtrada de lodo pela DQO na amostra total) obtida pela hidrólise térmica/química, utilizando condições operacionais típicas (TD=30-60 min; T=120-160°C e pH<2) está na faixa de 25 a 50% (SMITH & GÖRANSSON, 1991).

3.8.5. Tratamento térmico

O pré-tratamento térmico é descrito por HAUG (1978) como um processo onde o lodo é tratado em temperaturas na faixa de 170°C, e então digeridos anaerobiamente. As principais vantagens deste processo incluem: o aumento da biodegradabilidade do lodo biológico durante a digestão anaeróbia; a melhoria na drenabilidade do lodo; a redução do odor durante a digestão; a esterilização do lodo durante o pré tratamento e a melhoria do balanço de energia quando comparado com o condicionamento térmico convencional.

A melhoria no balanço de energia é baseada na expectativa do crescimento da biodegradabilidade durante a digestão anaeróbia e no conseqüente aumento na produção de biogás, que pode compensar a energia requerida para o aquecimento da digestão. A entrada de energia térmica é mais freqüentemente realizada pela troca ou pela aplicação de calor na massa de lodo. Geralmente a energia térmica obtida nas estações de tratamento de esgoto pela queima de biogás, pode ser utilizada, com redução significativa de custos (MÜLLER, 1999).

Enquanto os carboidratos e os lipídeos do lodo são facilmente degradados, as proteínas são protegidas contra a hidrólise enzimática pela parede celular. O pré tratamento térmico destrói as paredes celulares e fazem com que as proteínas fiquem mais acessíveis para a degradação biológica. O processo de

forma as substâncias orgânicas da entrada do sistema em substâncias celulares, que contêm grande quantidade de proteína. Quanto mais o lodo está pré ã estabilizado anaerobiamente, mais aumenta a quantidade de proteína e de gás produzido em decorrência do pré ã tratamento térmico do lodo. Uma grande fração das bactérias da massa de lodo é proteína, que durante o tratamento térmico, é parcialmente hidrolisada em aminoácidos (MÜLLER, 1999).

Segundo estudo realizado por HAUG et al. (1978), após a digestão do lodo pré ã tratado a temperatura de 175°C, ocorreu uma maior produção de biogás e destruição dos sólidos voláteis, porém quando o pré ã tratamento foi realizado em 47 temperaturas superiores não houve um aumento na produção de biogás, provavelmente devido à formação de substâncias inibidoras. A Tabela 3.4 compara os diversos processos hidrolíticos apresentados, com algumas ponderações relativas a cada um deles.

Tabela 3.4: Comparação efetiva dos diversos processos hidrolíticos de lodo de esgoto.

Características	Hidrólise térmica	Hidrólise química	Hidrólise biológica
Demanda de produto (bio)químico	-	+++	+++
Demanda de energia	+++	+	-
Possibilidade de uso de biogás	+++	-	-
Eficiência, solubilização	+++	+++	++
Biodegradabilidade do hidrolisado	++	+	+++
Destruição de SV	++	+++	++
Inativação de patógenos	+++	++	-
Geração de odores	+++	+++	ND
Tempo de detenção do lodo	++	+	ND
Complexidade operacional	++	+	+
Complexidade de manutenção	++	+	+
Tamanho da ETE	++ a +++	+ a +++	+ a ++
Custo de implantação	+++	++	++

(-) inexistente, (+) pouco, reduzido, pequeno, (+ +) médio, intermediário, (+ + +) elevado, muito, (ND) dado não disponível.

Fonte: Cassini et al., 2003.

3.9.1. Considerações preliminares

Em todos os sistemas de tratamento de resíduos envolvendo processos biológicos, a avaliação qualitativa e quantitativa da biomassa presente é de fundamental importância (PENNA, 1994).

Segundo COLLERAN et al (1991), Em se tratando de sistemas de tratamento por processo de digestão anaeróbia, a complexidade do problema é ainda maior, em virtude da presença de grupos bacterianos de diferentes espécies, muitos deles exibindo baixas taxas de crescimento e condições estritamente anaeróbias para cultivo.

Pelo menos três diferentes grupos metabólicos de microrganismos estão envolvidos na digestão anaeróbica de matéria orgânica a metano e dióxido de carbono: o das bactérias fermentativas, o das acetogênicas e o das metanogênicas (BRYANT apud DOBBERNACK et al, 1988).

O controle efetivo da digestão anaeróbia demanda uma quantificação seletiva da biomassa ou uma avaliação da atividade metabólica dos microrganismos metanogênicos (DOBBERNACK et al, 1988).

3.9.2. Metodologias empregadas para o teste

As primeiras considerações sobre o teste foram feitas com base em ensaios em batelada por de ZEEUW (1984), que mediu a taxa de produção de metano de lodos, a partir de uma carga orgânica e concentração de SSV (sólidos voláteis) conhecidas. O substrato aplicado variava de uma mistura de ácidos voláteis, normalmente acético, propiônico e butírico, até o uso de um só

ato. Além disso, adicionam ã se soluções de metais a de nutrientes garantindo que não haverá limitações nutricionais para a produção de metano. Este método mede a produção de gás via deslocamento de líquido, usando uma solução de soda cáustica, em que o gás carbônico é dissolvido no meio. Assim, garante ã se que o líquido produzido seja proveniente da quantidade de metano liberada pelo lodo.

DOLFING & BLOEMEN (1985) propuseram o método baseado na análise por cromatografia gasosa do metano, produzido no volume livre ãheadspaceô de frascos de soro (frascos ã reatores). O gás foi amostrado com uma seringa de trava, de modo a manter o gás na mesma pressão do frasco. Neste lodo adicionavam ã se a mistura de ácidos ou, utilizavam ã se os ácidos em separado, por exemplo, só acetato, propionato, etc. Além das fontes também adicionava ã se uma solução tampão anaeróbia. O uso dos ácidos voláteis individualmente apresenta algumas vantagens, pois, através do conhecimento da degradação dos mesmos pode ã se estimar as taxas máximas de conversão de cada substrato, e com isso, obter informações sobre inibição ou limitação do processo por concentrações elevadas ou insuficientes de algum tipo de ácido. E ainda pode ser útil na identificação dos gêneros de bactérias presentes no lodo.

O método de DUBOURGUIER (1989) apud VAZOLLER (1989) é muito semelhante ao de DOLFING & BLOEMEN (1985), sendo o mesmo princípio (por análise cromatográfica), só que neste método não se usa nem solução tampão e nem solução de nutrientes ou de metais. Portanto, o resultado da atividade é denominado atividade metanogênica específica absoluta ou real. É obtida pela diferença entre a atividade metanogênica específica aparente do substrato (frasco reator com lodo + substrato) e a atividade do frasco controle (frasco reator apenas com o lodo).

JAMES et al., (1990) propuseram uma nova metodologia utilizando o respirômetro de Warburg. O uso do respirômetro é baseado no princípio de

constante de gás (no frasco), a produção de gás no respirometro pode ser facilmente medida por mudanças na pressão dos capilares do manômetro. Depois, as leituras dos manômetros são convertidas no volume de biogás produzido, segundo UMBREIT et al., (1964) apud JAMES et al., (1990). Este método, quando não se dispõe de cromatógrafo gasoso é o mais indicado.

Outro método para análise da atividade metanogênica, é aquele que determina o conteúdo da coenzima F420. A quantificação desta coenzima é feita usando o método fluorimétrico, originalmente desenvolvido por DELAFONTAINE et al., (1979) apud DOLFING & MULDER (1985). Os autores encontraram uma correlação positiva, para um número de sistemas de digestão, entre o conteúdo de F420 e a atividade metanogênica específica. Entretanto, algumas discrepâncias nesta correlação foram encontradas por DOLFING & MULDER (1985). Esses autores verificaram que o conteúdo de F420 de lodos que tinham sido desenvolvidos em diferentes fontes de carbono em reatores de manta de lodo e fluxo ascendente, não apresentavam correlação com atividade metanogênica medida com o acetato. Isto é, eles descobriram que o conteúdo total da coenzima F420 em lodos anaeróbios não é proporcional à atividade metanogênica específica total.

Entretanto, posteriormente GORRIS et al., (1988) tentaram através de cromatografia líquida de alta performance (HPLC), correlacionar tipos distintos de coenzima F420, chamadas: F420 ã 2 (presente em espécies hidrogenotróficas) e, F420 ã 4 e F420 ã 5 (presentes em espécies acetotróficas). Eles encontraram alta correlação entre a atividade metanogênica do lodo contendo hidrogenotróficas ou acetotróficas, e seus respectivos cofatores. Embora esta metodologia seja extremamente válida, ela se restringe a certas espécies de bactérias metanogênicas hidrogenotróficas e acetotróficas, tornando ã se, portanto, limitada.

metanogênica específica devem, na medida do possível, serem acompanhados por análises que monitorem a degradação do substrato e a composição do biogás. Estas análises, aliadas a ensaios microbiológicos e bioquímicos, como identificação e contagem do NMP de bactérias e quantidade de coenzima F420, aumentam em muito a potencialidade de resposta desse parâmetro (de ZEEUW, 1984).

3.9.3. Importância da avaliação da atividade metanogênica específica

A principal importância da determinação da atividade metanogênica específica baseia-se no fato de que este parâmetro pode fornecer informações muito úteis sobre a digestão anaeróbia, através de um ensaio relativamente simples e rápido (de ZEEUW, 1984).

Como as medidas da atividade metanogênica dão respostas a respeito da potencialidade da biomassa ativa presente nos lodos, esta sua característica tem sido utilizada em diversos estudos. Como por exemplo, no acompanhamento da partida de reatores anaeróbios (de ZEEUW, 1994).

VALCKE & VERSTRAETE (1983) utilizaram-se de medidas da atividade metanogênica específica para estimar a porcentagem de biomassa acetoclástica (utilizadoras de acetato, como substrato) em lodos anaeróbios.

Já DOLFING & BLOEMEN (1985) estenderam esta proposta para estimar os diferentes grupos fisiológicos presentes nos lodos, através de medidas da atividade metanogênica frente a substratos específicos.

toxicidade, as medidas de atividade foram largamente empregadas, como por exemplo, de ZEEUW (1984) estudou a inibição da digestão anaeróbia por substâncias tais como oxigênio e sulfeto. Enquanto DOLFING & BLOEMEN (1985), estudaram a inibição da atividade por compostos como cloreto de sódio e amônia.

SOTO et al., (1993) estudaram a distribuição da biomassa ativa em filtros anaeróbios mesofílicos e termofílicos, ambos em escala de laboratório. Através de determinações da atividade metanogênica, eles mostraram que a biomassa no filtro anaeróbio mesofílico se distribuía uniformemente, tanto agregado ao suporte quanto dispersa nos interstícios do leito de pedras. Já no filtro termofílico, a maioria da biomassa encontrava-se presa ao suporte na forma de biofilmes.

COLLERAN et al., (1991) investigaram os efeitos sobre a atividade do lodo, quando armazenado seco à 4°C e misturados a crioprotetores. Estudos dessa natureza são importantes quando se pretende estocar lodos de boa qualidade para futuras inoculações, ou armazenar lodos padrões que sirvam de referência para testes de biodegradabilidade anaeróbia.

VALCKE & VERSTRAETE (1983) também observaram variações na atividade dos lodos, quando armazenados de 10°C a 15°C durante poucas semanas.

4.1. GENERALIDADES

Esta pesquisa foi desenvolvida no Laboratório de Saneamento (LABSAN), localizado no Centro Tecnológico da Universidade Federal do Espírito Santo, no período de janeiro de 2004 a fevereiro de 2005.

4.2. DESCRIÇÃO DA ETE ã UFES

A Estação de Tratamento de Esgotos Experimental (ETE-UFES) está localizada no Campus da Universidade Federal do Espírito Santo, em Vitória/ES (Figura 4.1). A estação foi projetada para atender uma população de 1000 habitantes, opera com uma vazão média de 1,0 l/s e é composta por uma elevatória, um reator UASB, 03 biofiltros aerados submersos (BFs) operando no tratamento secundário e 01 filtro terciário.



Figura 4.1: Vista geral da Estação de Tratamento de Esgoto ã ETE UFES

A ETE-UFES é recalcado por meio de uma bomba submersível localizada na elevatória da Companhia Espírito Santense de Saneamento, no bairro de Jardim da Penha e fica armazenado na elevatória, seguindo posteriormente para o reator UASB e depois para os biofiltros aerados submersos. O lodo de lavagem dos biofiltros aerados submersos é recirculado para o reator UASB para posterior digestão.

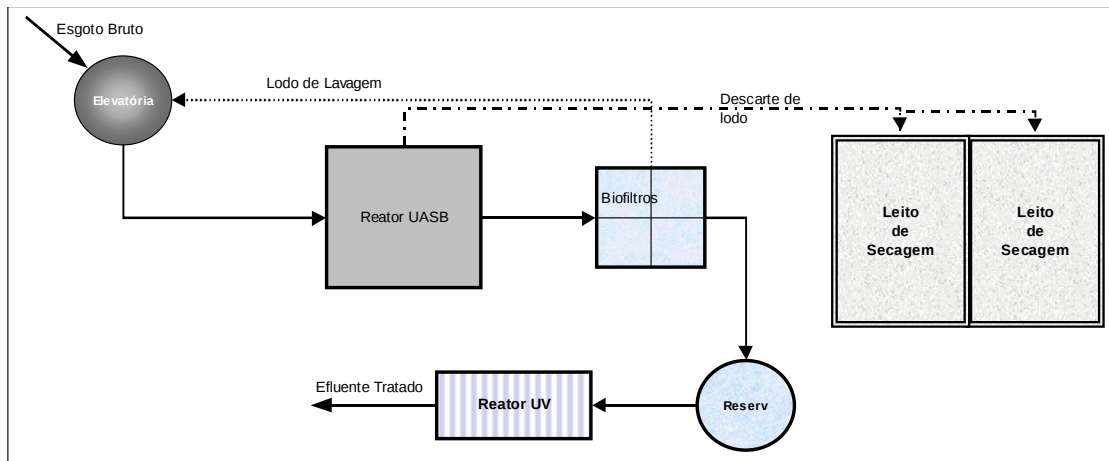


Figura 4.2: Fluxograma da ETE UFES (1000 habitantes)

Fonte: Santa Ana, 2001.

O reator UASB desse sistema (Figuras 4.3 e 4.4), possui volume de $26,5 \text{ m}^3$, com seção quadrada de $2,3\text{m}$ de lado e altura de 5m , e 12 torneiras (6 de cada lado do reator) que permitem a coleta de lodo ao longo da altura do reator para futura avaliação do perfil de sólidos do lodo. O biogás é coletado na parte superior do reator, sendo conduzido para queima através de tubulação específica. O descarte do lodo proveniente do reator UASB é feito periodicamente para evitar que os sólidos gerados no reator sejam carreados junto ao efluente tratado. O lodo de excesso descartado fica disposto em um leito de secagem com duas células (10m^3).

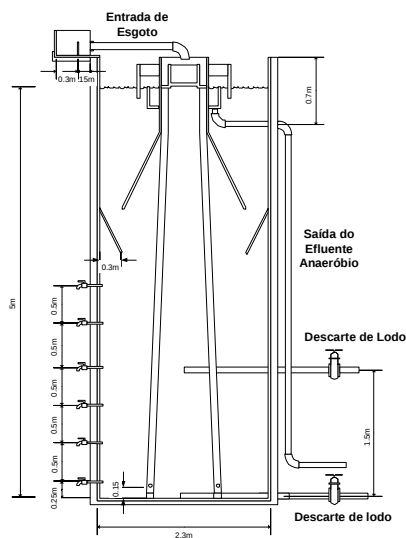


Figura 4.4: Corte vertical do reator UASB

Os biofiltros aerados submersos - BF's (Figuras 4.5 e 4.6) possuem um volume total de 12 m³ cada, e se diferenciam pela altura, granulometria, tipo e material dos leitos filtrantes. Os biofiltros 1, 2 e 3 são do tipo aerados submersos de fluxo ascendente e alimentados com efluente anaeróbio, sendo chamados biofiltros secundários. O BF 4 realiza o tratamento terciário do efluente secundário, por isso é chamado biofiltro terciário. Os BF's possuem torneiras para permitir a coleta de amostras ao longo da sua altura. O fundo dos BF's é dotado de tubulação e válvula para descarte do lodo de lavagem na sua recirculação. O suprimento de ar é assegurado por um compressor, e o ar é injetado na base do corpo do biofiltro por canalização própria. O lodo descartado dos biofiltros aerados submersos após a lavagem é recirculado para o reator UASB.



Figura 4.5: BFs do sistema ETE-UFES

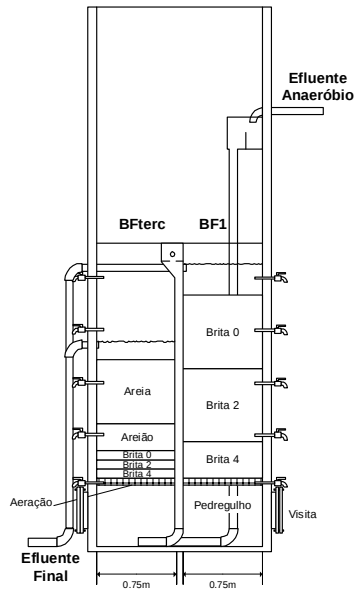


Figura 4.6: Corte vertical do BF 1e BF terciário

4.3. AMOSTRAGEM DE LODOS

As amostras de lodo biológico, utilizadas para os ensaios de hidrólise foram coletados no decorrer desta pesquisa, tomando cuidado ao fazerem amostragens sempre com a ETE funcionando em condições operacionais normais.

Seguindo a metodologia de VERONEZ (2001), o lodo combinado (aeróbio + anaeróbio) foi coletado nas torneiras distribuídas ao longo da altura do reator UASB (Figura 4.7) e antes de cada coleta foi descartado o primeiro litro de lodo para eliminar possível interferência de lodo seco na tubulação de coleta, posteriormente, as amostras foram levadas ao laboratório de saneamento.

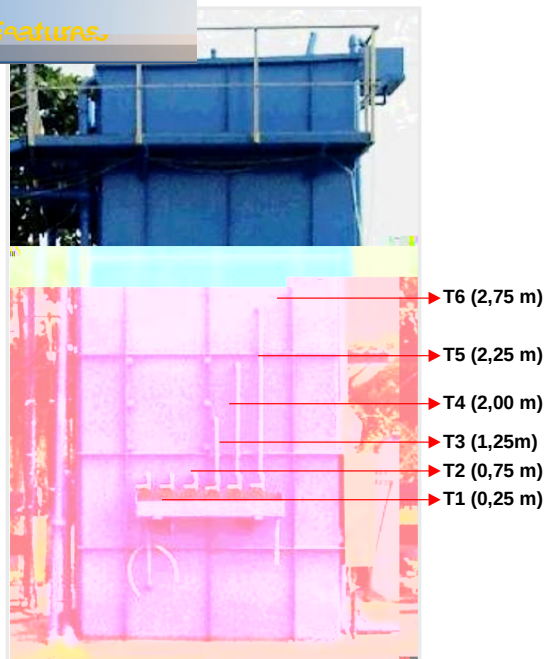


Figura 4.7: Pontos de coleta de perfil do lodo misto

4.4. APARATO EXPERIMENTAL

4.4.1. Ensaios de hidrólise

As amostras de lodos combinados coletados foram distribuídos em beakers de 2000 mL e mantidos sob agitação (150 rpm) durante o todo o ensaio (6 horas), que ocorreu em um aparelho de Jar-test (PHIPPS & BIRD PB-700 JARTESTER) à temperatura ambiente. Foi adicionado o agente químico alcalino NaOH (Sinth, 97% de pureza), na dosagem fixada de 40 meq/L. Esta dosagem foi escolhida, levando-se em consideração os valores testados em trabalhos anteriores desenvolvidos no Núcleo Água - UFES (ABREU, 2003). A Figura 4.9. mostra um esquema do aparato utilizado.

