



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO

---

Escola de Química

# PRÉ-HIDRÓLISE ENZIMÁTICA APLICADA A ESCUMA PROVENIENTE DO TRATAMENTO ANAERÓBIO DE ESGOTO SANITÁRIO

Amanda Martins da Silva

Marcela Ferraz Aguiar

Projeto Final de Curso

Orientadora: Magali Christe Cammarota, D.Sc

Co- orientadora: Denise Maria Guimarães Freire, D.Sc

Abril de 2012

# PRÉ-HIDRÓLISE ENZIMÁTICA APLICADA A ESCUMA PROVENIENTE DO TRATAMENTO ANAERÓBIO DE ESGOTO SANITÁRIO

***Amanda Martins da Silva***

***Marcela Ferraz Aguiar***

PROJETO DE GRADUAÇÃO SUBMETIDO AO CORPO DOCENTE DO CURSO DE ENGENHARIA QUÍMICA DA ESCOLA DE QUÍMICA DA UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE ENGENHEIRO QUÍMICO.

Aprovado por:

---

Isaac Volschan Junior – D.Sc.

---

Claudinei de Souza Guimarães – D.Sc.

---

Fernanda Ribeiro do Carmo Damasceno – M.Sc.

Orientado por:

---

Magali Christe Cammarota – D.Sc

---

Denise Maria Guimarães Freire – D.Sc

Rio de janeiro, RJ - Brasil  
Abril de 2012

SILVA, AMANDA MARTINS DA

AGUIAR, MARCELA FERRAZ

Pré-Hidrólise Enzimática Aplicada a Escuma Proveniente do Tratamento Anaeróbio de Esgoto Sanitário/ Amanda Martins da Silva, Marcela Ferraz Aguiar. – Rio de Janeiro: UFRJ / Escola de Química, 2012.

x, 52 p.:il.; 29,7 cm.

Orientadora: Magali Christe Cammarota

Co – orientadora: Denise Maria Magalhães Freire

Projeto de Graduação – UFRJ/ Escola de Química/ Curso de Engenharia Química, 2012.

Referências Bibliográficas: p. 48-52.

1. Hidrólise enzimática. 2. Tratamento anaeróbio. 3. Tratamento de esgotos. 4. Projeto Final. (Graduação – UFRJ/EQ). 5. Magali Christe Cammarota ; Denise Maria Guimarães Freire.

I. Pré-Hidrólise Enzimática Aplicada a Escuma Proveniente do Tratamento Anaeróbio de Esgoto Sanitário.

## AGRADECIMENTOS

### MARCELA FERRAZ AGUIAR

Agradeço primeiramente a Deus e à espiritualidade amiga que me acompanha em toda caminhada me guiando para que faça as escolhas certas.

À minha família por todo apoio e interesse durante todas as fases deste projeto. Em especial à minha mãe Tania pelo amor e carinho sem medidas.

Ao meu namorado Felipe, por acreditar no meu trabalho e na minha capacidade.

À minha irmã Amanda, que fez com que todo este trabalho se tornasse mais um momento de felicidade como todos momentos passados durante a faculdade ao seu lado.

### AMANDA MARTINS DA SILVA

Agradeço a Deus, fonte de todo o conhecimento, por me dar coragem e força para enfrentar os desafios do caminho, permitindo que meus sonhos se realizassem.

À minha família pelo amor e apoio, e em especial aos meus pais pelo incentivo e dedicação constantes e aos meus irmãos pelo carinho.

À minha irmã Marcela, que permitiu que este projeto fosse ainda mais prazeroso, estando sempre ao meu lado, como sempre esteve durante a faculdade.

Ao meu namorado Pedro, pela compreensão e confiança, estando sempre ao meu lado.

### AGRADECIMENTOS EM COMUM

À professora Magali, pelas excelentes orientações, sempre dadas com muito cuidado e atenção.

Às alunas do laboratório da professora Magali: Jaqueline, Suzana, Natalia, Fernanda, Verônica e Larissa pela paciência e disposição em nos ajudar sempre que necessário.

Ao Chris, pela ajuda e ensinamentos imprescindíveis para conclusão deste projeto.

Resumo do Projeto Final de Curso apresentado à Escola de Química como parte dos requisitos necessários para obtenção de grau de Engenharia Química.