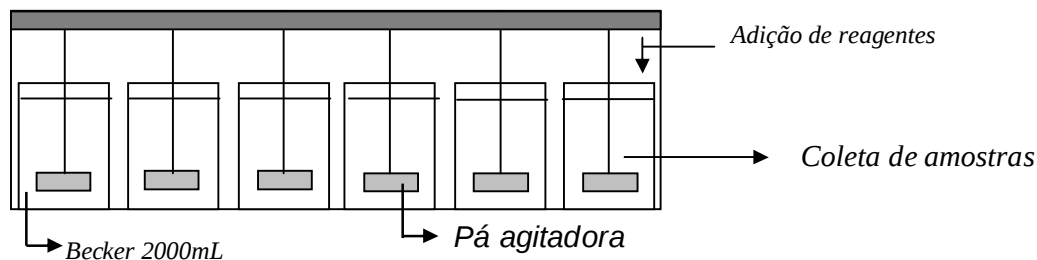


Figura 4.8: Representação esquemática do aparato utilizado para realização dos ensaios de hidrólise.

4.4.2. Respirômetro Anaeróbio Automatizado

O respirômetro anaeróbio automatizado (Figuras 4.9 e 4.10), tem sua estrutura em aço e acrílico transparente, o que lhe garante resistência, isolamento térmico e fácil visualização do sistema. O equipamento possui capacidade para oito frascos reatores de até 1000ml, mantidos sob agitação constante, à temperatura de 30°C, os quais são monitorados continuamente com auxílio de interface digital, acoplada a um computador pessoal com software adequado para processamento e visualização contínua da produção de biogás (SILVA, 2003).

os componentes da base do respirômetro

anaeróbio automatizado.



Figura 4.9: Visão geral do respirômetro anaeróbio automatizado



Figura 4.10: Identificação dos componentes do respirômetro

LEGENDA (referente a Figura 4.10)

- | | |
|--|-------------------------------------|
| 1 ã Controlador de temperatura | 5 ã Led vermelho ã detecção de erro |
| 2 ã Botão ãabertura das válvulas | 6 ã Cabo de comunicação serial |
| 3 ã Injeção de nitrogênio | 7 ã Liga/desliga |
| 4 ã Controle da velocidade de agitação | |

4.4.3. Princípio de funcionamento do aparelho

Em todos os procedimentos de inicialização de um novo teste é necessário manter a conexão entre o respirômetro e o programa computacional através de um cabo serial. Este esquema foi adotado para que se reduzisse a possibilidade de inicializações indevidas. O programa possui funções de controle de todas as etapas do teste, sendo estas divididas em funções para início do teste, funções para durante o teste e funções para após o teste. Após a introdução do lodo, substrato e solução de diluição nos frascos de reação, realiza-se a purga do oxigênio presente nos frascos através da injeção de nitrogênio durante cerca de 5 minutos. Na janela funções para início do teste, acessamos o ícone injeção de nitrogênio, que permite a realização da purga. Depois de encerrada a purga, as conexões dos frascos com o aparato são desfeitas e o próximo passo é o envio do comando de iniciar Teste, que

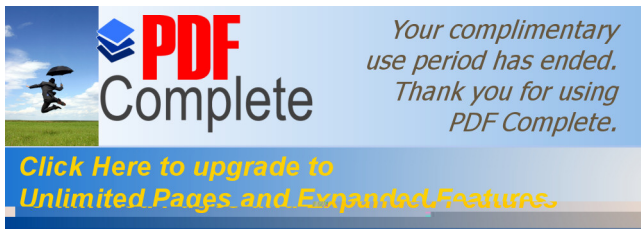
... e apagar todos os dados da memória. A partir desse instante o teste está iniciado.

Após o início do teste, o uso do computador é necessário quando for realizar a aquisição de dados. O sistema de controle detecta o sinal elétrico, registra os dados necessários (número do frasco e tempo) em uma memória, e envia um comando de abertura para a válvula. A válvula permanece aberta por 2 segundos, tempo suficiente para as pressões se igualarem. Após os testes, com o computador conectado ao respirômetro e o programa sendo executado, faz-se à aquisição dos dados, que são salvos em arquivo no disco rígido do computador. Além disso, os dados podem ser mostrados em um gráfico. A finalização do teste será determinada pelo usuário, com base na análise dos dados gerados. O sistema não apresenta limite de dias de teste e possui capacidade de armazenamento de cerca de 8.000 valores (tempo em minuto).

4.5. Teste de Atividade Metanogênica Específica ã AME

Adotou-se a metodologia padrão descrita por CHERNICHARO (1997) com algumas modificações para a realidade dos nossos testes. Estabelecemos os seguintes procedimentos para o desenvolvimento do teste AME:

- Determinamos a quantidade de sólidos voláteis (gSVT/L) presentes no lodo a ser analisado;
- Colocamos as quantidades pré-estabelecidas de lodo e solução nutritiva para se obter a concentração de gSV/L definida no início do teste;
- Colocamos os oito frascos reatores no respirômetro, conectando cada um em sua respectiva válvula;
- A aclimação do lodo é iniciada às condições do ensaio por aproximadamente 12 horas.
- Após o período de aclimação, o respirômetro é desligado e os frascos reatores são desconectados para adição do substrato em concentração pré-estabelecida, sendo o volume útil final da mistura de 549ml;



medido, mantendo a faixa de produção das

bactérias envolvidas,

- São recolhidas amostras da mistura para as análises iniciais;
- Os oito frascos reatores são conectados novamente nas válvulas do respirômetro, criando um novo arquivo e realizando uma nova purga de oxigênio com nitrogênio gasoso na solução de lodo+nutrientes+substrato;
- O desenvolvimento do teste é acompanhado;
- Após término do teste, as amostras da mistura são recolhidas para análises posteriores.

Segue abaixo a seqüência de operações detalhada no fluxograma (Figura 4.11) para iniciar o teste de AME, em que o computador necessariamente deve estar conectado ao Respirômetro.

Nos testes de AME foram utilizados amostras de lodos biológicos combinados (aeróbio + anaeróbio) e apesar de ocorrerem variações operacionais e características do afluente da ETE, tomou-se o cuidado na coleta de amostragens, sendo realizada sempre com a ETE funcionando em condições operacionais normais. Coletou-se amostras de lodo provenientes do reator UASB em duas alturas (0,25 m e 1,25 m), sendo descartado o primeiro litro de lodo para eliminar possível interferência de lodo seco na tubulação de coleta.

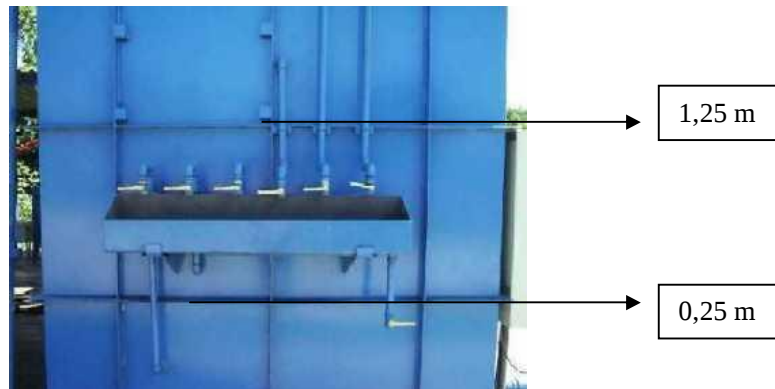


Figura 4.12: Alturas de coleta do lodo para os testes de AME

4.5.2. Solução nutritiva

CHERNICHARO (1997) descreveu a solução nutritiva necessária à atividade metabólica dos microrganismos (Tabela 4.1), simulando o mais próximo possível das condições dentro dos reatores anaeróbios.

Tabela 4.1: Solução tampão e de nutrientes utilizada nos testes de AME

Solução(*)	Reagentes	Concentração (mg/l)	Finalidade
1	KH ₂ PO ₄	1500	Tampão
	K ₂ HPO ₄	1500	
	NH ₄ Cl	500	Macronutriente
	Na ₂ S. 7H ₂ O	50	
2	FeCl ₃ . 6H ₂ O	2000	Micronutriente
	ZnCl ₂	50	
	CuCl ₂ . 2H ₂ O	30	
	MnCl ₂ . 2H ₂ O	500	
	(NH ₄) ₆ .Mo ₇ O ₂₄ 4H ₂ O	50	
	AlCl ₃	50	
	CoCl ₃ . 6H ₂ O	2000	
	HCl (concentrado)	1	

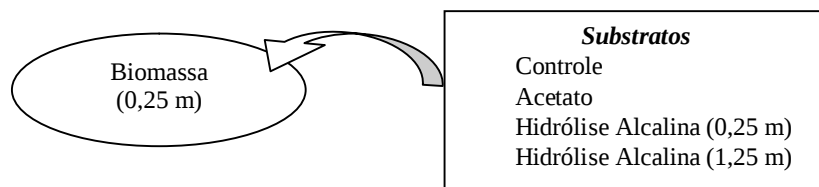
(*) É adicionado 1ml da solução 2 a 1 litro da solução 1, compondo a solução de diluição.

Fonte: CHERNICHARO (1997).

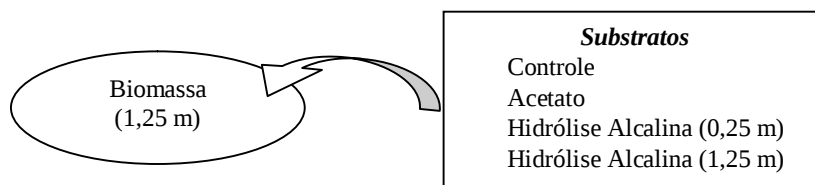
4.5.3. Substrato

Os alimentos (substrato - So) usados nos testes de AME foram acetato de sódio e hidrólises alcalinas dos lodos nas alturas 0,25m e 1,25m do reator UASB, utilizando-se a concentração de 100gDQO/l. No esquema abaixo (Figura 4.13), há uma ilustração das condições em que os testes foram realizados.

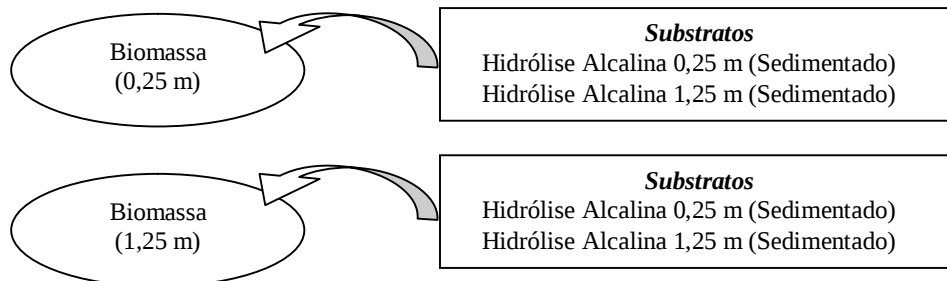
Teste - 1



Teste - 2



Teste - 3



Teste - 4

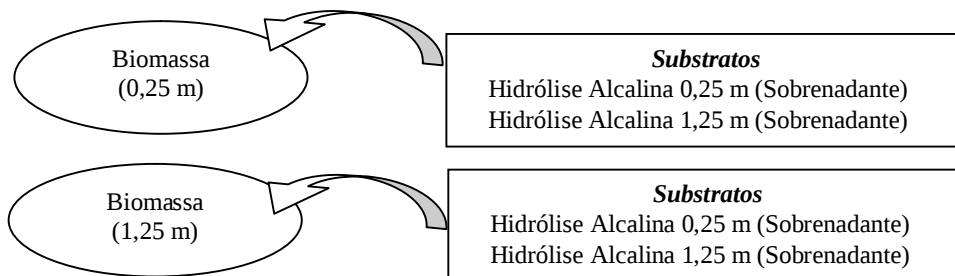


Figura 4.13: Esquema das condições dos ensaios de AME realizados.

Para a execução dos testes de AME, usando o Respirômetro Anaeróbio Automatizado, seguiu-se à metodologia delineada na Figura 4.14.

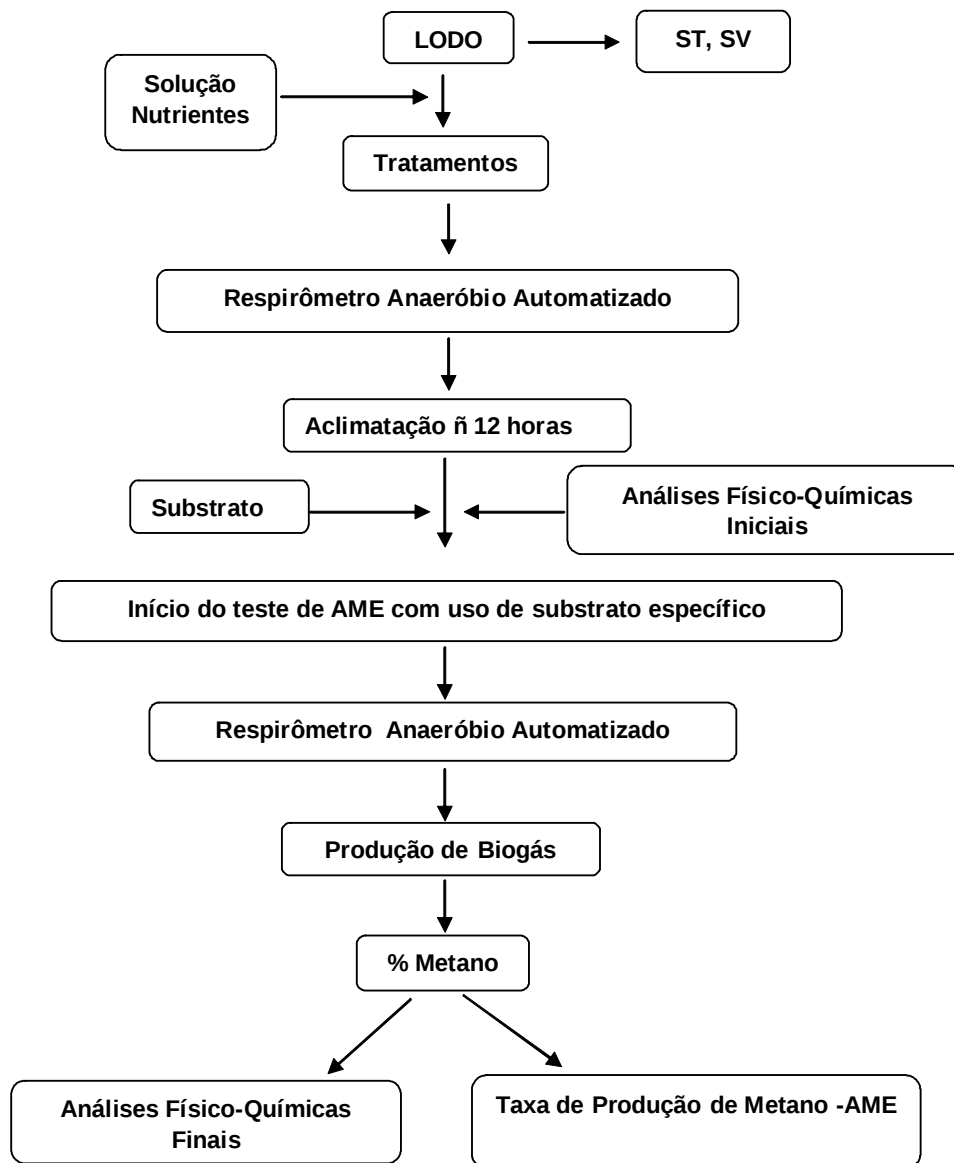


Figura 4.14: Fluxograma do sistema de determinação da AME.

a execução do teste de AME

A rotina necessária para a realização dos testes de AME estão listados abaixo, obedecendo ao protocolo experimental estabelecido no âmbito do PROSAB (Programa de Pesquisa em Saneamento Básico – Tema 2) (CHERNICHARO, 1997, p.87).

1 – Determinar a concentração de Sólidos Voláteis (gSV/L) das amostras de lodo submetidas ao teste;

2 – Colocar em cada frasco reator os volumes de lodo e de solução nutritiva para se obter a concentração de gSV/L definida no início do teste para cada tipo de condição experimental desejada;

3 – Colocar os oito frascos reatores no respirômetro, conectando cada um em sua respectiva válvula, para identificar e estancar possíveis vazamentos;

4 – Iniciar a aclimação, para tal deve-se fazer o uso do programa instalado no computador, acessando em Novo teste, criando um arquivo onde os dados da abertura de cada válvula serão registrados.

4.1 - Em seguida aparecerá a Tela principal, acessar no menu Funções para o início do teste, onde no ícone Procurar, o usuário deverá procurar o arquivo criado para armazenar os dados; no ícone Parâmetros de Comunicação, acessar em COM2(25 pinos); no ícone dados do Teste, acessar em Entrar, aparecendo a tela Entrada de dados, onde será confirmados dados como: número de frascos a serem utilizados, tipo de lodo e tipo de substrato a serem utilizados, o pH da mistura e do lodo, o volume do lodo, dos nutrientes e do substrato, a concentração de sólidos do lodo e a temperatura do teste;

4.2 - Após preencher todos estes dados, acessar em retornar para a Tela Início do teste e enviar o comando ao sistema microprocessado informando-

zada, escolhendo a opção injeção de nitrogênio.

Realizar a purga de eventuais traços de oxigênio por 5 minutos dentro da solução lodo+nutrientes sem ligar o agitador, substituindo o volume de ar atmosférico remanescente na parte superior dos frascos reatores com nitrogênio;

4.3 ã Após a injeção de nitrogênio, acessar reset para limpar a memória e iniciar o teste, em seguida ligar a agitação magnética dos frascos reatores e ajustar a temperatura para 30°C.

5 ã Deixar os frascos reatores num período de aclimação do lodo biológico às condições do ensaio (Solução de nutrientes, temperatura a 30°C e agitação constante) por aproximadamente 12 horas;

6 ã Após o período de aclimação, desligar o respirômetro e desconectar os frascos reatores para adicionar o substrato (acetato de sódio) em concentração preestabelecida, o volume útil final da mistura foi de 550ml;

7 ã Medir o pH das amostras, mantendo a faixa de produção das bactérias envolvidas;

8 - Recolher amostras da mistura para as análises iniciais;

9 ã Conectar novamente os oito frascos reatores nas válvulas do respirômetro, procedendo novamente de acordo com o item 4, criando um novo arquivo e realizando uma nova purga de oxigênio com nitrogênio gasoso na solução de lodo+nutrientes+substrato;

10 ã Acompanhar o desenvolvimento do teste, clicando na Tela durante o teste, através dos volumes de biogás produzido, em cada intervalo de tempo, ao longo do período de teste (ml/h).

11 ã Após término do teste, recolher amostras da mistura para análises finais.

álculo da AME

O cálculo da AME é feito a partir da avaliação da inclinação do trecho reto da curva de produção de metano (trecho da inclinação máxima) em relação ao tempo. A inclinação fornece a taxa de produção de metano em mlCH_4/h , esta dividida pela quantidade inicial de biomassa: $M_{\text{lodo}} = \text{Volume do lodo (ml)} \times \text{concentração de SV do lodo (gSV/ml)}$ presente em cada frasco reator, fornece a AME do lodo em $\text{mlCH}_4/\text{gSV.h}$. A unidade geralmente utilizada é gDQO/gSV.d , onde se faz a correspondência do volume de metano em massa de DQO convertida em CH_4 (DQO_{CH_4}), conforme detalhado nas Equações 1 e 2. Na Figura 4.15, apresenta-se um gráfico da relação da massa de DQO e biomassa em função do tempo e na Figura 4.16 o valor da AME de 0,029 gDQO/gSV.d , obtida no trecho de inclinação máxima da curva.

A expressão geral que determina a produção teórica de metano por grama de DQO removida é apresentada nas Equações 1 e 2 (CHERNICHARO, 1997):

$$V_{\text{CH}_4} = \frac{\text{DQO}_{\text{CH}_4}}{K(t)} \quad \text{Equação 1}$$

Onde:

V_{CH_4} = produção volumétrica de metano (L);

DQO_{CH_4} = massa de DQO removida no reator e convertida em metano (gDQO);

$K(t)$ = fator de correção para a temperatura operacional do reator (gDQO/l).

$$K(t) = \frac{P}{R} \frac{K}{(273 + t)} \quad \text{Equação 2}$$

Onde:

P = pressão atmosférica (1 atm);

K = DQO correspondente a um mol de CH_4 (64 gDQO/mol);

R = constante dos gases (0,08206 atm.L/mol. $^{\circ}\text{K}$);

t = temperatura operacional do reator ($^{\circ}\text{C}$).

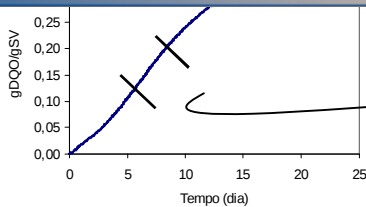


Figura 4.15: Relação do volume de metano expresso em DQO_{CH4} e biomassa em função do tempo

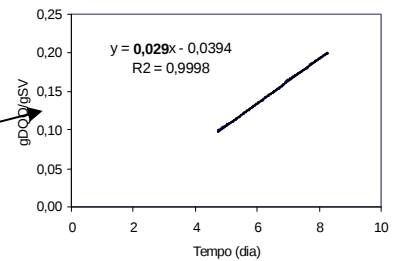


Figura 4.16: Trecho de inclinação máxima do gráfico da Figura 4.14

4.6. TÉCNICAS LABORATORIAIS

As técnicas utilizadas obedeceram aos procedimentos estabelecidos pelo Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 1995). Devido a condições e necessidades do trabalho proposto, o volume da amostra para análise de sólidos foi modificado, sendo coletado num cadinho apenas 20 ml da amostra. Para determinação do pH, utilizou-se o método eletrométrico da CETESB nº L5. 145.

4.7. ANÁLISES DOS DADOS

Foram calculadas no programa SPSS, versão 8.0 for Windows as estatísticas descritivas (média, desvio-padrão, valor mínimo e valor máximo).

5.1 Monitoramento e Caracterização do Efluente

Foi realizado o monitoramento da fase líquida do sistema de tratamento de esgotos da UFES, composto pelos reatores UASB + BFs, tendo como objetivo avaliar o desempenho da estação de tratamento de esgotos durante o período de desenvolvimento dessa pesquisa.

O desempenho do sistema UASB + BFs foi avaliado através das análises de SST, DQO_{total} e $DQO_{filtrada}$, em amostras compostas de esgoto bruto, efluente do UASB e efluente dos biofiltros.

Os resultados estatísticos, referentes às amostras compostas em relação a SST, DQO_{total} e $DQO_{filtrada}$ estão apresentados na tabela 5.1.

Tabela 5.1: Características do esgoto bruto, efluente do UASB e efluente dos biofiltros da ETE ã UFES em relação às concentrações de SST, DQO_{total} e $DQO_{filtrada}$.

Parâmetro	Estatística descritiva	E. Bruto	Cx areia	UASB	BF 1	BF 2	BF 3	BF terc
SST (mg/l)	n	24	24	24	24	24	24	24
	Média	251	182	89	57	55	45	29
	Desvio	81	72	41	34	34	24	17
	Máximo	484	390	177	143	133	90	61
	Mínimo	137	96	47	22	12	13	1
DQO (mg/l)	n	24	24	24	24	24	24	24
	Média	429	380	180	102	95	76	67
	Desvio	106	110	45	45	32	19	21
	Máximo	606	561	300	223	181	126	150
	Mínimo	67	89	125	55	57	46	44
DQO Filtrada (mg/l)	n	24	24	24	24	24	24	24
	Média	184	182	86	60	54	53	51
	Desvio	182	183	87	62	54	52	51
	Máximo	239	226	117	101	77	62	72
	Mínimo	125	139	67	26	33	19	24

pesquisa, apresentou características médias de 251 mg/l(SST), 429 mgO₂/l(DQO) e 184 mgO₂/l(DQOfiltrada).

Em relação ao reator UASB, os resultados obtidos foram de 89 mg/l(SST), 180 mgO₂/l(DQO) e 86 mgO₂/l(DQOfiltrada). De acordo com os valores acima citados, foi observado que o reator UASB manteve suas características de eficiência e estabilidade no tratamento de esgotos domésticos.

Os valores encontrados no efluente gerado nos biofiltros apresentou médias de produção de SST < 57 mg/L, DQO < 102 mgO₂/l e DQO_{filtrada} < 60 mgO₂/L para os biofiltros secundários e de 29 mg/L (SST), 67 mgO₂/l (DQO) e 51 mgO₂/l (DQO_{filtrada}) para o biofiltro terciário. Estes resultados demonstram que esse efluente apresenta ótima qualidade, o que confirma a eficiência do sistema UASB + BFs adotado na ETE-UFES.

Os resultados relativos ao monitoramento do sistema UASB + BFs, utilizando amostras compostas, em termos de SST, são apresentados na Figura 5.1 Sendo que as eficiências médias diárias de remoção ficaram em torno de 51% para o reator UASB, 35% para o BF 1, 38% para o BF 2, 50% para o BF 3 e 67% para o BF 3 + BF_{terciário}. As eficiências globais do sistema foram de 68% para o BF1, 70% para o BF 2, 75% para o BF 3 e 84% para o BF_{terciário}.

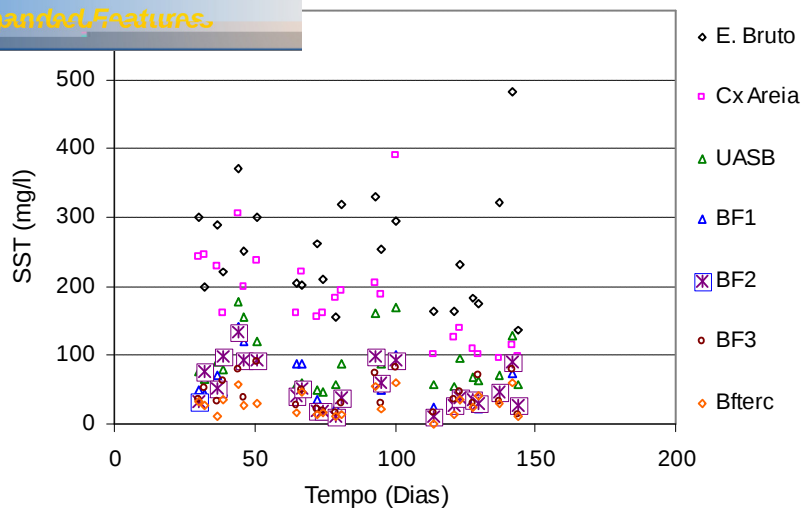


Figura 5.1: Monitoramento de SST no sistema UASB+BFs

Já na Figura 5.2, os resultados de DQO apresentaram eficiências médias de remoção de 52% para o reator UASB, 43% para o BF 1, 47% para o BF 2, 57% para o BF 3 e 62% para o BF 3 + BF_{terciário}. As eficiências globais do sistema foram de 73% para o BF1, 75% para o BF 2, 80% para o BF 3 e 82% para o BF terciário.

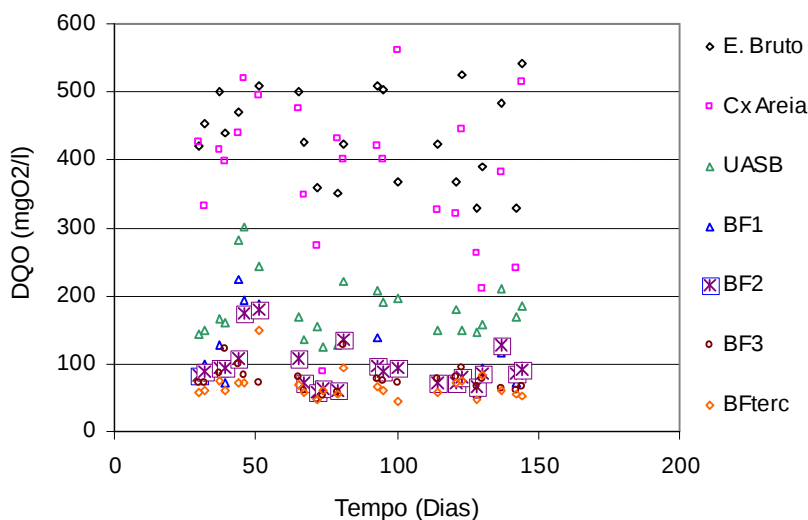


Figura 5.2: Monitoramento de DQO no sistema UASB+BFs

Os resultados em termos de $DQO_{filtrada}$ (Figura 5.3) apresentam médias de remoção de 52% para o reator UASB, 30% para o BF 1, 37% para o BF 2, 38% para o BF 3 e 40% para o BF 3 + BF terciário. As eficiências globais do sistema foram de 67% para o BF1, 70% para o BF 2, 70% para o BF 3 e 71% para BF terciário.

os anaeróbios (0,25m e 1,25m) provenientes do reator UASB,

Parâmetros	LODO ORIGINAL				LODO HIDROLISADO							
	0,25m		1,25m		0,25m				1,25m			
	T=0		T=0		T=0		T=8		T=0		T=8	
	MÉDIA	DP	MÉDIA	DP	MÉDIA	DP	MÉDIA	DP	MÉDIA	DP	MÉDIA	DP
ST (mg/L)	47860,8	6745,4	12252,8	6339,2	51970,0	5939,0	53280,0	5527,0	15290,0	5453,1	16400,0	5997,5
SV (mg/L)	36949,9	5020,9	9399,9	4905,7	40110,0	4515,6	40330,0	4245,1	11690,0	4330,2	11780,0	4729,5
SV/ST (%)	77,3	0,8	77,3	5,2	80,0	4,3	80,0	6,3	77,0	9,8	75,0	5,2
DQO total (mg/L)	44435,0	10479,0	12190,0	5504,1	34964,0	5300,0	35152,0	4502,1	1396,6	2690,6	13008,0	4660,8
DQO filt (mg/L)	1333,1	102,3	243,8	49,2	744,0	65,2	18699,0	2870,9	271,0	55,1	3241,6	393,0
DQO filt/tot (%)	3,0	0,5	2,0	0,3	3,0	1,0	53,0	2,0	2,0	0,7	30,0	10,0

Os valores médios da DQO_{filtrada} dos lodos coletados a 0,25m e 1,25m foram no Tempo 0 = 944,0 mg O₂/L e 271,0 mg O₂/L e no Tempo 8 = 18699,0 mg O₂/L e 3241,6 mg O₂/L, indicando assim um aumento significativo da matéria orgânica solúvel.

Resultados similares relacionados ao incremento da DQO_{filtrada} foram obtidos em vários trabalhos de solubilização da matéria orgânica complexa (ANDRADE et al. (2004), ABREU et al. (2003), HAUG et al. (1978), LIAO (1993), LIN et al. (1998).

5.3 Determinação da Atividade Metanogênica Específica de lodos do Reator UASB

As amostras de lodo foram coletadas diretamente do reator UASB da Estação de Tratamento Experimental de esgotos domésticos, localizado na UFES, recebendo lodo aeróbio de descarte nas lavagens periódicas dos biofiltros aerados submersos.

zados, foram escolhidos 4 experimentos que apresentaram melhores resultados. Os ensaios foram apresentados em oito frascos reatores, sempre em duplicata.

Nos frascos reatores controles não houve adição de substrato, sendo a produção de metano medida referente à atividade basal das bactérias. Os testes foram conduzidos até a taxa de metano declinar.

Os cálculos referentes a AME foram realizados considerando uma concentração de 70% de metano no biogás e que os valores apresentados de AME são correspondentes a AME aparente e não real, pois não foi descontado o valor de AME do reator controle (sem adição de substrato).

Em estudo anterior (SILVA, 2003) foi verificada a Avaliação da Atividade Metanogênica Específica de lodos em diferentes alturas do reator UASB da Estação Experimental de Tratamento da UFES, sendo observado estratificação da biomassa ao longo do reator UASB em relação à concentração de sólidos totais (ST) e voláteis (SV). Quanto à distribuição de SV e ST ao longo do leito e manta, as maiores concentrações foram encontradas nas alturas de 0,25m, correspondendo à matéria orgânica complexa proveniente da decantação que ocorre no reator (sólidos grosseiros e lodo aeróbio) e que necessita ser hidrolisada, predominando nessa altura a atuação das bactérias hidrolíticas, o que justifica um valor de AME mais moderada. Na altura 0,75m, a matéria orgânica já hidrolisada foi convertida em metano, indicando uma maior concentração de bactérias metanogênicas nesta altura do leito e conseqüentemente uma maior taxa de produção de metano e maior AME. Finalmente na altura 1,25m, o lodo se apresentou com baixas concentrações de ST e SV, assemelhando-se a um efluente, apresentando baixas taxas de metano e baixa AME.

A Tabela 5.3 ilustra as condições experimentais das biomassas e dos substratos utilizados nos testes de AME.

atos utilizados nos testes de AME.

Teste	Biomassa	Reator	Substrato	AME MÉDIA (gDQO/gSVT.d)
1	Lodo 0,25m	R1/R2	Controle	0,0099
		R3/R4	Acetato	0,0351
		R5/R6	Hidról. Alc. 0,25m	0,0210
		R7/R8	Hidról. Alc. 1,25m	0,0095
2	Lodo 1,25m	R1/R2	Controle	0,0078
		R3/R4	Acetato	0,0247
		R5/R6	Hidról. Alc. 0,25m	0,0128
		R7/R8	Hidról. Alc. 1,25m	0,0140
3	Lodo 0,25m	R1/R2	Hidról. Alc. 0,25m (Sedimentado)	0,0252
		R3/R4	Hidról. Alc. 1,25m (Sedimentado)	0,0187
	Lodo 1,25m	R5/R6	Hidról. Alc. 0,25m (Sedimentado)	0,0327
		R7/R8	Hidról. Alc. 1,25m (Sedimentado)	0,0689
4	Lodo 0,25m	R1/R2	Hidról. Alc. 0,25m (Sobrenadante)	0,0096
		R3/R4	Hidról. Alc. 1,25m (Sobrenadante)	0,0023
	Lodo 1,25m	R5/R6	Hidról. Alc. 0,25m (Sobrenadante)	0,0060
		R7/R8	Hidról. Alc. 1,25m (Sobrenadante)	0,0051

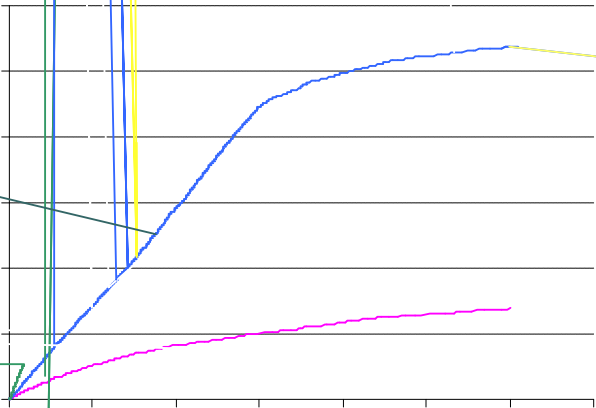
5.3.1 Comportamento da biomassa do lodo a 0,25m do reator UASB submetido a diferentes substratos

O objetivo desse teste foi observar o lodo a 0,25m do reator UASB como biomassa utilizando como substrato o acetato e a hidrólise alcalina dos lodos 0,25m e 1,25m (Tabela 5.4).

Tabela 5.4: Concentração de substrato (S_o), Biomassa (X_o) e valores de AME encontrados no teste 1.

TESTE	ORIGEM DA AMOSTRA	REATORES	SUBSTRATO S_o (gDQO/l)	BIOMASSA X_o (gSV/l)	RELAÇÃO S_o/X_o	AME (gDQO/gSVT.d)
1	T1-A	R1	2,00	10,00	0,20	0,0379
	T1-A	R2	2,00	10,00	0,20	0,0323
	T1-C	R3	2,00	10,00	0,20	0,0117
	T1-C	R4	2,00	10,00	0,20	0,0082
	T1-HA T1	R5	2,00	10,00	0,20	0,0163
	T1-HA T1	R6	2,00	10,00	0,20	0,0258
	T1-HA T3	R7	2,00	10,00	0,20	0,0117
	T1-HA T3	R8	2,00	10,00	0,20	0,0074

Os gráficos apresentados nas Figuras 5.4 e 5.5 evidenciam a relação do volume de metano em massa de DQO convertida em CH_4 (gDQO_{CH4}) com a biomassa (gSV) presente em cada fisco reator em função do tempo.



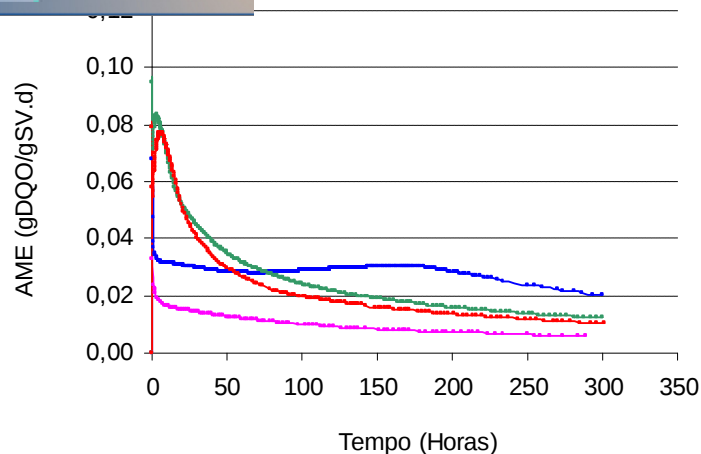


Figura 5.5: Variação da AME ao longo do tempo (em horas) utilizando biomassa a 0,25m do reator UASB submetido a diferentes substratos, onde: — Controle; — Acetato; — Hidról. Alcal. do lodo a 0,25m; — Hidról. Alcal. do lodo a 1,25m.

Nesse experimento o lodo a 0,25m com acetato teve melhor desempenho e uma produção elevada de AME, apresentando 0,0351 gDQO/gSV.d, comprovando dessa forma, ser o substrato preferencial da biomassa em estudo. A concentração do substrato (S_o) utilizada foi 2,0gDQO/L e de biomassa (X_o) de 10,0gSV, obtendo a relação $S_o/X_o=0,2$.

Os valores médios de AME nos lodos hidrolisados a 0,25m e 1,25m foram respectivamente de 0,0012 gDQO/gSV.d e 0,0095 gDQO/gSV.d. Importante salientar que os lodos hidrolisados receberam adição de 40 meq NaOH/L, de acordo com estudos anteriores (ABREU, 2003).