## **PRÉ-HIDRÓLISE ENZIMÁTICA APLICADA A ESCUMA PROVENIENTE DO TRATAMENTO ANAERÓBIO DE ESGOTO SANITÁRIO**

Amanda Martins da Silva  
Marcela Ferraz Aguiar

Abril, 2012

Orientadora: Magali Christe Cammarota, D.Sc

Co-orientadora: Denise Maria Guimarães Freire, D.Sc

Um dos maiores problemas na operação de reatores UASB (*upflow anaerobic sludge blanket*) em Estações de Tratamento de Esgoto é a formação de uma camada de materiais flutuantes, denominada espuma, no compartimento de decantação e no interior do separador trifásico. Esta camada é constituída essencialmente de óleos, graxas e gorduras provindos do afluente que, por serem de difícil degradação, pouco densos e insolúveis em água, se acumulam numa camada de topo ao volume em tratamento. A utilização de uma etapa de pré-hidrólise enzimática das gorduras presentes na espuma de um reator UASB tratando esgoto foi avaliada a fim de permitir o retorno do material hidrolisado à alimentação do reator anaeróbico com vistas à redução de espuma acumulada e aumento da produção de biogás. Para tal, uma suspensão de espuma em esgoto tratado, contendo alto teor de O&G, foi submetida à hidrólise com um preparado enzimático vegetal (PEV) extraído da semente de pinhão manso, com aproximadamente 100 U/g de atividade lipásica. Foram realizados testes de hidrólise enzimática a 30°C com três diferentes teores de gordura (375, 750 e 1500 mg O&G/L) e três diferentes concentrações de PEV (0,2; 0,5 e 1,0% m/v) em três diferentes tempos de hidrólise (2; 4 e 6 horas). Após análise de todos os testes, pôde-se comprovar que a utilização de 0,5% de PEV, em uma suspensão de espuma com 1500 mg O&G/L, promoveu a maior solubilização de DQO em 6 horas de hidrólise. Após a determinação da melhor condição de hidrólise, foram realizados ensaios para

avaliação da biodegradabilidade anaeróbia da suspensão hidrolisada com dois diferentes tipos de lodo anaeróbio. As suspensões Controle e previamente hidrolisadas foram misturadas aos lodos anaeróbios e adicionadas a frascos tipo penicilina. A suspensão pré-hidrolisada tratada com lodo proveniente de indústria de abate de aves promoveu uma remoção de DQO de cerca de 95%, enquanto a mesma suspensão tratada com lodo do reator UASB apresentou remoção de DQO de 84% . Esta diferença é provavelmente devido à alta concentração de sólidos suspensos no lodo UASB, provocando mineralização do mesmo além de diminuição dos microrganismos ativos.