Na tabela 5.5 são apresentados resultados do teste 1.

teste 1 para os parâmetros SV, pH, além da biomassa, produção de metano e AME avaliadas em cada

Teste	Lodo utilizado	Reatores	Biomassa (gSVT)	Conc. SVT no teste (g/l)		DQO (g/l)	Relação gDQO/ gSVT (So/Xo)	Produção de metano (ml)		pH		AME (gDQO/gSVT.d)	AME Média (gDQO/gSVT.d)
				Inicial	Final			Teórica esperada	Total medida	Inicial	Final		
1	T1-A	R1	5,48	10,15	9,02	2,00	0,20	427,23	569,8	6,59	6,99	0,0379	0,0351
	T1-A	R2	5,48	9,00	8,82	2,00	0,20	427,23	536,2	6,59	6,97	0,0323	
	T1-C	R3	5,48	8,60	7,14	2,00	0,20	*	147,0	6,56	6,47	0,0117	0,0099
	T1-C	R4	5,48	8,31	8,19	2,00	0,20	*	159,6	6,56	6,53	0,0082	
	T1-HAT1	R5	5,48	9,04	8,40	2,00	0,20	427,23	323,4	6,71	6,63	0,0163	0,0210
	T1-HAT1	R6	5,48	9,53	8,96	2,00	0,20	427,23	267,5	6,71	6,69	0,0258	
	T1-HAT3	R7	5,48	10,31	9,44	2,00	0,20	427,23	274,4	6,75	6,84	0,0117	0,0095
	T1-HAT3	R8	5,48	9,98	9,59	2,00	0,20	427,23	263,2	6,75	6,79	0,0074	

T1-A: Lodo coletado na altura de 0,25m;

T1-C: Lodo coletado na altura de 0,25m analisado sem adição de substrato (lodo controle);

T1-HAT1: Lodo coletado na altura de 0,25m analisado com adição da hidrólise alcalina do lodo a 0,25m;

T1-HAT3: Lodo coletado na altura de 0,25m analisado com adição da hidrólise alcalina do lodo a 1,25m;

* Sem adição do substrato (controle).

produção de metano, respectivamente para os frascos de produção total de metano medido no final de cada reator ultrapassa o valor da produção de metano teórica esperada. A produção medida variou entre 569,8 ml e 536,2 ml de metano, respectivamente para os frascos reatores R1 e R2, quando utilizado o acetato como substrato.

Os reatores R3 e R4 não possuem produção de metano esperada, por se tratar de frascos controle, apresentando assim valores de 147,0 ml de metano medido no R3 enquanto o R4 apresentou 159,6 ml de metano.

Os frascos R5 e R6 apresentaram valores na produção de metano medido inferior a teórica esperada, que foi de 427,23 ml, sendo o total medido respectivamente 323,4 ml e 267,5 ml de metano.

Valores próximos foram encontrados nos frascos R7 e R8, que obtiveram na produção de metano medida 274,4 ml e 263,2 ml.

As concentrações de sólidos (gSV/l) no final do teste 1, de uma maneira geral apresentaram redução da biomassa em todos os frascos reatores, quando comparados aos valores iniciais e finais do experimento.

Os valores de pH não apresentaram variações significativas, mantendo-se na maioria dos frascos reatores na faixa ótima de trabalho para as bactérias metanogênicas, entre 6,5 a 7,2.

biomassa do lodo a 1,25m do reator com substratos e diferentes substratos

Este teste demonstra o comportamento da biomassa do lodo a 1,25m do reator UASB quando adicionado os substratos acetato de sódio e a hidrólise alcalina dos lodos 0,25m e 1,25m. As condições experimentais do teste são apresentadas na Tabela 5.6, sendo realizado em duplicata para todos as amostras com substratos distintos.

Tabela 5.6: Concentração de substrato (So), Biomassa (Xo) e valores de AME encontrados no teste 2.

TESTE	ORIGEM DA AMOSTRA	REATORES	SUBSTRATO So (gDQO/l)	BIOMASSA Xo (gSV/l)	RELAÇÃO So/Xo	AME (gDQO/gSVT.d)
2	T3-A	R1	2,00	10,00	0,20	0,0247
	T3-A	R2	2,00	10,00	0,20	-
	T3-C	R3	2,00	10,00	0,20	0,0078
	T3-C	R4	2,00	10,00	0,20	0,01
	T3-HAT1	R5	2,00	10,00	0,20	0,0128
	T3-HAT1	R6	2,00	10,00	0,20	-
	T3-HAT3	R7	2,00	10,00	0,20	0,0118
	T3-HAT3	R8	2,00	10,00	0,20	0,0163

Na Figura 5.6 é observado a evolução da relação do volume de metano em massa de DQO convertida em CH_4 ($\text{gDQO}_{\text{CH}_4}$) com a biomassa (gSV) presente em cada frasco reator em função do tempo.

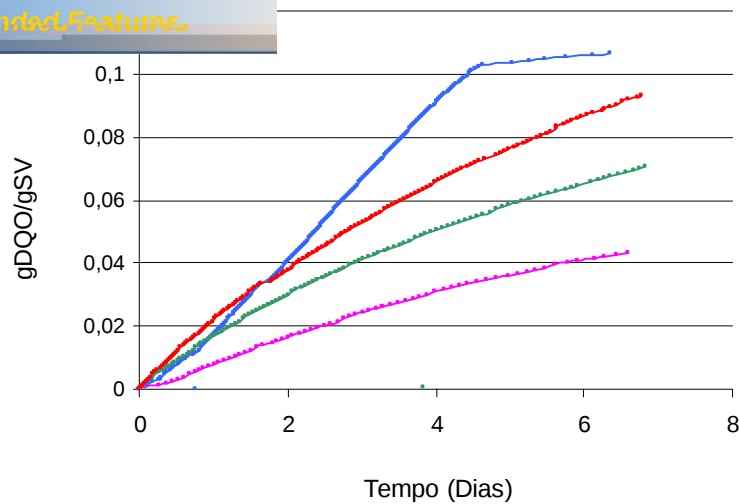


Figura 5.6: Evolução da relação do volume de metano em massa de DQO convertida em CH_4 ($\text{g DQO}_{\text{CH}_4}$) com a biomassa (gSV) em função do tempo, submetido a diferentes substratos, onde:
 — Controle; — Acetato; — Hidról. Alcal. do lodo a 0,25m; — Hidról. Alcal. do lodo a 1,25m.

O gráfico representado na Figura 5.7 demonstra a curva de AME, obtida fazendo-se o cálculo da atividade para cada intervalo de tempo, e não apenas para os trechos onde a taxa de produção de metano é máxima.

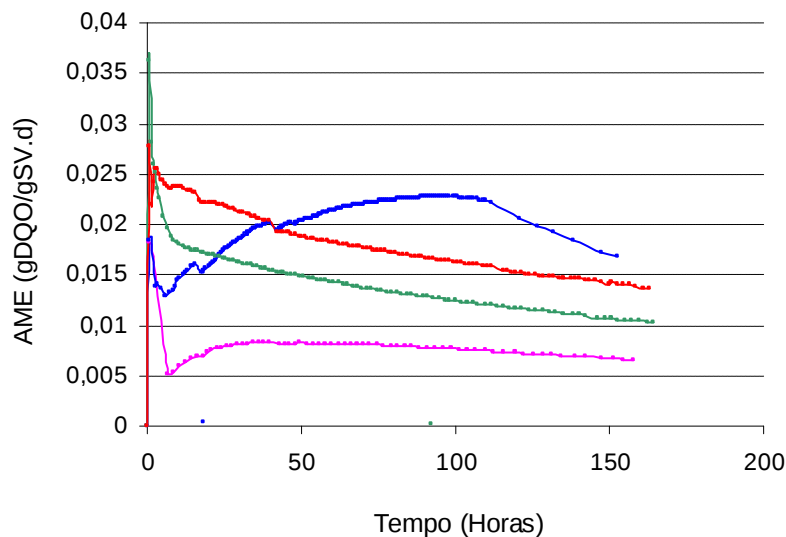
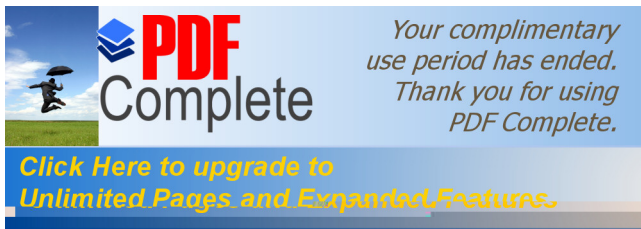


Figura 5.7: Variação da AME ao longo do tempo (em horas) utilizando biomassa a 1,25m do reator UASB submetido a diferentes substratos, onde:
 — Controle; — Acetato; — Hidról. Alcal. do lodo a 0,25m; — Hidról. Alcal. do lodo a 1,25m.



a 1,25m do reator UASB, recebendo adição de alina dos lodos 0,25m e 1,25m.

Os frascos reatores R2 e R6 apresentaram problema de vazamento, não sendo possível analisar alguns parâmetros, como a concentração final de SV (g/l), produção de metano medida e pH.

Os frascos atuam de forma independente, não havendo perda de dados dos outros frascos reatores, sendo o teste conduzido até a taxa de produção de metano declinar.

Os valores de AME encontrados nos reatores que receberam hidrólise alcalina foram bem próximos, variando de 0,0128 gDQO/gSV a 0,0163 gDQO/gSV, respectivamente R5 e R8.

Já no reator em que foi adicionado o substrato acetato, a AME foi 0,0247 gDQO/gSV, indicando assim, valor inferior ao desempenho da biomassa a 0,25m, no teste 1, onde foi obtido em média, 0,0351 gDQO/gSV.

Os resultados do teste são apresentados na Tabela 5.7.

teste 2 para os parâmetros SV, pH, além da biomassa, produção de metano e AME avaliadas em cada

Teste	Lodo utilizado	Reatores	Biomassa (gSVT)	Conc. SVT no teste (g/l)		DQO (g/l)	Relação gDQO/ gSVT (So/Xo)	Produção de metano (ml)		pH		AME (gDQO/gSVT.d)	AME Média (gDQO/gSVT.d)
				Inicial	Final			Teórica esperada	Total medida	Inicial	Final		
2	T3-A	R1	5,48	10,17	8,22	2,00	0,20	427,23	228,2	6,94	7,04	0,0247	-
	T3-A	R2	5,48	10,21	-	2,00	0,20	427,23	-	6,62	-	-	
	T3-C	R3	5,48	5,25	4,38	2,00	0,20	*	92,4	6,61	7,73	0,0078	0,0078
	T3-C	R4	5,48	5,00	4,75	2,00	0,20	*	103,6	6,60	7,73	0,01	
	T3-HAT1	R5	5,48	11,42	9,52	2,00	0,20	427,23	151,2	6,56	7,21	0,0128	-
	T3-HAT1	R6	5,48	11,86	-	2,00	0,20	427,23	-	6,44	-	-	
	T3-HAT3	R7	5,48	13,58	10,90	2,00	0,20	427,23	149,8	6,72	7,06	0,0118	0,0140
	T3-HAT3	R8	5,48	13,2	10,96	2,00	0,20	427,23	198,8	6,59	7,06	0,0163	

T3-A: Lodo coletado na altura de 1,25m;

T3-C: Lodo coletado na altura de 1,25m analisado sem adição de substrato (lodo controle);

T3-HAT1: Lodo coletado na altura de 1,25m analisado com adição da hidrólise alcalina do lodo a 0,25m;

T3-HAT3: Lodo coletado na altura de 1,25m analisado com adição da hidrólise alcalina do lodo a 1,25m;

* Sem adição do substrato (controle);

- Problema de vazamento detectado nos frascos reatores R2 e R6.

teve maior produção de metano quando utilizado no frasco reator R1, apresentando valor 228,20 ml da produção de metano medida.

Os reatores controles (R3 e R4), apresentaram produção de metano de 92,4 ml e 103,6 ml e PENNA, (1994) acredita que os frascos controles teriam pouco significado, devido ao fato que a DQO da própria amostra de lodo seria pouco representativa, justificando assim a não utilização dos frascos controles nos testes de AME.

No entanto, para JAMES et al. (1990) o frasco controle é muito importante, quando utilizado para verificar as variações de pressão e temperaturas externas, principalmente por se tratar de taxas de metano muito baixas.

Nos trabalhos de ARAÚJO (1995), o uso de frascos controles foi de suma importância, para medir a atividade basal do lodo, a qual foi subtraída dos valores de atividade dos frascos reatores com adição de substrato, encontrando a AME real dos lodos em estudo.

Por não haver variações de pressão e temperatura nos testes utilizando o Respirômetro Anaeróbio Automatizado, nesse estudo, optou-se por não descontar os valores de AME dos lodos controles, apresentando a AME aparente dos lodos em estudo.

Quanto ao pH, houve um aumento não significativo no decorrer do teste, mantendo-se na maioria dos frascos no limite ótimo de trabalho das bactérias metanogênicas, que é de 7,2.

desempenho das biomassas 0,25m e hidrolisados

5.3.3.1 Fração sedimentada do lodo hidrolisado

As condições do teste abaixo foram às mesmas que os anteriores, exceto pela utilização do substrato hidrolisado em sua forma sedimentada após centrifugação à 3500G por 15 minutos.

A Tabela 5.8 apresenta as condições experimentais do teste 3.

Tabela 5.8: Concentração de substrato (So), Biomassa (Xo) e valores de AME encontrados no teste 3.

TESTE	ORIGEM DA AMOSTRA	REATORES	SUBSTRATO So (gDQO/l)	BIOMASSA Xo (gSV/l)	RELAÇÃO So/Xo	AME (gDQO/gSVT.d)
3	T1-HAT1 (sedimentado)	R1	2,00	10,00	0,20	0,0223
	T1-HAT1 (sedimentado)	R2	2,00	10,00	0,20	0,0281
	T1-HAT3 (sedimentado)	R3	2,00	10,00	0,20	0,0187
	T1-HAT3 (sedimentado)	R4	2,00	10,00	0,20	0,018
	T3-HAT1 (sedimentado)	R5	2,00	10,00	0,20	0,0319
	T3-HAT1 (sedimentado)	R6	2,00	10,00	0,20	0,0336
	T3-HAT3 (sedimentado)	R7	2,00	10,00	0,20	0,0572
	T3-HAT3 (sedimentado)	R8	2,00	10,00	0,20	0,0807

evolução da relação do volume de metano em massa de DQO convertida em CH_4 ($\text{gDQO}_{\text{CH}_4}$) com a biomassa (gSV) presente em cada frasco reator em função do tempo.

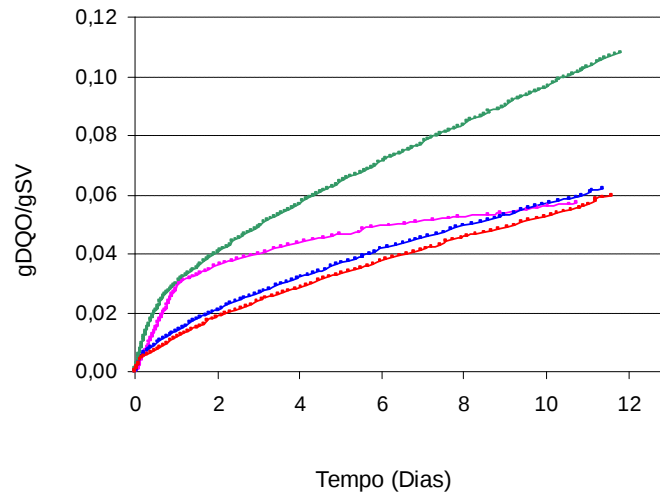


Figura 5.8: Evolução da relação do volume de metano em massa de DQO convertida em CH_4 ($\text{gDQO}_{\text{CH}_4}$) com a biomassa (gSV) em função do tempo, submetido a diferentes substratos, onde:
 — Biomassa a 0,25m submetida a hidról. alcal. do lodo a 0,25m ; — Biomassa a 0,25m submetida a hidról. alcal. do lodo a 1,25m ; — Biomassa a 1,25m submetida a hidról. alcal. do lodo a 0,25m; — Biomassa a 1,25m submetida a hidról. alcal. do lodo a 1,25m.

A Figura 5.9 representa a curva de AME, sendo obtida através do cálculo da atividade para cada intervalo de tempo. Os resultados do teste são apresentados na Tabela 5.9.

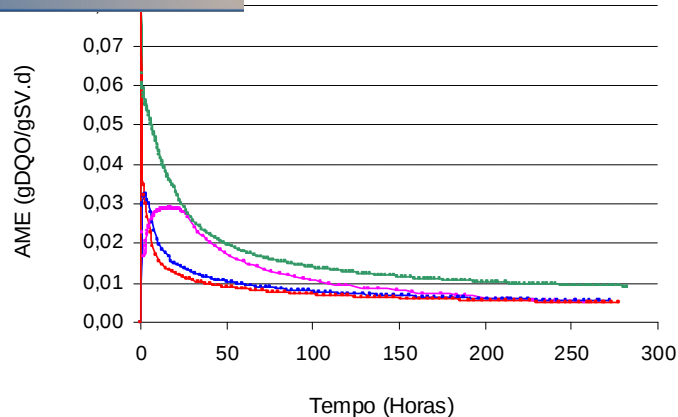


Figura 5.9: Variação da AME ao longo do tempo (em horas), onde: — Biomassa a 0,25m submetida a hidról. alcal. do lodo a 0,25m ; — Biomassa a 0,25m submetida a hidról. alcal. do lodo a 1,25m ; — Biomassa a 1,25m submetida a hidról. alcal. do lodo a 0,25m; — Biomassa a 1,25m submetida a hidról. alcal. do lodo a 1,25m.

teste 3 para os parâmetros SV, pH, além da biomassa, produção de metano e AME avaliadas em cada n.

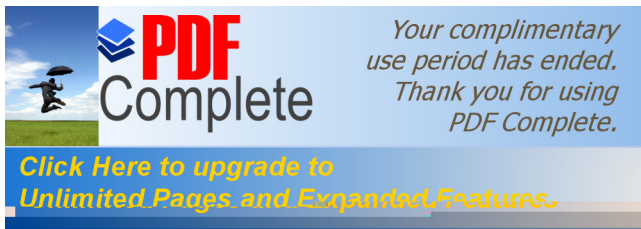
Teste	Lodo utilizado	Reatores	Biomassa (gSVT)	Conc. SVT no teste (g/l)		DQO (g/l)	Relação gDQO/gSVT (So/Xo)	Produção de metano (ml)		pH		AME (gDQO/gSVT.d)	AME Média (gDQO/gSVT.d)
				Inicial	Final			Teórica esperada	Total medida	Inicial	Final		
3	T1-HAT1 (sedimentado)	R1	5,48	11,25	10,36	2,00	0,20	330,73	205,8	7,15	6,91	0,0223	0,0252
	T1-HAT1 (sedimentado)	R2	5,48	10,69	9,48	2,00	0,20	330,73	212,8	7,15	6,85	0,0281	
	T1-HAT3 (sedimentado)	R3	5,48	9,00	8,73	2,00	0,20	385,21	197,4	7,61	6,99	0,0187	0,0183
	T1-HAT3 (sedimentado)	R4	5,48	8,98	8,60	2,00	0,20	385,21	197,4	7,60	7,00	0,0180	
	T3-HAT1 (sedimentado)	R5	5,48	14,84	13,33	2,00	0,20	385,21	301,0	7,5	7,01	0,0319	0,0327
	T3-HAT1 (sedimentado)	R6	5,48	14,74	12,46	2,00	0,20	385,21	145,6	7,5	6,97	0,0336	
	T3-HAT3 (sedimentado)	R7	5,48	15,45	15,21	2,00	0,20	330,73	162,4	7,52	6,89	0,0572	0,0689
	T3-HAT3 (sedimentado)	R8	5,48	13,2	17,72	2,00	0,20	330,73	792,2	7,52	6,87	0,0807	

T1-HAT1 (sedimentado): Lodo coletado na altura de 0,25m analisado com adição da fração sedimentada da hidrólise alcalina do lodo a 0,25m;

T1-HAT3 (sedimentado): Lodo coletado na altura de 0,25m analisado com adição da fração sedimentada da hidrólise alcalina do lodo a 1,25m;

T3-HAT1: (sedimentado): Lodo coletado na altura de 1,25m analisado com adição da fração sedimentada da hidrólise alcalina do lodo a 0,25m;

T3-HAT3 (sedimentado): Lodo coletado na altura de 1,25m analisado com adição da fração sedimentada da hidrólise alcalina do lodo a 1,25m.



com substrato hidrolisado (fração sobrenadante) a
em média de 0,0689 gDQO/gSV.d.

O teste apresentou reprodutibilidade nos ensaios realizados em duplicata, exceto nos reatores R7 e R8, que apresentaram AME de 0,0572 gDQO/gSV.d e 0,0807 gDQO/gSV.d.

Como pode ser observado na Tabela 5.8, os valores médios de AME na biomassa do lodo a 0,25m submetido aos substratos hidrolisados (fração sedimentada) a 0,25m e 1,25m foram respectivamente 0,0252 gDQO/gSV.d e 0,0183 gDQO/gSV.d.

O mesmo desempenho não foi observado no lodo a 1,25m quando utilizado como biomassa, obtendo dessa forma, valores mais representativos, apresentando AME média de 0,0327 gDQO/gSV.d para o lodo hidrolisado a 0,25m e 0,0689 gDQO/gSV.d no lodo hidrolisado a 1,25m.

A concentração de sólidos em termos de gSV/l dos lodos obtidos no final e início de cada teste, de uma maneira geral, não apresentaram crescimento significativo em relação às concentrações iniciais colocadas, sendo observado no teste 3 (Tabela 5.9) a redução da biomassa na maioria dos frascos reatores.

te do lodo hidrolisado

A Tabela 5.10 apresenta às condições do teste 4, no qual foi utilizado a fração sobrenadante do lodo hidrolisado após centrifugação à 3500G por 15 minutos.

Tabela 5.10: Concentração de substrato (So), Biomassa (Xo) e valores de AME encontrados no teste 3.

TESTE	ORIGEM DA AMOSTRA	REATORES	SUBSTRATO So (gDQO/l)	BIOMASSA Xo (gSV/l)	RELAÇÃO So/Xo	AME (gDQO/gSVT.d)
4	T1-HAT1 (sobrenadante)	R1	2,00	10,00	0,20	0,0096
	T1-HAT1 (sobrenadante)	R2	2,00	10,00	0,20	-
	T1-HAT3 (sobrenadante)	R3	2,00	10,00	0,20	0,0030
	T1-HAT3 (sobrenadante)	R4	2,00	10,00	0,20	0,0017
	T3-HAT1 (sobrenadante)	R5	2,00	10,00	0,20	0,0067
	T3-HAT1 (sobrenadante)	R6	2,00	10,00	0,20	0,0053
	T3-HAT3 (sobrenadante)	R7	2,00	10,00	0,20	0,0049
	T3-HAT3 (sobrenadante)	R8	2,00	10,00	0,20	0,0053

O gráfico da Figura 5.10 apresenta a relação do volume de metano em massa de DQO convertida em CH₄ (gDQO_{CH4}) com a biomassa (gSV) presente em cada frasco reator em função do tempo.

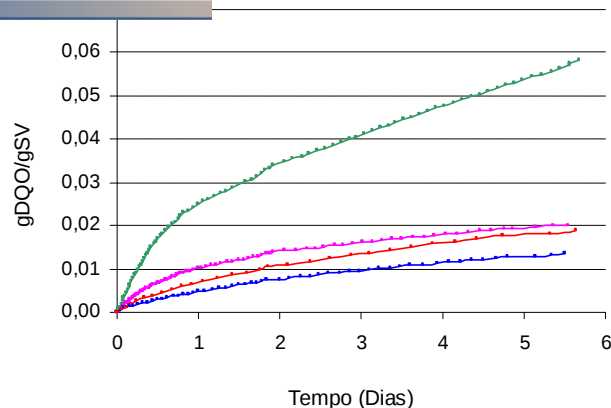


Figura 5.10: Evolução da relação do volume de metano em massa de DQO convertida em CH_4 ($\text{g DQO}_{\text{CH}_4}$) com a biomassa (gSV) em função do tempo, submetido a diferentes substratos, onde:
 — Biomassa a 0,25m submetida a hidról. alcal. do lodo a 0,25m ; — Biomassa a 0,25m submetida a hidról. alcal. do lodo a 1,25m ; — Biomassa a 1,25m submetida a hidról. alcal. do lodo a 0,25m; — Biomassa a 1,25m submetida a hidról. alcal. do lodo a 1,25m.

A Figura 5.11 representa a curva de AME, sendo obtida através do cálculo da atividade para cada intervalo de tempo. Os resultados do teste são apresentados na Tabela 5.11.

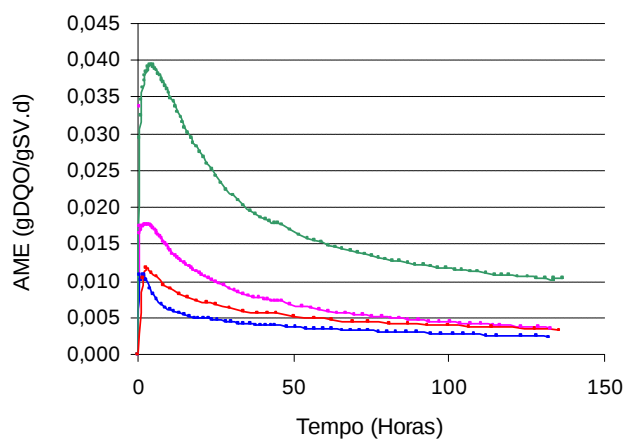


Figura 5.11: Variação da AME ao longo do tempo (em horas), onde: — Biomassa a 0,25m submetida a hidról. alcal. do lodo a 0,25m ; — Biomassa a 0,25m submetida a hidról. alcal. do lodo a 1,25m ; — Biomassa a 1,25m submetida a hidról. alcal. do lodo a 0,25m; — Biomassa a 1,25m submetida a hidról. alcal. do lodo a 1,25m.

Tabela 5.11: Resultados de início e final do teste 3 para os parâmetros SV, pH, além da biomassa, produção de metano e AME avaliadas em cada frasco reator para os lodos a 0,25m e 1,25m.

									pH		AME (gDQO/gSVT.d)	AME Médi97.44 270.6 0 8.2 2899() TJ
			Inicial	Final			Teórica esperada	Total medida	Inicial	Final		
T1-HAT1 (sobrenadante)	R1	5,48	12,34	12,01	2,00	0,20	1484,43	117,6	6,81	6,40	0,0096	
T1-HAT1 (sobrenadante)	R2	5,48	12,12	-	2,00	0,20	1484,43	-	6,81	-	-	
T1-HAT3 (sobrenadante)	R3	5,48	10,46	10,41	2,00	0,20	1484,43	78,4	6,73	5,99	0,0030	
T1-HAT3 (sobrenadante)	R4	5,48	9,39	9,08	2,00	0,20	1484,43	29,4	6,73	6,00	0,0017	
T3-HAT1 (sobrenadante)	R5	5,48	13,89	13,04	2,00	0,20	2226,07	124,6	6,94	7,01	0,0067	
T3-HAT1 (sobrenadante)	R6	5,48	12,56	12,30	2,00	0,20	2226,07	49,0	6,94	6,80	0,0053	
T3-HAT3 (sobrenadante)	R7	5,48	17,20	17,14	2,00	0,20	2226,07	30,8	7,23	6,30	0,0049	
T3-HAT3 (sobrenadante)	R8	5,48	18,34	16,13	2,00	0,20	2226,07	40,6	7,23	7,21	0,0053	

valores de AME inferiores aos testes 1,2 e 3, que variaram de 0,0023 gDQO/gSV.d a 0,0060 gDQO/gSV.d.

Analisando os dados de produção de metano, é verificado que os valores da produção total de metano medidos no final de cada teste, em cada um dos frascos, não foram compatíveis com os valores de produção de metano esperada.

Quanto aos valores de pH, não houve variações significativas, mantendo-se na maioria dos frascos reatores a faixa ótima de trabalho.

A biomassa foi reduzida em todos os reatores, não apresentando dessa forma, crescimento significativo em relação às concentrações de sólidos em termos de gSV/l dos lodos iniciais colocados.

O frasco reator R2 apresentou problemas de vazamento, não sendo possível dessa forma, calcular a concentração de SVT (g/l), produção de metano total medida (ml), pH e AME (gDQO/gSV.d;) no final do teste.

Os valores médios de AME encontrados quando utilizado a biomassa 0,25m com substrato hidrolisado a 0,25m e 1,25m foram respectivamente 0,0096 gDQO/gSV.d e 0,0023 gDQO/gSV.d.

A biomassa a 1,25m do reator UASB recebeu adição da hidrólise alcalina dos lodos a 0,25m e 1,25m, obtendo-se assim valores médios de AME de 0,0060 gDQO/gSV.d e 0,0051 gDQO/gSV.d.

Testes de AME

As Figuras abaixo (5.12, 5.13, 5.14, 5.15, 5.16, 5.17, 5.18, 5.19) ilustram o comportamento das biomassas a 0,25m e 1,25m do reator UASB quando comparados a substratos distintos:

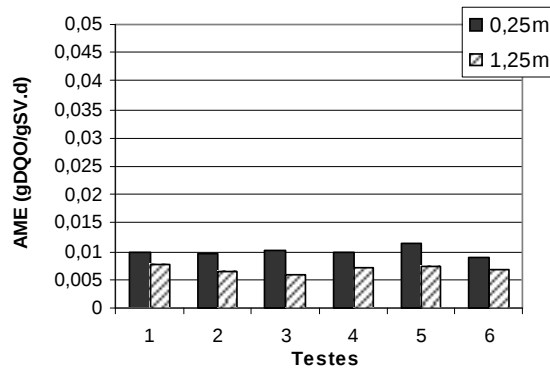


Figura 5.12: Comparação da Atividade Metanogênica Específica das biomassas a 0,25m e 1,25m utilizando os frascos controles ao longo dos testes realizados.

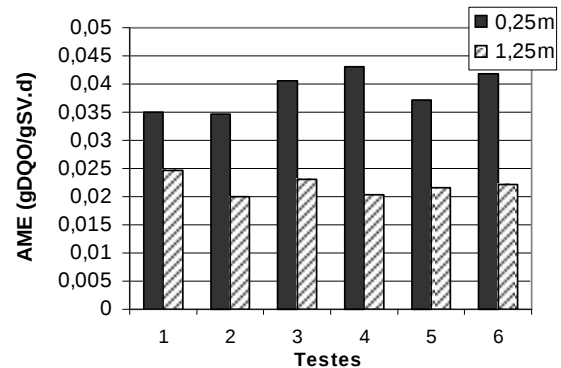


Figura 5.13: Comparação da Atividade Metanogênica Específica das biomassas a 0,25m e 1,25m utilizando o substrato acetato de sódio ao longo dos testes realizados.

As Figuras 5.12 e 5.13 apresentam médias dos ensaios realizados com as biomassas a 0,25m e 1,25m quando submetidos ao substrato acetato de sódio em comparação com os controles. Pode ser observado que a biomassa a 0,25m obteve melhor desempenho nos ensaios com os frascos controle e acetato, o que demonstrou maior Atividade Metanogênica Específica nos testes realizados.

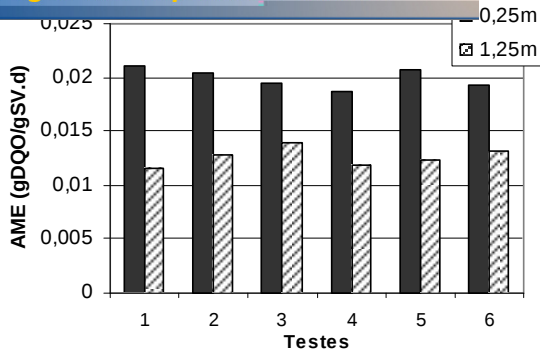


Figura 5.14 Comparação da Atividade Metanogênica Específica das biomassas a 0,25m e 1,25m utilizando o substrato hidrolisado alcalino 0,25m ao longo dos testes realizados.

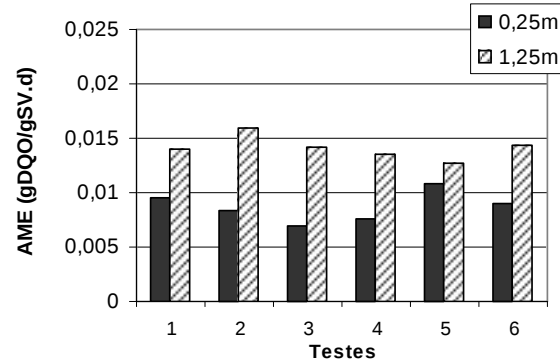


Figura 5.15: Comparação da Atividade Metanogênica Específica das biomassas a 0,25m e 1,25m utilizando o substrato hidrolisado alcalino 1,25m ao longo dos testes realizados.

A atuação dos substratos com hidrólise alcalina nos lodos a 0,25m e 1,25m pode ser verificado nas Figuras 5.14 e 5.15, acima. A biomassa a 0,25m teve maiores valores de AME no substrato hidrolisado a 0,25m, enquanto que a biomassa a 1,25m, apesar de apresentar valores inferiores de AME, obteve melhor resposta quando inoculado lodo hidrolisado da mesma altura do reator UASB.

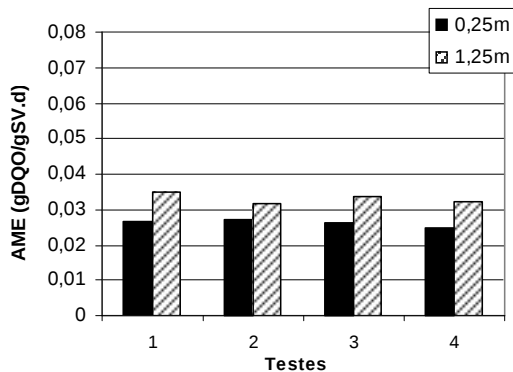


Figura 5.16: Comparação da Atividade Metanogênica Específica das biomassas a 0,25m e 1,25m utilizando o substrato hidrolisado alcalino sedimentado a 0,25m ao longo dos testes realizados.

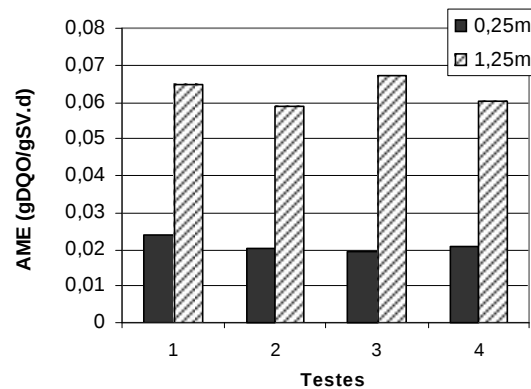


Figura 5.17: Comparação da Atividade Metanogênica Específica das biomassas a 0,25m e 1,25m utilizando o substrato hidrolisado alcalino sedimentado a 1,25m ao longo dos testes realizados.

Durante os ensaios realizados, foi observado que o comportamento da biomassa a 1,25m foi superior ao lodo a 0,25m em resposta aos substratos hidrolisados 0,25m

ensaios realizados utilizando as biomassas 0,25m e 1,25m e seus respectivos substratos.

SUBSTRATOS		Biomassa 0,25m	Biomassa 1,25m
Controle	N	6	6
	Med	0,0100	0,0069
	Mediana	0,0099	0,0070
	DP	0,0009	0,0007
Acetato	N	6	6
	Med	0,0387	0,0220
	Mediana	0,0388	0,0219
	DP	0,0036	0,0017
Hidrolise Alcalina a 0,25m	N	6	6
	Med	0,0199	0,0126
	Mediana	0,0199	0,0126
	DP	0,0009	0,0009
Hidrolise Alcalina a 0,25m (Sedimentado)	N	6	6
	Med	0,0260	0,0333
	Mediana	0,0261	0,0332
	DP	0,0009	0,0012
Hidrolise Alcalina a 0,25m (Sobrenadante)	N	6	6
	Med	0,0094	0,0057
	Mediana	0,0094	0,0059
	DP	0,0007	0,0010
Hidrolise Alcalina a 1,25m	N	6	6
	Med	0,0087	0,0142
	Mediana	0,0087	0,0141
	DP	0,0014	0,0010
Hidrolise Alcalina a 1,25m (Sedimentado)	N	6	6
	Med	0,0228	0,0634
	Mediana	0,0224	0,0626
	DP	0,0031	0,0041
Hidrolise Alcalina a 1,25m (Sobrenadante)	N	6	6
	Med	0,0022	0,0056
	Mediana	0,0021	0,0053
	DP	0,0006	0,0011

O balanço de massa em termos de DQO foi realizado baseado nas amostras compostas coletadas no esgoto bruto, efluente anaeróbio e efluente dos biofiltros, logo, em média, 31,8Kg de DQO entravam no reator UASB por dia e 14,76 Kg saiam no efluente anaeróbio, correspondendo em uma remoção de 17,06Kg de DQO por dia, o que equivale a uma eficiência média de 53,5% (VERONEZ, 2001). Considerando a DQO removida por dia no reator anaeróbio (17,28 Kg/d equivalente a 720,56g/h) e utilizando o modelo obtido por VERONEZ (2001), podemos aplicar a Equação 5.1, um modelo de equação que correlaciona resultados obtidos de 246 observações de volume de biogás coletado (litros/hora) e de DQO removida (gramas/hora), e obter o volume de biogás capturado (em litros por hora), como a seguir:

$$\ln Q_{biogás} = \beta \cdot \ln DQO_{rem} + \tilde{\epsilon} \quad \text{Equação 5.1}$$

Onde:

$Q_{biogás}$ = Volume de biogás produzido (em litros por hora).

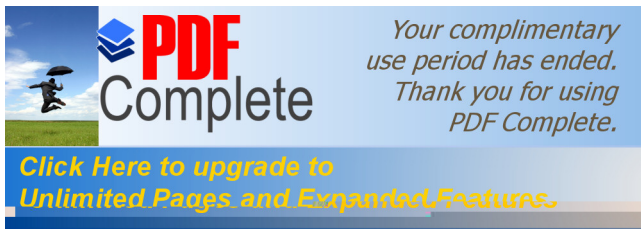
β = Coeficiente beta significativo.

DQO_{rem} = DQO removida (em gramas por hora).

$\tilde{\epsilon}$ = Erro.

Definido o modelo de equação e aplicado e^x em ambos os lados desta, tem-se o seguinte resultado:

$$Q_{biogás} = e^{\beta \cdot \ln DQO_{rem} + \tilde{\epsilon}} \quad \text{Equação 5.2}$$



= 0,823

(significativo a 1%, segundo resultado do teste T).

Dessa forma, pode-se expressar a equação de regressão ajustada:

$$Q_{\text{biogás}} = e^{0,823 \ln DQO_{\text{rem}}} \quad \text{Equação 5.3}$$

Como resultado da análise de regressão, os indicadores de ajuste da equação foram: $R^2 = 0,993$ e Resíduos obedecendo aos pressupostos de um modelo de regressão linear (VERONEZ, 2001).

Utilizando os dados desta pesquisa temos:

$$Biogás = e^{0,823 \ln 710,56}$$

Como resultado, tem-se: biogás: 234,43

Biogás 222,33 litros de biogás /hora

O que equivale a 5650,24 litros de biogás capturado por dia.

Em pesquisa recente, MATOS (2001) apud VERONEZ (2001) monitorou o biogás gerado no reator UASB da ETE-UFES e encontrou concentrações de metano variando entre 61% a 79%.

Considerando uma concentração de 70% de metano, tem-se um volume equivalente a 3455,17 litros de metano capturado por dia, que equivale a 228,89mlCH₄/gDQO removida. Este valor representa 65,4% do valor teórico de 350mlCH₄/gDQO removida (na CNTP - condições normais de temperatura e pressão), equivalente a uma perda de 34,6%. VAN HAANDELI & LETTINGA (apud VERONEZ, 2001), relatam perdas em torno de 50% da produção teórica.

Na Tabela 5.13, apenas quando utilizado o acetato como substrato é que os valores médios encontrados na relação $\text{mlCH}_4/\text{gDQO}$ removida foram maiores que o valor teórico de $350 \text{ mlCH}_4/\text{gDQO}$ removida, apresentando dessa forma no teste 1 valores de $363,34 \text{ mlCH}_4/\text{gDQO}$.

Os valores encontrados nos substratos hidrolisados a $0,25\text{m}$ e $1,25\text{m}$ foram superiores ao encontrado na biomassa a $1,25\text{m}$ recebendo adição de acetato. Os resultados obtidos nas hidrólises se mostraram $129,53 \text{ mlCH}_4/\text{gDQO}$ e $105,00 \text{ mlCH}_4/\text{gDQO}$, respectivamente para as alturas $0,25\text{m}$ e $1,25\text{m}$.