# ÍNDICE

<b>1. INTRODUÇÃO E OBJETIVOS</b>	
1.1. INTRODUÇÃO.....	1
1.2. OBJETIVOS .....	3
<b>2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b>	
2.1. CARACTERIZAÇÃO DOS SISTEMAS DE ESGOTO .....	4
2.2. LEGISLAÇÃO AMBIENTAL.....	7
2.3. A PRESENÇA DA GORDURA NOS SISTEMAS DE TRATAMENTO.....	9
2.4. SISTEMAS ANAERÓBIOS DE TRATAMENTO DE EFLUENTES .....	10
2.4.1. FUNDAMENTOS DA DIGESTÃO ANAERÓBIA.....	11
2.5. ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO – CESA/UFRJ.....	14
2.5.1. O REATOR UASB .....	16
2.5.2. FORMAÇÃO DE ESCUMA EM REATORES UASB .....	18
2.6. UTILIZAÇÃO DE ENZIMAS NO TRATAMENTO DE EFLUENTES .....	19
<b>3. MATERIAL E MÉTODOS</b>	
3.1. MATERIAL.....	22
3.1.1. REAGENTES E PRODUTOS QUÍMICOS .....	22
3.1.2. EQUIPAMENTOS.....	22
3.2. MÉTODOS .....	23
3.2.1. PRODUÇÃO DO PREPARADO ENZIMÁTICO VEGETAL (PEV).....	23
3.2.2. CARACTERIZAÇÃO E ORIGEM DA ESCUMA, DO ESGOTO E DO LODO .....	24
3.2.3. HIDRÓLISE ENZIMÁTICA .....	25
3.2.3.1. CONDUÇÃO DOS TESTES DE HIDRÓLISE .....	25
3.2.3.2. VARIÁVEIS ESTUDADAS.....	26
3.2.4. ENSAIOS DE BIODEGRADABILIDADE ANAERÓBIA .....	27
3.2.4.1. CONDUÇÃO DOS ENSAIOS DE BIODEGRADABILIDADE .....	27
3.2.4.2. MEDIÇÃO E ANÁLISE DA COMPOSIÇÃO DO BIOGÁS .....	29
3.2.4.3. TAXA MÁXIMA DE PRODUÇÃO DE METANO .....	30
3.2.4.4. EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE DQO.....	30
3.2.5. MÉTODOS ANALÍTICOS.....	31
3.2.5.1. ACOMPANHAMENTO DO PH .....	31
3.2.5.2. DETERMINAÇÃO DA DQO.....	31
3.2.5.3. DETERMINAÇÃO DE SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS, FIXOS E VOLÁTEIS.....	31
3.2.5.4. DETERMINAÇÃO DO TEOR DE ÓLEOS E GRAXAS (O&G) .....	32
<b>4.RESULTADOS E DISCUSSÃO</b>	
4.1. CARACTERIZAÇÃO E ORIGEM DO EFLUENTE .....	34
4.2. CARACTERIZAÇÃO DO LODO ANAERÓBICO .....	35
4.3. HIDRÓLISE ENZIMÁTICA .....	36
4.3.1. TESTES DE HIDRÓLISE DO EFLUENTE .....	36
4.4. TRATAMENTO ANAERÓBIO .....	42

4.4.1. ENSAIOS DE BIODEGRADABILIDADE .....	43
<b>5. CONCLUSÕES E SUGESTÕES</b>	
5.1. CONCLUSÕES .....	46
5.2. SUGESTÕES .....	47
<b>6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>48</b>



## ÍNDICE DE FIGURAS

FIGURA 2.1. ROTAS METABÓLICAS ENVOLVIDAS NA DIGESTÃO ANAERÓBIA .....	11
FIGURA 2.2. FLUXOGRAMA DA UNIDADE DE TRATAMENTO DO CESA/UFRJ .....	14
FIGURA 2.3. TRATAMENTO PRELIMINAR DO ESGOTO SANITÁRIO NO CESA/UFRJ.....	15
FIGURA 2.4. REATOR UASB DO CESA/UFRJ.....	16
FIGURA 2.5. DESENHO ESQUEMÁTICO DE UM REATOR UASB .....	17
FIGURA 2.6. FORMAÇÃO DE ESCUMA NA SUPERFÍCIE DO DECANTADOR E NO INTERIOR DO SEPARADOR TRIFÁSICO DE UM REATOR UASB. ....	19
FIGURA 3.1. DEMONSTRAÇÃO DOS PONTOS DE COLETA DO REATOR UASB .....	25
FIGURA 3.2. FOTO DO ENSAIO DE HIDRÓLISE REALIZADO EM SALA CLIMATIZADA .....	26
FIGURA 3.3. FOTO DOS ENSAIOS DE BIODEGRADABILIDADE EM ANDAMENTO .....	28
FIGURA 4.1. ACOMPANHAMENTO DO PH DO EFLUENTE COM TEOR DE O&G EM TORNO DE 1500MG/L .....	37
FIGURA 4.2. ACOMPANHAMENTO DO PH DO EFLUENTE COM TEOR DE O&G EM TORNO DE 750MG/L .....	37
FIGURA 4.3. ACOMPANHAMENTO DO PH DO EFLUENTE COM TEOR DE O&G EM TORNO DE 375MG/L .....	38
FIGURA 4.4. ACOMPANHAMENTO DO DQO SOLÚVEL DO EFLUENTE COM TEOR DE O&G EM TORNO DE 1500MG/L .....	39
FIGURA 4.5. ACOMPANHAMENTO DO DQO SOLÚVEL DO EFLUENTE COM TEOR DE O&G EM TORNO DE 750MG/L .....	40
FIGURA 4.6. ACOMPANHAMENTO DO DQO SOLÚVEL DO EFLUENTE COM TEOR DE O&G EM TORNO DE 375MG/L .....	40
FIGURA 4.7. ACOMPANHAMENTO DO VOLUME DE BIOGÁS PRODUZIDO NOS ENSAIOS DE BIODEGRADABILIDADE COM LODO RICA .....	44
FIGURA 4.8. ACOMPANHAMENTO DO VOLUME DE BIOGÁS PRODUZIDO NOS ENSAIOS DE BIODEGRADABILIDADE COM LODO UASB .....	45