No teste 2 o acetato apresentou $71,27 \text{ mlCH}_4/\text{gDQO}$, enquanto na hidrólise alcalina dos lodos $0,25\text{m}$ foi obtido $1,28 \text{ mlCH}_4/\text{gDQO}$ e na altura $1,25\text{m}$ foi observado $22,34 \text{ mlCH}_4/\text{gDQO}$.

Os resultados apresentados indicam ser o acetato o substrato preferencial dos microrganismos metanogênicos, confirmando assim valores encontrados por SILVA (2003), que estudou o comportamento da biomassa metanogênica ao longo do reator UASB.

da produção de metano por gDQO para os lodos das alturas 0,25m e 1,25m do reator UASB, de

Testes realizados	Relação gDQO/gSV (So/Xo)	Altura de coleta do lodo no reator UASB	Substratos utilizados (So)	Média aparente de biogás (ml) (A)	Média de biogás dos reatores controle (ml) (B)	Média real de biogás (ml) C=(A+B)	Média real de CH4 (ml) D=70%(C)	**Massa de DQO (g/l) E	Relação mlCH4/gDQO F=(D/E)
1	0,2	0,25m	Acetato	790	219	571	399,7	1,1	363,34
			Hidr. alc. 0,25m	422	219	203	142,1	1,097	129,53
			Hidr. alc. 1,25m	384	219	165	115,5	1,097	105,00
2	0,2	1,25m	Acetato	326	214	112	78,4	1,1	71,27
			Hidr. alc. 0,25m	216	214	2	1,4	1,097	1,28
			Hid. alc. 1,25m	249	214	35	24,5	1,097	22,34

** Ver Apêndice C

Tabela 5.14, é evidenciado uma diferença $\text{mlCH}_4/\text{gDQO}$ entre as frações sedimentada e sobrenadante dos lodos hidrolisados a 0,25m e 1,25m.

No teste 3 foram encontrados os maiores valores na relação $\text{mlCH}_4/\text{gDQO}$, em comparação com todos os outros ensaios realizados ao longo dessa pesquisa.

A biomassa 1,25m obteve melhor comportamento, podendo ser verificado com 243,76 $\text{mlCH}_4/\text{gDQO}$; já a biomassa 0,25m apresentou valores bem próximos, independente da altura do lodo hidrolisado (fração sedimentada); sendo na altura 0,25m a relação 190,79 $\text{mlCH}_4/\text{gDQO}$ e 196,54 $\text{mlCH}_4/\text{gDQO}$ no lodo a 1,25m.

O teste 4 foi realizado nas mesmas condições que o teste 3, sendo retirado a fração sobrenadante, o que resultou em valores inferiores quando comparadas com a fração sedimentada, utilizada no teste 3.

Na biomassa a 0,25m foi obtida melhor relação $\text{mlCH}_4/\text{gDQO}$, com valor de 107,2 $\text{mlCH}_4/\text{gDQO}$, enquanto que o comportamento da biomassa a 1,25m foi de 49,13 $\text{mlCH}_4/\text{gDQO}$.

Os resultados apresentados pela biomassa a 1,25m foram 79,12 $\text{mlCH}_4/\text{gDQO}$ e 32,54 $\text{mlCH}_4/\text{gDQO}$, respectivamente para os lodos nas alturas 0,25m e 1,25m.

Nos testes 3 e 4 não foram utilizados frascos reatores controle, não sendo possível dessa forma se obter a média real de biogás, já que para ser calculada seria necessário a média de biogás dos reatores controle.

Foi obtido apenas a média aparente de biogás (ml), sendo calculada a média aparente de CH_4 (ml) em 70% da produção média aparente de biogás (ml).

a produção de metano por gDQO para os lodos das alturas 0,25m e 1,25m do reator UASB, de acordo

Testes realizados	Relação gDQO/gSV (So/Xo)	Altura de coleta do lodo no reator UASB	Substratos utilizados (So)	Média aparente de biogás (ml)	Média de biogás dos reatores controle (ml)	Média aparente de biogás (ml)	Média aparente de CH ₄ (ml)	**Massa de DQO (g/l)	Relação mlCH ₄ /gDQO
				(A)	(B)	C=(A+B)	D=70%(C)	E	F=(D/E)
3	0,2	0,25m	Hidr. Alc. 0,25m (Sedimentado)	299	-	299	209,30	1,097	190,79
			Hidr. Alc. 1,25m (Sedimentado)	308	-	308	215,60	1,097	196,54
		1,25m	Hidr. Alc. 0,25m (Sedimentado)	382	-	382	267,40	1,097	243,76
			Hidr. Alc. 1,25m (Sedimentado)	232	-	232	162,40	1,097	148,04
4	0,2	0,25m	Hidr. Alc. 0,25m (Sobrenadante)	168	-	168	117,60	1,097	107,2
			Hidr. Alc. 1,25m (Sobrenadante)	77	-	77	53,90	1,097	49,13
		1,25m	Hidr. Alc. 0,25m (Sobrenadante)	124	-	124	86,80	1,097	79,12
			Hidr. Alc. 1,25m (Sobrenadante)	51	-	51	35,70	1,097	32,54

** Ver Apêndice C

Monitoramento do sistema UASB + BFs da ETE-UFES

Caracterização do efluente ã Os resultados apresentados pelo esgoto bruto foram médias de 251 mg/l(SST), 429 mgO₂/l(DQO) e 184 mgO₂/l(DQOfiltrada).

O sistema UASB+ BFs da ETE-UFES produziu um efluente tratado com características médias de 89 mg/l(SST), 180 mgO₂/l(DQO) e 86 mgO₂/l(DQOfiltrada) para o reator UASB; SST < 57 mg/L, DQO < 102 mgO₂/l e DQOfiltrada < 60 mgO₂/L para os biofiltros secundários e 29 mg/L (SST), 67 mgO₂/l (DQO) e 51 mgO₂/l (DQOfiltrada) para o biofiltro terciário.

As eficiências médias diárias de remoção ficaram em torno de 51% para o reator UASB, 35% para o BF 1, 38% para o BF 2, 50% para o BF 3 e 67% para o BF 3 + BF terciário.

As eficiências globais do sistema foram de 68% para o BF1, 70% para o BF 2, 75% para o BF 3 e 84% para o BF terciário em relação ao parâmetro SST, 73% para o BF 1, 75% para o BF2, 80% para o BF 3 e 82% para o BF terciário para DQO e 67% para o BF1, 70% para o BF2, 70% para BF 3 e 71% para BF terciário em relação a DQOfiltrada.

Estes resultados demonstram que o reator UASB manteve suas características de eficiência e estabilidade no tratamento de esgotos domésticos apresentando ótima qualidade, o que confirma a eficiência do sistema UASB + BFs adotado na ETE-UFES.

Caracterização dos lodos ã Os lodos provenientes do fundo do reator UASB (0,25m) apresentaram 4% ST e 77% SV/ST, indicando o bom adensamento e a reduzida estabilização do lodo nessa região; Já no lodo coletado na altura 1,25m foi verificado 0,6% ST e 5,2% SV/ST.

hidrolisados - O lodo a 1,25m do reator UASB após hidrólise alcalina obteve aumento considerável na solubilização da matéria orgânica, apresentando valores de $DQO_{filtrada}$ no TO=271,0 mgO_2/l e no T8=3241,6 mgO_2/l .

Atividade Metanogênica Específica de lodos provenientes do reator UASB

Comportamento da biomassa do lodo a 0,25m do reator UASB submetido a diferentes substratos - O controle obteve 0,0099 $gDQO/gSV.d$, sendo encontrados os maiores valores de AME, quando utilizado o acetato como substrato, obtendo assim resultados de 0,0351 $gDQO/gSV.d$. Nos lodos hidrolisados a 0,25m o valor foi de 0,0012 $gDQO/gSV.d$ e a 1,25m de 0,0095 $gDQO/gSV.d$.

Comportamento da biomassa do lodo a 1,25m do reator UASB submetido a diferentes substratos - Nesse estudo os maiores valores de AME foram encontrados quando utilizados novamente o acetato, comprovando dessa forma, ser o substrato preferencial das bactérias metanogênicas. Os resultados encontrados foram de 0,0247 $gDQO/gSV.d$. No entanto, lodos hidrolisados a 0,25m e 1,25m tiveram desempenho superior ao teste realizado com lodo a 0,25m como biomassa. Os valores de AME foram: 0,0128 $gDQO/gSV.d$ na altura 0,25m e 0,0140 para lodos a 1,25m.

Comparação entre o desempenho das biomassas 0,25m e 1,25m utilizando a fração sedimentada de lodos hidrolisados - Foi observado valores mais significativos de AME quando utilizado a fração sedimentada (centrifugação à 3500G por 15 minutos) do substrato. A biomassa a 0,25m apresentou AME de 0,0252 $gDQO/gSV.d$ e 0,0183 $gDQO/gSV.d$ nos substratos hidrolisados dos lodos 0,25m e 1,25m, respectivamente. Já a biomassa a 1,25m, obteve comportamento superior, no lodo hidrolisado a 0,25m, sua AME foi 0,0327 $gDQO/gSV.d$, enquanto que no lodo hidrolisado a 1,25m, resultou em 0,0689 $gDQO/gSV.d$.

Comparação entre o desempenho das biomassas 0,25m e 1,25m utilizando a fração sobrenadante de lodos hidrolisados - Os testes utilizando a fração

7.RECOMENDAÇÕES

Avaliar a AME de lodos combinados (lodo de sistemas de tratamento UASB + BFs com recirculação do lodo aeróbio para o reator UASB) e tri

8. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

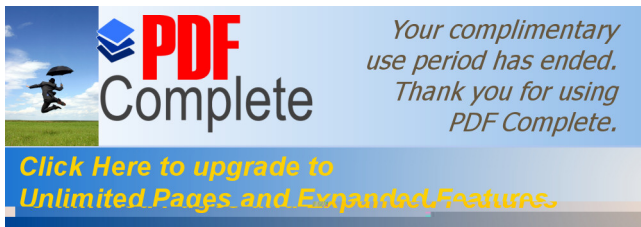
ABREU, T. A. **Hidrólise Química Visando a Solubilização da Matéria Orgânica e a Higienização de Lodos Aeróbio e Anaeróbio de Estações de Tratamento de esgotos Sanitários.** Dissertação de mestrado - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2003.

AISSE, M.M.; CHERNICHARO, C. A L.; VAN HAANDEL, A.; MONTEGGIA, L.O.; MELO, H.N.S.; FILHO, B.C.; CAMPOS, J.R. **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo.** Coletânea de trabalhos técnicos - Projeto PROSAB, ABES, São Carlos, 2000.

AISSE, M.M.; LOBATO, M.B.; BONA, A.; GARBOSSA, L.H.P.; JÜRGENSEN, D.; ALÉM SOBRINHO, P. **Avaliação de sistema reator UASB e Filtro biológico para o tratamento de esgoto sanitário.** Anais do 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES) - Arquivo de referência: II-051, de 16 a 21 de setembro, João Pessoa, Pb, 2001(b).

AISSE, M.M.; VAN HAANDEL, A.; VON SPERLING, M.; CAMPOS, J.R.; CORAUCCI F.B.; ALÉM SOBRINHO, P. **Tratamento e Destino Final do Lodo Gerado em Reatores Anaeróbios.** In: Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo - Rio de Janeiro: PROSAB, ABES, Cap. 11 p. 271-299, 1999.

AISSE, M.M.; AMARAL C.; SOVIERZOSKI, A. **Estudo da secagem e Disposição do Lodo Anaeróbio obtido em Reatores tipo RALF.** SANARE (no prelo), 1998.



F.; SILVA, S.C.P. **Aspectos de processos e tecnológicos.** In: In Seminário de Integração, Projeto Interdisciplinar para o desenvolvimento de Critérios Sanitários, Ambientais e Agrônômicos para Reciclagem Agrícola do Lodo de Esgoto. Relatório Final. Curitiba, SANEPAR (em preparação), 1998.

ALÉM SOBRINHO, P. **Tratamento de esgoto e geração de lodo.** In: Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto. Jaguariúna, SP: EMBRAPA Meio Ambiente, Cap 1, p.11-24. 2000.

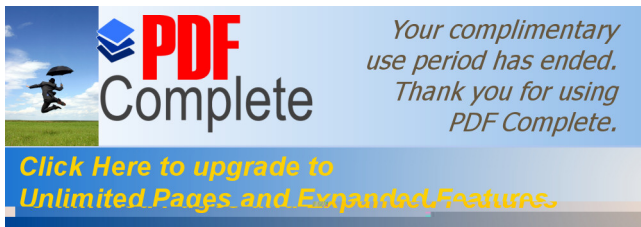
ANDRADE, M.C.F.E. **Extração e solubilização de polímeros extracelulares de lodos de uma ETE do tipo UASB+BFs através da hidrólise química.** Dissertação de mestrado - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2004.

ANDREOLI, C.V.; LARA, A.I.; FERNANDES, F. **In: Reciclagem de biossólidos: transformando problemas em soluções.** Curitiba: Sanepar, Finep, pp. 288. 1999.

ANDREOLI, C.V.; VON SPERLING, M.; FERNANDES, F. **Princípio do Tratamento Biológico de Águas Residuárias.** vol 6: Lodo de esgotos: tratamento e disposição final. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental ã DESA - UFMG, Companhia de saneamento do Paraná ã SANEPAR, 2001.

ANDREOLI, C.V. et al. **Reciclagem Agrícola do Lodo de Esgoto.** Estudo preliminar para definição de critérios para uso agrônômico e de parâmetros para normatização ambiental e sanitária. SANEPAR, Curitiba,. pp.13-5, 1997.

APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater,** 19th edition. American Public Health Association, Washington, D.C.,1995.



ARAÚJO, J. C. **Caracterização e evolução do biofilme em reator anaeróbio de leito fluidificado alimentado com esgoto sanitário sintético.** Dissertação de Mestrado ã Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1995.

ARAÚJO, V. L. **Estudo do desempenho de um biofiltro aerado submerso na oxidação de matéria carbonácea e nitrificação secundária de esgoto sanitário da região metropolitana de Vitória (ES).** Dissertação de mestrado ã Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 1996.

BEAL, L.L.; FURTADO, J.L.F.; MONTEGGIA, L.O. **Análise da Atividade Metanogência utilizando concentrações crescentes de corantes.** Anais do 20^o Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES) - Arquivo de referência: I-045, Rio de Janeiro, RJ, 1999.

BOF, V.S. **Desempenho da associação em série de um reator UASB e um biofiltro aerado submerso tratando esgoto sanitário sob condições dinâmicas de cargas e retorno do lodo aeróbio para o UASB.** Dissertação de mestrado - Programa de Mestrado em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 1999.

BULL, A .M.; STERRIT, R.M.; LESTER, J.N. **The distribution of bacterial activity in na anaerobic fluidized bed reactor.** Wat. Res., v.18, nº 8, p.1017-1020. 1984.

CAMPOS, J.R. **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo.** Rio de Janeiro: ABES ã PROSAB. 464 p.,1999.

A.C.B.; VIEIRA, S.M.M. **Determinação da atividade metanogênica específica para acompanhamento de processos anaeróbios de tratamento de efluentes.** Anais do 17º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES) ã Arquivo de referência: I ã 061, Natal/RN, 1997.

CASSINI, S.T.A.; RAMOS, R.; BASTOS, L.P.; MUNARO, C.J.; ANDRADE, M.C.F.E.; SILVA, A.L.B.; ROCHA, M.L.A.F.; GONÇALVES, R.F. **Aplicação de respirometria anaeróbia par avaliação de impactos de cargas tóxicas em reatores UASB.** Apresentação no VII Congresso Brasileiro de Ecotoxicologia e V Reunião da SETAC Latino Americana ã 06 a 09 de Outubro, Vitória ã ES. 2002.

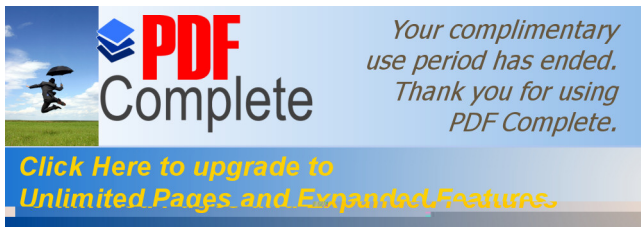
CASSINI, S.T.A.; RAMOS, R.; BASTOS, L.P.; MUNARO, C.J.; ANDRADE, M.C.F.E.; SILVA, A.L.B.; ROCHA, M.L.A.F.; GONÇALVES, R.F. **Desenvolvimento de um sistema automatizado para realização de estudos de respirometria anaeróbia** ã Apresentação no VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental ã 1 à 5 Setembro, Vitória ã ES, 2002.

CASSINI, S.T. et al., **Hidrólise e atividade anaeróbia em lodos.** In: CASSINI, S.T. Digestão de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento de biogás. Rio de Janeiro: ABES, PROSAB, Cap.2. pp. 11-47. 2003.

CHANG, C.-N.; MA, Y.-S.; LO, C.-W. **Application of oxidation-reduction potential as a controlling parameter in wast activated sludge hydrolysis.** *Chemical Eng. Journal*. Vol. 90(3), pp 273-281. 2002.

CHERNICHARO, C.A.L. **Reatores anaeróbios.** Coleção Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, 5. Belo Horizonte, UFMG- DESA, pp. 211, 1997.

CHERNICHARO, C.A.L.; BORGES, A .M.; MESQUITA, L.C.P.; DIAS, A .M.A. ã **Desenvolvimento de um respirômetro automatizado para avaliação da**



oia ã Revista Engenharia Sanitária e Ambiental,
vol. 2, n. 3 Junho/Setembro, pp.120-126, 1997.

CHERNICHARO, CA.L.; CAMPOS, C.M.M. ã **O uso do respirômetro óWarburgô para avaliação da atividade metanogênica específica de lodos anaeróbios.** Anais do 17o Congressos Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES) ã Arquivo de referência: I ã 22, Natal/RN, 1993.

CHERNICHARO, C.A.L.; ARAÚJO, V.L.; GONÇALVES, R.F. **Estudos sobre o Pós ãTratamento de Efluentes de Reatores UASB através de Biofiltros Aerados Submersos.** XXV Congresso Internacional ã AIDIS, Médico, Ref. 01414PO4. 1996.

CHERNICHARO, C. A L. **Princípio do Tratamento Biológico de Águas Residuárias** - vol 5: Reatores Anaeróbios 2a ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental ã DESA - UFMG, 1997.

CHIU, Y.-C.; CHANG, C.-N.; LIN, J.-G.; HUANG, S.-J. **Alkaline and ultrasonic pretreatment of sludge before anaerobic digestion.** Wat. Sci. Tech. Vol.36, Nº 11, pp. 155-162. 1997.

COURA, M.A.; VAN HAANDEL, A.; C. **Viabilidade técnica e econômica do digestor anaeróbio de fluxo ascendente (UASB) no sistema anaeróbio/aeróbio.** Anais do 20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES) - Arquivo de referência: I - 169, Rio de Janeiro, 1999.

COLLERAN, E.; CONCANNON, F.; GOLDEN, T.; GEOGHEGAN, F.; CRUMLISH, B.; KILLILEA, E.; HENRY, M.; COATES, J. **Use of methanogenic activity tests to characterize anaerobic biodegradability and determine toxicity thresholds against individual anaerobic sludges, screen for**

and species. Anais do Sixth International Symposium on anaerobic digestion, p.31-32, São Paulo, 1991.

DAMIANOVIC, M.H.R.Z. **Estudo do efeito de nutrientes no desempenho de reatores de manta de lodo em escala de bancada alimentada com efluente de processamento de milho.** Dissertação de mestrado ã Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 1992.