## ÍNDICE DE TABELAS

TABELA 2.1. EQUIPAMENTOS USADOS NO ESTUDO E SEUS RESPECTIVOS FABRICANTES E MODELOS .....	8
TABELA 3.1. REAGENTES E SOLVENTES USADOS NO TRABALHO EXPERIMENTAL E SUAS RESPECTIVAS ORIGENS.....	22
TABELA 3.2. EQUIPAMENTOS USADOS NO ESTUDO E SEUS RESPECTIVOS FABRICANTES E MODELOS .....	22
TABELA 3.3. ESQUEMA DOS EXPERIMENTOS CONDUZIDOS E VARIÁVEIS ESTUDADAS.....	27
TABELA 3.4. SOLUÇÃO TAMPÃO E DE NUTRIENTES RECOMENDADOS PARA OS ENSAIOS DE BIODEGRADABILIDADE .....	29
TABELA 4.1. CARACTERIZAÇÃO DA ESCUMA DO REATOR UASB .....	34
TABELA 4.2. CARACTERIZAÇÃO DO ESGOTO TRATADO PELO REATOR UASB.....	34
TABELA 4.3. CARACTERIZAÇÃO DOS EFLUENTES.....	35
TABELA 4.4. CARACTERIZAÇÃO DO LODO DO REATOR UASB DA CESA/UFRJ ANAERÓBIO ....	35
TABELA 4.5. CARACTERIZAÇÃO DO LODO COLETADO NA EMPRESA REGINAVES INDÚSTRIA E COMÉRCIO LTDA (RICA).....	35
TABELA 4.6. RESULTADOS DO ACOMPANHAMENTO DE PH DOS TESTES DE HIDRÓLISE ENZIMÁTICA .....	38
TABELA 4.7. RESULTADOS DO ACOMPANHAMENTO DE DQO SOLÚVEL DOS TESTES DE HIDRÓLISE ENZIMÁTICA .....	41
TABELA 4.8. DIFERENÇAS DE DQO SOLÚVEL NOS TESTES DE HIDRÓLISE ENZIMÁTICA .....	42
TABELA 4.9. CONDIÇÕES INICIAIS E FINAIS DOS ENSAIOS DE BIODEGRADABILIDADE.....	43

## NOMENCLATURA

CESA/UFRJ – Centro Experimental de Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio de Janeiro

DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio

DQO – Demanda Química de Oxigênio

ETE – Estação de Tratamento de Esgoto

O&G – Óleos e Graxas

PEV - Preparado Enzimático Vegetal

SSF – Sólidos Suspensos Fixos

SST – Sólidos Suspensos Totais

SSV – Sólidos Suspensos Voláteis

UASB – *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*

# 1 INTRODUÇÃO E OBJETIVOS

## 1.1 INTRODUÇÃO

No Brasil, as iniciativas políticas de saneamento básico, ligadas à implantação e ampliação de redes coletoras de esgotos, não acompanharam na última década o crescimento demográfico da população brasileira urbana, população esta que engloba mais de 80% da população brasileira (CENSO, 2010). A falta de sistemas de esgotamento sanitário atinge praticamente metade dos municípios brasileiros, podendo acarretar a poluição dos recursos hídricos e prejuízos à saúde da população (PNSB, 2008 *apud* Atlas do Saneamento IBGE, 2011).

Os esgotos gerados pela população brasileira contêm matéria orgânica na forma de carboidratos, proteínas e lipídios, cuja concentração deve ser reduzida de forma eficiente a fim de evitar impactos ambientais nos corpos hídricos. No entanto, as gorduras, por apresentarem baixas taxas de biodegradação, podem acumular nos sistemas aquáticos naturais e nos sistemas de tratamento, gerando entupimento de redes, dutos e reservatórios deste sistema, mau cheiro, transbordamento de fossas e caixas de gordura (WILLEY, 2001 *apud* SEMIONATO, 2006).