DAVID, A.C. **Secagem térmica de lodos de esgoto: determinação da umidade de equilíbrio.** Dissertação de Mestrado ã Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2002.

DOHÁNYOS, M. et al. **The intensification of sludge digestion by disintegration of activated sludge and thermal conditioning of anaerobic biomass.** In: SPECIALIZED CONFERENCE ON DISPOSAL AND UTILIZATION OF SEWAGE SLUDGE. Atenas. Anaisë Atenas: IAWQ, pp.113-120, 1999.

DOHÁNYOS, M.; ZÁBRANSKÁ, J. Anaerobic digestion. In: SPINOSA, I.; VESILIND P . A . **Sludge in to biosolids.** UK: IWA Publishing, pp.223-241, 2001.

DOLFING, J.; BLOEMEN, M.B.G.W. **Activity and measurements as a tool to characterize the microbila composition of methanogenic environments.** J. microbiol. Methods. V.4, pp.1-12, 1985.

DOLFING, J.; MULDER, J.W. **Comparison of methane production rate and coenzyme F420 contend of methanogenic consortia in anaerobic granular sludge.** Appl. Envirn. Microbiol., v.49, p.1142-1145, 1985.

ENGELHART, M.; KRÜGER, M.; KOOP, J.; DICHTL, N. **Enhanced anaerobic digestion of disintegrated sewage excess sludge at short hydraulic retention times: steady state and shock load performance.** In:

FORESTI, E. **Tratamiento Anaeróbico de Aguas Residuales**. In: *Tratamiento Anaeróbico de Aguas Residuales*. Atenas: IAWQ, Atenas. pp.145-151, 1999.

FORESTI, E. **Fundamentos do Processo de digestão anaeróbia**. III Taller y Seminario Latinoamericano ñ Tratamiento Anaeróbico de Águas Residuales ñ Montevideo, Uruguay, 25 ñ 28 de Octubre, 1994.

FORESTI, E.; FLORENCIO, L.; VAN HAANDEL, A.; ZAIAT, M.; CAVALCANTI, P.F.F. **Fundamentos do Tratamento Anaeróbico**. In: *Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbico e Disposição Controlada no Solo*. Rio de Janeiro: PROSAB, ABES. Cap. 2, pp. 29-52, 1999.

GONÇALVES, R.F.; CHERNICHARO, C.A .L.; NETO, C.O .A.; SOBRINHO, P.A .S.; KATO, M.T.; COSTA, R.H.R.C.; AISSE, M.M.; ZAIAT, M. **Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios por Reatores com Biofilme**. In: *Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios*. Belo Horizonte: PROSAB, Cap. 4, pp. 171-278, 2001.

GONÇALVES, R.F. & LUDUVICE, M. **Alternativas de minimização da produção e desaguamento de lodo de esgoto**. In: *Impacto Ambiental do Uso Agrícola do Lodo de Esgoto*. Editores: Bettiol, W. & Camargo, O.A. Jaguariúna, SP: EMBRAPA Meio Ambiente, pp. 25-44, 2000.

GONÇALVES, R.F.; ARAÚJO, V.L.; BOF, V.S. ñ **Combining UASB reactors and submerged aerated biofilters for secondary domestic sewage treatment**. *Water Science and Technology*. V40, No 8 pp- 71-79, 1999.

GONÇALVES, R.F.; VERONEZ, F.A.; BERNARDES, C.F.; KISSLING, C.M.S.; CASSINI, S.T.A. **Desempenho de um reator UASB na digestão de esgoto sanitário e lodo aeróbio descartado de biofiltros aerados submersos ñ escala 1000 habitantes**. *Anais do 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES)* ñ Arquivo de referência: I ñ 073, João Pessoa, 2001.

INCE, M. **Alternativas de minimização da produção e desaguamento de lodos de esgoto.** In Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto. Jaguariúna, SP: EMBRAPA Meio Ambiente, Cap. 2, p.25- 44. 2000.

GORRIS, L.G.; de KOK, T.M.; KROON, B.M.;VOGELS, G.D. **Relationship between methanogenic cofactor content and maximum specific methanogenic activity of anaerobic granular sludges.** Applied and Environmental Microbiology, vol. 54, no 5, pp.1126-1130, 1988.

HAMODA M.F. & VAN DEN BERG L. **Effect of settling on performance of the upflow anaerobic sludge bed reactors.** Water Research, 18, pp 1561-1567, 1984.

HAUG, R.T.; STUCKEY, D.C.; GOSSETT, J.M.; MCCARTY, P.L. **Effect of thermal pretreatment on digestibility and dewaterability and dewaterability of organic sludge.** J. Water Pollut. Control Fed., 50(1), pp. 73-85, 1978.

HUANG, W.-S. **The solubility and digestion property of applying ultrasoud and alkaline to waste activated sludge (WAS).** Master Thesis, Graduate Institute of Enviromental Science, Tunghai University, Taichung, Taiwan, 1995.

INCE, O.; ANDERSON, G.K.; KASAPGIL, B. **Composition of the microbial population in a membrane anaerobic reactor system during start-up.** Water Science Techonology, vol. 31, no 1, pp. 1-10, 1997.

JAMES, A.; CHERNICHARO, C.A.L.; CAMPOS, C.M.M. **The development of a new methodology for the assessment of specific methanogenic activity.** Water Research, vol. 24, no 7, pp. 813-825, 1990.

Microbial composition assessment of anaerobic biomass through methanogenic activity tests. ISSN 0378-4738=Water AS, vol. 25, no 3, July 1999.

KARLSSON, I.; GORANSSON, J.; RINDEL, K. **Use of internal carbon from sludge hydrolysis in biological wastewater treatment.** In: Klut, R.; Hahn, H.H. (Eds.). Chemical Water and Wastewater treatment II. Springer, Berlin, 1992.

KATO, M.T; NETO, C.O.A.; CHERNICHARO, C.A.L.; FORESTI, E.; CYBIS, L.F. **Configurações de Reatores Anaeróbios.** In: Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo. Rio de Janeiro: PROSAB, ABES, Cap3, p. 53-99, 1999.

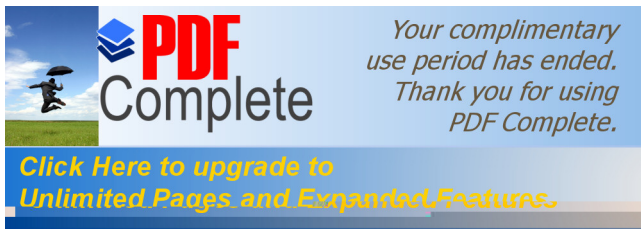
KEPP, U. & SOLHEIM, O.E. **Meeting increased demands on sludge quality ñ experience with full scale plant for thermal disintegration.** Proceedings of the 9 th W.C. Anaerobic Digestion, Part 2. Bélgica. pp 523-525, 2001.

KROGMAN, U. Composting. In: SPINOSA, L.; VESILIND P . **A Sludge in to biosolids.** UK: IWA Publishing, pp 259-277, 2001.

LETTINGA, G.; FIELD, J.; VAN LIER, J.; ZEEMAN, G. & HULSHOFF POL, L.W. **Advanced anaerobic wastewater treatment in the near future.** Wat. Sci. Tech., Vol. 35, Nº 10, pp. 5-12, 1997.

LI, Y.Y.; NOIKE, T. **Upgrating of anaerobic digestion os waste activated sludge by thermal pretreatment.** Wat. Sci. Tech., V. 26,n.3-4, pp. 857-866, 1992.

LIAO, T..L. **The effect on nitrogen-containing substance in waste activated sludge by alkali pretreatment.** Master Thesis, Graduate Institute of



hiao Tung University, Hsinchu, Taiwan, Roc.,

LIN, J.G.; CHANG, C.N.; CHANG, S.C. **Enhancement of the anaerobic digestion of waste activated sludge by alkaline solubilization.** Biores. Technol., Nº 62, pp 85-90, 1997.

LIN, J.-G.; MA, Y.-S.; HUANG, C.-C. **Alkaline hydrolysis of the sludge generated from a high-strength, nitrogenous-wastewater biological-treatment process.** Biores. Technol., Nº 65, pp35-42. 1998.

LIN, KWAN-CHOW; YANG, Z.; **Technical review on the UASB process.** International Journal of Environmental Studies, Vol. 39, nº 3, pp. 203-222, 1991.

LUDUVICE, M. **Lodo de esgoto - Tratamento e disposição final.** Apostila do curso promovido pela Associação Brasileira de Engenharia Ambiental, sessão ES, de 17 a 19 de março. Vitória, ES. 1999.

MAESTRI, R. D.; JIMÉNEZ, J. R. **Estudo de reatores anaeróbios de fluxo ascendente.** In: Tratamento de esgoto sanitário por processo anaeróbio e digestão controlada no solo - PROSAB, Coletânea de trabalhos técnicos / CAMPOS, José Roberto. São Carlos: ABES, pp 122-136, 2000.

MATOS, T. A. **Avaliação do uso simultâneo de um biofiltro aerado submerso para tratamento secundário de esgoto sanitário e para biodesodorização de ar atmosférico contendo gás sulfídrico.** Dissertação de mestrado - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2001.

METCALF & EDDY . **Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse.** Metcalf & Eddy, Inc. 3 ed, pp.1334, 1991.

LIER, J.B; LETTINGA G. **The role of sludge retention time in the hydrolysis and acidification of lipids, carbohydrates and proteins during digestion of primary sludge in CSTR systems.** Wat. Res. Vol. 34, Nº 5 pp 1705-1713, 2000.

MOERGENROTH, E.; KOMMEDAL, R.; HARREMOES P. **Processes and modeling of hydrolysis of particulate organic matter in aerobic wastewater treatment.** Water Science and Technology, V.45, n. 6, pp. 25-40, 2002.

MONTEGGIA, L.O. BEAL, L.L. **Avaliação da biomassa baseada no teste de atividade metanogênica específica.** In Anais do Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2v, pp.19-25, Florianópolis, 1994.

MONTEGGIA, L.O. **The use of specific methanogenic activity for controlling anaerobic reactors.** Ph.D. Thesis, University of Newcastle upon Tyne, UK, 1991.

MORAES, L.M.; JUNIOR, D.R.P. **Avaliação da biodegradabilidade anaeróbia de águas residuárias da bovinocultura e da suinocultura.** Anais do 21º Congressos Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES) ã Arquivo de referência: IIñ 045, 2000.

MORAES, L.M. **Avaliação da biodegradabilidade anaeróbia de dejetos oriundos de atividades zootécnicas.** Dissertação de Mestrado ã Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2000.

MOSEY, F.E. **Mathematical modeling of the anaerobic digestion process: regulatory mechanisms for the formation of short-chain volatile acids from glucose.** Wat. Sci. Tech., Vol 15 (8/9), pp. 209-232, 1983.

MÖNNICH, C. **Chemical sludge hydrolysis.** Internal project report, Kemira Kemi, 1988.

MÖLLER, J.A. **Prospects and problems of sludge pre-treatment processes.** Wat.Sci.Tech, Vol 44, nº 10, pp 121-128, 2001.

MÜLLER, J.; LEHNE, G.; SCHWEDES, J.; BATTENBERG, S.; NÄVEKE, R.; KOPP, J.; DICHTL, N.; SCHEMINSKI, A.; KRULL, R.; HEMPEL, D.C. **Disintegration of sewage sludges and influence on anaerobic digestion.** Wat. Sci. Tech., V. 38, nº.8-9, pp.425-433, 1998.

MÜLLER, J. A. **Pretreatment process for the recycling and reuse of sewage sludge.** In: Specializad Conference On Disposal And Utilization Of Sewage Sludg, Atenas. Anaisë Atenas: IAWQ, pp. 282-289, 1999.

MUÑOZ, M.A.; SANCHES, J.M.; RODRIGUEZ-MAROTO, J.M.; BORREGO, J.J.; MORIÑOIGO, M.A. **Methane production in anaerobic sludges supplemented with two support materials and different levels of acetate and sulphate.** Water Research, Vol. 31, nº 5, pp. 1236-1242, 1997.

NOVAES, R.F.V. **Microbiologia da digestão anaeróbia.** CETESB, pp. 211-985, 1985.

OLIVEIRA, S.S. **Avaliação do potencial de um lodo anaeróbio termofílico na biodegradação do composto pentaclorofenol (PCP).** Resumo da Tese de Mestrado, Universidade de São Paulo/São Carlos, Botucatu, 1998.

OLIVA, L.C.H.V. **Tratamento de Esgotos Sanitários com Reator Anaeróbio de Manta de Lodo Protótipo: Desempenho e Respostas Dinâmicas a Sobrecargas Hidráulicas.** Tese (Doutorado) ã Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 1997.

concentração de sólidos suspensos do afluente no desempenho e características do lodo de reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo tratando águas residuárias de suinocultura. Resumo da Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo/São Carlos, Jaboticabal, 1997.

PENNA, J.A. **Estudo da metodologia do teste de atividade metanogênica específica.** Tese de doutorado. Escola de Engenharia de São Carlos ã USP, 1994.

PINTO, A.C.T.; BRANDÃO, C.C.S. **Avaliação do potencial da flotação por ar dissolvido sob pressão como pós-tratamento para efluentes de reatores anaeróbios de fluxo ascendente.** In Congresso da AIDIS, XXVII, Porto Alegre, RS, 2000.

POETSCH, P.B.; KOETZ, P.R.; **Sistema de determinação da Atividade metanogênica específica de lodos anaeróbios.** Rev. Bras. De Agrociência, v.4, nº 3, pp. 161-165, Set.-Dez., 1998.

POETSCH, P.B. **Sistema de determinação da Atividade metanogênica específica de lodos anaeróbios.** Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-graduação em Ciência e tecnologia Agroindustrial, Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel, Pelotas, 1998.

RAMÍREZ, F.; MERAZ, M.; FAJARDO, C.; MONROY, O. **Técnica para la determinacion de actividad metanogenica en lodos anaerobios.** III taller y Seminario Latinoamericano ñ Tratamiento Anaerobio de Aguas Rediduales 25-28 de outubro, Uruguai, 1994.

RAY, B.T.; LIN, J.G.; RAJAN, R.V. **Low-level alkaline solubilization for enhanced anaerobic digestion.** Research journal WPCF, volume 62, Number 1, Jan-Feb., 1990.

ROCHA, M.A.S.; FLORENCIO, L.; KATO, M.T.; SILVA, A.M.R.B. **Avaliação e comparação entre a atividade metanogênica específica de lodos de esgotos domésticos e industriais. Anais do 21º Congressos Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES)** ã Arquivo de referência: II ã 115, João Pessoa, 2000.

ROCHER, M.; GOMA, G.; PILAS BEGUE,A.; LOUVEL, L.; ROLS, J.L. **Towards a reduction in excess sludge production in activated sludge processes: biomass physicochemical treatment and biodegradation. Microbiol Biotechnol**, v. 51, pp.883-890, 1999.

RUBIA, M. A.; PÉREZ, M.; MARTÍNEZ, A.; ROMERO, L. I. **Effect of Organic Loading Rate on the Biogás Production in the Thermophilic Anaerobic Digestion Process of Sludge. 9th World Congress ã Anaerobic Digestion**, Belgium, September, pp. 2-6, 2001.

RUIZ, I.; SOTO, M.; VEIGA, MC.; LIGERO, P.; VEJA, A .; BLÁZQUEZ, R. **Performance of and biomass characterisation in a UASB reactor treating domestic waste water at ambient temperature. Water AS**, Vol. 24, nº 3, july, 1998.

SANTANA, T. D. **Desinfecção por radiação ultravioleta em efluentes de ETE associando reatores UASB e biofiltros aerados submerso. Dissertação de Mestrado - Programa de Mestrado em Engenharia Ambiental**, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2001.

SCHIEDER, D.; SCHNEIDER, R.; BISCHOF, F. **Thermal hydrolysis (TDH) as a pretreatment method for the digestion of organic waste. Water Science and Technology**, v. 41, nº. 3, pp.181-187, 2000.

to da biomassa metanogênica de lodo de reator UASB tratando esgoto sanitário e lodo de descarte de biofiltros aerados submersos. Dissertação de mestrado - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2003.

SILVEIRA, I.C.T.; MONTEGGIA, L.O .; BONATTO, D.; HENRIQUES, J.A .P. **Monitoramento de biomassa anaeróbia presente em reatores de baixa carga; técnicas convencionais x técnicas da biologia molecular.** Anais do XXVII do Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1999.

SOUZA J.T & FORESTI, E. **Domestic sewage treatment in a UASB-SBR reactor system.** III Taller y seminário Latinoamericano ñ Tratamiento anaerobio de águas residuais, Montevideo, Uruguai, 25 a 25 de octubre, 1994.

SPEECE, R.E.; MCCARTY, P.L. **Nutrient requirements and biological solids accumulation in anaerobic digestion.** International Conference on Advances in Water Pollution Research, Oxford, 1964.

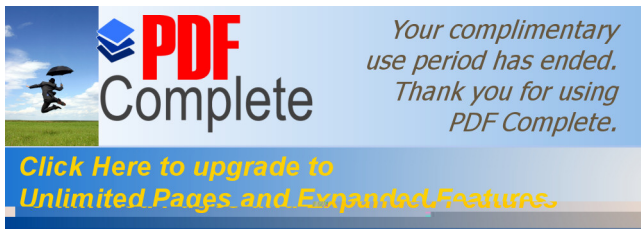
SPEECE, R.E. **Anaerobic Biotechnology for Industrial Wastewaters.** Nashville, Tennessee, Archae Press., 1996.

TANAKA, S.; KAMIYAMA, K. **Thermo chemical pretreatment in the anaerobic digestion of wast activated sludge.** In: SPECIALIZED CONFERENCE ON SLUDGE MANAGEMENT: REGULATION, TREATMENT, UTILIZATION AND DISPOSAL. Acapulco, México, Anaisë Acapulco: IWA. pp.117-123, 2001.

TSUTYA, M.T. **Alternativas de disposição final de bio sólidos gerados em estações de tratamento de esgotos.** In Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto. Editores: Bettiol, W. & Camargo, O.A. Jaguariúna, SP: EMBRAPA Meio Ambiente. pp 69-105, 2000.

VALCKE, D.; VERSTRAETE, W. **A practical method to estimate the acetoclastic methanogenic biomass in anaerobic sludges.** Journal Water Pollution Control Federation, vol. 55, nº 9, pp. 1192-1196, 1983.

VAN HAANDEL, A.; MARAIS, G. **O comportamento do sistema de lodo ativado - Teoria e aplicações para projetos e operação.** EPGRAF, Campinas Grande, 1999.



de esgotos por digestores anaeróbios de fluxo ascendente. Revista DAE, vol. 44, nº 139, pp. 322-327, dezembro, 1984.

VIEIRA, S.M.M., GARCIA Jr., A.D. **Sewage treatment by UASB ñ reactor. Operation results and recommendations for design and utilization.** Water Science and Technology, V. 25, 7, pp.143-157, 1992.

VON SPERLING, M. & GONÇALVES, R.F. **Lodo de esgotos: características e produção.** In: ANDREOLI, C.V.; VON SPERLING, M.; FERNANDES, F. (organizadores). *Lodo de esgotos: tratamento e disposição final.* Coleção Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, 6. UFMG/DESA, SANEPAR,. Cap. II, pp. 17-68, 2001.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos** In: Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias - Vol.1. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. UFMG, Belo Horizonte: ABES. 1996(a).

VON SPERLING, M. **Princípios Básicos do Tratamento de Esgotos** In: Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias - Vol.2. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG, . Belo Horizonte, 1996(b).

de ZEEUW, W.J. **Aclimatization of anaerobic sludge for UASB ñ reactor Start-up.** Doctoral Thesis. Agricultural University Wageningen, The Netherlands, pp.157., 1984.

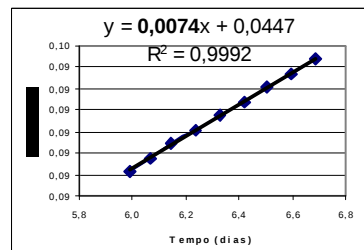
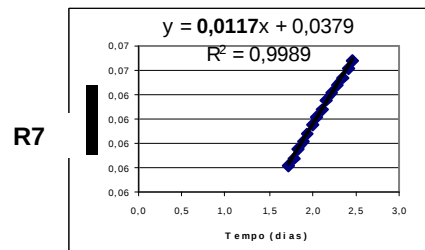
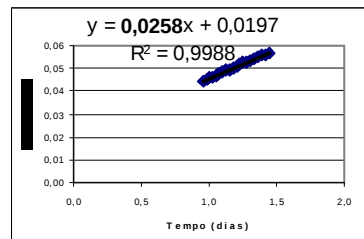
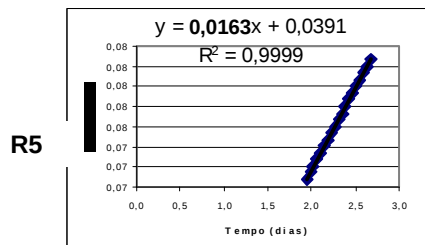
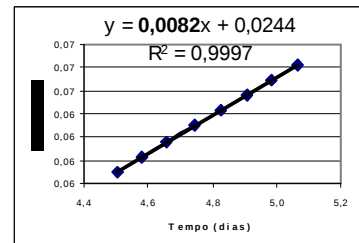
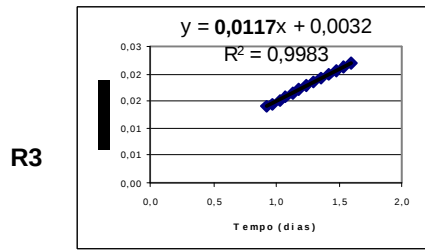
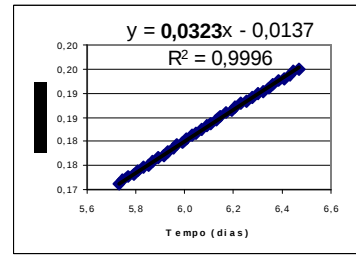
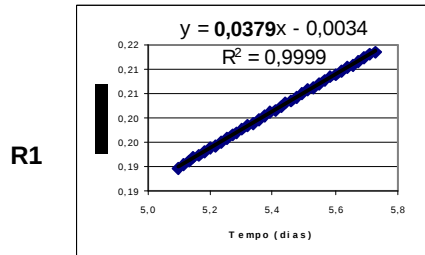


Calibração das válvulas do respirômetro automatizado anaeróbio

Válvula	Número de Amostras	Médias Volume	Desvio Padrão
1	30	2,0030	0,0166
2	30	2,0003	0,0107
3	30	2,0017	0,0139
4	30	2,0010	0,0145
5	30	2,0190	0,0918
6	30	2,0017	0,0137
7	30	2,0023	0,0133
8	30	2,0043	0,0157

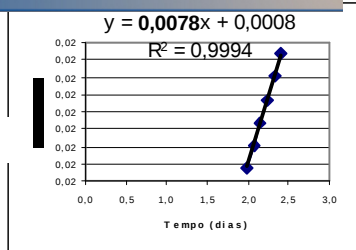
Gráficos da evolução cumulativa de metano ao longo do tempo para os quatro testes de AME

TESTE 1

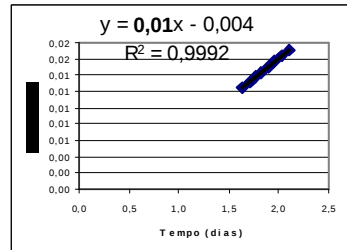


TESTE 2

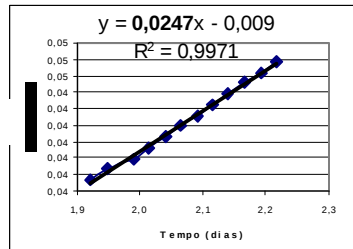
R1



R2

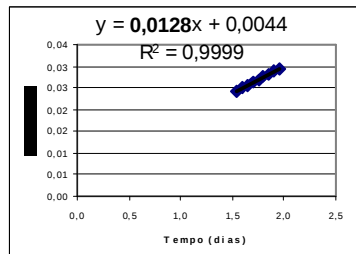


R3



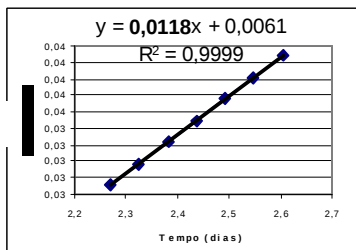
Detectado problema no frasco reator

R5

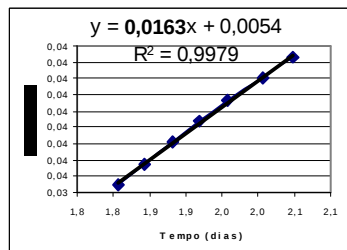


Detectado problema no frasco reator

R7

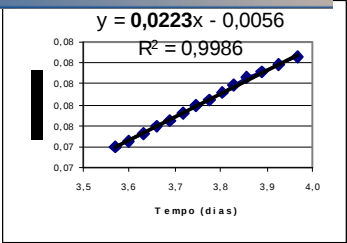


R8

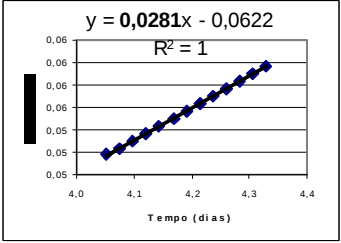


TESTE 3

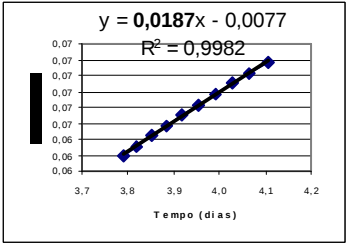
R1



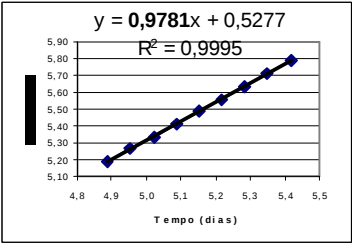
R2



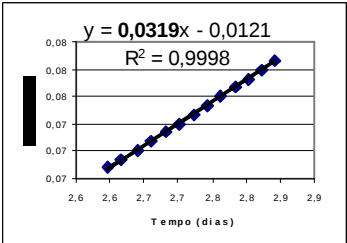
R3



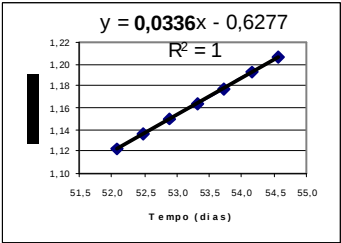
R4



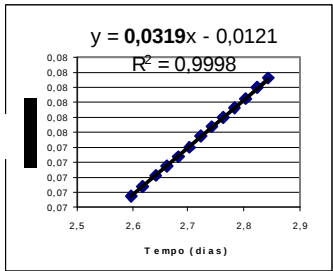
R5



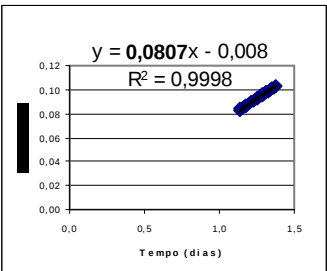
R6



R7



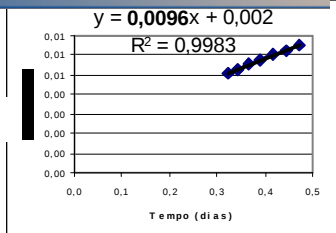
R8



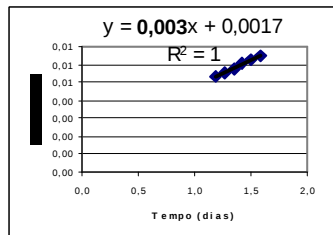
TESTE 4

Detectado problema no frasco reator

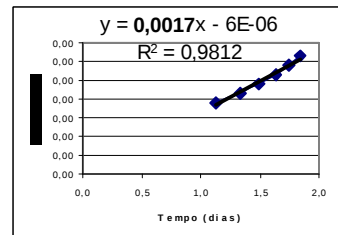
R1



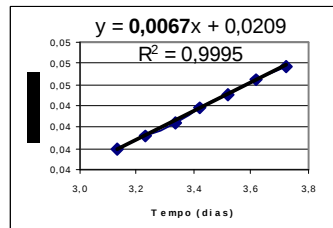
R3



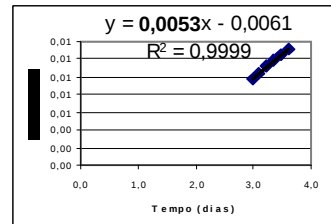
R4



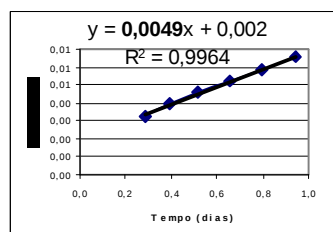
R5



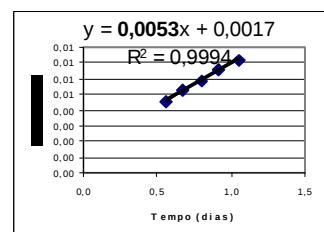
R6



R7



R8



Produção média aparente de biogás e cálculo da massa de DQO

Relação $S_o/X_o = 0,2$					
Teste realizado	Altura de coleta de lodo no reator UASB	Substratos adicionados	Frascos reatores utilizados	Produção aparente de biogás (ml)	Média aparente de biogás (ml)
1	0,25m	Acetato	R1	814	790
		Acetato	R2	766	
		Controle	R3	210	
		Controle	R4	228	
		Hidr. Alc. 0,25m	R5	462	422
		Hidr. Alc. 0,25m	R6	382	
		Hidr. Alc. 1,25m	R7	392	384
		Hidr. Alc. 1,25m	R8	376	

Relação $S_o/X_o = 0,2$					
Teste realizado	Altura de coleta de lodo no reator UASB	Substratos adicionados	Frascos reatores utilizados	Produção aparente de biogás (ml)	Média aparente de biogás (ml)
2	1,25m	Controle	R1	132	214
		Controle	R2	148	
		Acetato	R3	326	326
		Acetato	R4	-	
		Hidr. Alc. 0,25m	R5	216	216
		Hidr. Alc. 0,25m	R6	-	
		Hidr. Alc. 1,25m	R7	214	249
		Hidr. Alc. 1,25m	R8	284	

Teste realizado	Altura de coleta de lodo no reator UASB	Substratos adicionados	Frascos reatores utilizados	Produção aparente de biogás (ml)	Média aparente de biogás (ml)
3	0,25m	Hidr. Alc. 0,25m (sedimentado)	R1	294	299
		Hidr. Alc. 0,25m (sedimentado)	R2	304	
		Hidr. Alc. 1,25m (sedimentado)	R3	282	308
		Hidr. Alc. 1,25m (sedimentado)	R4	334	
	1,25m	Hidr. Alc. 0,25m (sedimentado)	R5	430	382
		Hidr. Alc. 0,25m (sedimentado)	R6	208	
		Hidr. Alc. 1,25m (sedimentado)	R7	232	232
		Hidr. Alc. 1,25m (sedimentado)	R8	232	

Teste realizado	Altura de coleta de lodo no reator UASB	Substratos adicionados	Frascos reatores utilizados	Produção aparente de biogás (ml)	Média aparente de biogás (ml)
4	0,25m	Hidr. Alc. 0,25m (sobrenadante)	R1	168	168
		Hidr. Alc. 0,25m (sobrenadante)	R2	-	
		Hidr. Alc. 1,25m (sobrenadante)	R3	112	77
		Hidr. Alc. 1,25m (sobrenadante)	R4	42	
	1,25m	Hidr. Alc. 0,25m (sobrenadante)	R5	178	124
		Hidr. Alc. 0,25m (sobrenadante)	R6	70	
		Hidr. Alc. 1,25m (sobrenadante)	R7	44	51
		Hidr. Alc. 1,25m (sobrenadante)	R8	58	

de DQO

As soluções de acetato e hidrólises alcalinas (substratos) preparadas para utilização nos testes de AME foi de 100 gDQO/L e o volume útil dos frascos reatores utilizados no respirômetro anaeróbio automatizado foi de 549 ml.

Teste 1:

1.1 ñ Substrato: acetato

Para a relação $So/Xo = 2,0\text{gDQO/L}/10,0\text{gSVT/L}$, temos:

$$C_1V_1 = C_2V_2$$

$$100\text{gDQO} \times V_{\text{substrato}} = 2\text{gSv} \times 549$$

$$V_s = 10,98\text{ml}$$

Logo:

$$100\text{gDQO} ______ 1000\text{ml}$$

$$X ______ 10,98\text{ml}$$

$$X = 1,1\text{gDQO}$$

1.2 ñ Substrato: Hidr. Alcalina a 0,25m

Para a relação $So/Xo = 2,0\text{gDQO/L}/10,0\text{gSVT/L}$, temos:

$$C_1V_1 = C_2V_2$$

$$13\text{gDQO} \times V_{\text{substrato}} = 2\text{gSv} \times 549$$

$$V_s = 84,46\text{ml}$$

Logo:

$$13\text{gDQO} ______ 1000\text{ml}$$

$$X ______ 84,46\text{ml}$$

$$X = 1,097\text{gDQO}$$



PDF
Complete

*Your complimentary
use period has ended.
Thank you for using
PDF Complete.*

[Click Here to upgrade to
Unlimited Pages and Expanded Features.](#)

r. Alcalina a 1,25m

Para a relação $S_o/X_o = 2,0\text{gDQO/L}/10,0\text{gSVT/L}$, temos:

$$C_1 V_1 = C_2 V_2$$

$$5,67\text{gDQO} \times V_{\text{substrato}} = 2\text{gSv} \times 549$$

$$V_s = 193,65\text{ml}$$

Logo:

$$5,67\text{gDQO} \text{ _____ } 1000\text{ml}$$

$$X \text{ _____ } 193,65\text{ml}$$

$$X = 1,097\text{gDQO}$$

2.1 ñ Substrato: acetato

Para a relação $S_o/X_o = 2,0\text{gDQO/L}/10,0\text{gSVT/L}$, temos:

$$C_1V_1 = C_2V_2$$

$$100\text{gDQO} \times V_{\text{substrato}} = 2\text{gSv} \times 549$$

$$V_s = 10,98\text{ml}$$

Logo:

$$100\text{gDQO} ______ 1000\text{ml}$$

$$X ______ 10,98\text{ml}$$

$$X = 1,1\text{gDQO}$$

2.2 ñ Substrato: Hidr. Alcalina a 0,25m

Para a relação $S_o/X_o = 2,0\text{gDQO/L}/10,0\text{gSVT/L}$, temos:

$$C_1V_1 = C_2V_2$$

$$129,16\text{gDQO} \times V_{\text{substrato}} = 2\text{gSv} \times 549$$

$$V_s = 8,50\text{ml}$$

Logo:

$$129,16\text{gDQO} ______ 1000\text{ml}$$

$$X ______ 8,5\text{ml}$$

$$X = 1,097\text{gDQO}$$



PDF
Complete

*Your complimentary
use period has ended.
Thank you for using
PDF Complete.*

[Click Here to upgrade to
Unlimited Pages and Expanded Features.](#)

a a 1,25m

Para a relação $S_o/X_o = 2,0\text{gDQO/L}/10,0\text{gSVT/L}$, temos:

$$C_1V_1 = C_2V_2$$

$$82,26\text{gDQO} \times V_{\text{substrato}} = 2\text{gSv} \times 549$$

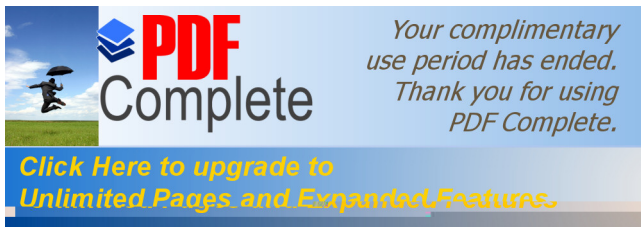
$$V_s = 13,34\text{ml}$$

Logo:

$$82,26\text{gDQO} \text{ _____ } 1000\text{ml}$$

$$X \text{ _____ } 13,34\text{ml}$$

$$X = 1,097\text{gDQO}$$



3.1 ñ Substrato: Hidr. Alcanina a 0,25m (sedimentado)

Para a relação $S_o/X_o = 2,0\text{gDQO/L}/10,0\text{g SVT/L}$, temos:

$$C_1V_1 = C_2V_2$$

$$129,16\text{gDQO} \times V_{\text{substrato}} = 2\text{gSv} \times 549$$

$$V_s = 8,50\text{ml}$$

Logo:

$$129,16\text{gDQO} \times \frac{1000\text{ml}}{X}$$

$$X \times 8,50\text{ml}$$

$$X = 1,097\text{gDQO}$$

3.2 ñ Substrato: Hidr. Alcalina a 1,25m (sedimentado)

Para a relação $S_o/X_o = 2,0\text{gDQO/L}/10,0\text{g SVT/L}$, temos:

$$C_1V_1 = C_2V_2$$

$$110,88\text{gDQO} \times V_{\text{substrato}} = 2\text{gSv} \times 549$$

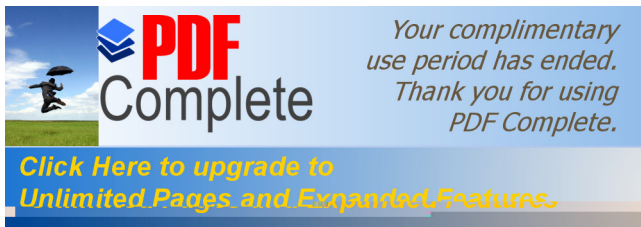
$$V_s = 9,90\text{ml}$$

Logo:

$$110,88\text{gDQO} \times \frac{1000\text{ml}}{X}$$

$$X \times 9,90\text{ml}$$

$$X = 1,097\text{gDQO}$$



4.1 ñ Substrato: Hidr. Alcanina a 0,25m (sedimentado)

Para a relação $S_o/X_o = 2,0 \text{ gDQO/L}/10,0\text{g SVT/L}$, temos:

$$C_1V_1 = C_2V_2$$

$$28,78\text{gDQO} \times V_{\text{substrato}} = 2 \text{ gSv} \times 549$$

$$V_s = 38,15\text{ml}$$

Logo:

$$28,78\text{gDQO} \frac{\text{_____}}{1000\text{ml}}$$

$$X \frac{\text{_____}}{38,15\text{ml}}$$

$$X = 1,097\text{gDQO}$$

4.2 ñ Substrato: Hidr. Alcalina a 1,25m (sedimentado)

Para a relação $S_o/X_o = 2,0 \text{ gDQO/L}/10,0\text{g SVT/L}$, temos:

$$C_1V_1 = C_2V_2$$

$$19,19\text{gDQO} \times V_{\text{substrato}} = 2 \text{ gSv} \times 549$$

$$V_s = 57,21\text{ml}$$

Logo:

$$19,19\text{gDQO} \frac{\text{_____}}{1000\text{ml}}$$

$$X \frac{\text{_____}}{57,21\text{ml}}$$

$$X = 1,097\text{gDQO}$$

Livros Grátis

(<http://www.livrosgratis.com.br>)

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)
[Baixar livros de Matemática](#)
[Baixar livros de Medicina](#)
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)
[Baixar livros de Meteorologia](#)
[Baixar Monografias e TCC](#)
[Baixar livros Multidisciplinar](#)
[Baixar livros de Música](#)
[Baixar livros de Psicologia](#)
[Baixar livros de Química](#)
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)
[Baixar livros de Serviço Social](#)
[Baixar livros de Sociologia](#)
[Baixar livros de Teologia](#)
[Baixar livros de Trabalho](#)
[Baixar livros de Turismo](#)