Dentre os diferentes tipos de tratamento (físicos, químicos ou biológicos), os biológicos recebem um maior destaque na redução da matéria orgânica dos efluentes. Este tipo de tratamento pode ser dividido em aeróbio e anaeróbio. O fato de os tratamentos aeróbios demandarem um alto consumo de energia e estarem associados a uma elevada produção de lodo faz com que os tratamentos anaeróbios recebam maior ênfase, principalmente pelo fato de serem potenciais geradores de energia. Atualmente, o tratamento anaeróbio de efluentes em reatores anaeróbios de manta de lodo (UASB) é uma tecnologia consolidada e de ampla aplicabilidade, principalmente devido aos baixos custos de implantação, operação e manutenção (VAN HANDELL & LETTINGA, 1994; CHERNICHARO, 2007).

Entretanto, alguns problemas podem ocorrer durante o tratamento anaeróbio de efluentes com alto teor de gordura, como a produção de espuma, a colmatação do leito de lodo e o arraste da biomassa, podendo levar à perda de eficiência e até ao colapso do reator (VALENTE, 2009). Além do fato destes reatores, nestas condições,

não serem capazes de depurar os esgotos aos níveis de atendimento das legislações ambientais e exigirem um pós-tratamento adicional.

Desta forma, uma atraente opção ao tratamento biológico seria um pré-tratamento que auxiliasse na remoção da gordura presente nos efluentes, permitindo uma melhor atuação da população microbiana. Dentre os diferentes processos de pré-tratamento existentes, a utilização de enzimas (lipases) é vista como uma boa alternativa, uma vez que estas enzimas são catalisadores eficientes que auxiliam no processo de degradação de óleos e graxas (O&G). A utilização destas lipases leva à redução dos níveis de sólidos suspensos, proteínas e lipídios, o que possibilita melhores condições de operação no tratamento anaeróbio e aumento da vida útil dos equipamentos devido à desobstrução das tubulações. Sendo assim, a aplicação de uma tecnologia combinada (tratamento enzimático associado ao tratamento biológico) mostra-se como uma alternativa eficiente de tratamento, reduzindo os impactos ambientais gerados sobre os recursos hídricos (VALLADÃO *et al.*, 2007).

No tratamento anaeróbio de esgotos domésticos, a aplicação desta tecnologia visa a realização da hidrólise enzimática da espuma acumulada na superfície do reator como etapa de pré-tratamento, utilizando um pool de enzimas hidrolíticas. Após a hidrólise, a espuma hidrolisada seria misturada à corrente de esgoto que alimenta o reator anaeróbio. Esta espuma hidrolisada, em contato com o lodo, propiciaria um aumento da carga de DQO alimentada e um possível aumento da produção de biogás, predominantemente composto por metano.

A utilização desta tecnologia combinada vem gerando excelentes resultados no tratamento de efluentes de indústrias alimentícias, porém sua utilização no tratamento de esgoto doméstico ainda não havia sido testada.

## 1.2 OBJETIVOS

### Objetivo geral

O presente trabalho tem como objetivo principal avaliar uma proposta de tratamento híbrido (enzimático-biológico) da espuma de reator anaeróbio tratando esgoto doméstico contendo gordura.

### Objetivos específicos

- Coletar e caracterizar o esgoto afluente e a espuma acumulada no Reator de Manta de Lodo e Fluxo Ascendente (UASB) do Centro Experimental de Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio de Janeiro (CESA/UFRJ);
- Estudar a hidrólise enzimática da espuma com diferentes concentrações (m/v) de *pool* enzimático (0,2; 0,5 e 1,0 %) e diferentes concentrações de óleos e graxas (375, 750 e 1500mg O&G/L);
- Avaliar a eficiência do tratamento biológico anaeróbio da espuma com e sem a etapa de pré-hidrólise enzimática.

## **2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

### **2.1 Caracterização dos sistemas de esgoto**

É de amplo conhecimento que uma exemplar administração municipal se destaca por investimentos maciços nos setores de saúde, saneamento básico e educação. Uma vez que uma boa administração pública é baseada na qualidade de vida de seus habitantes, é de extrema importância se ter um sistema de esgotamento sanitário completo, que consiga atender 100% da população com coleta, transporte e tratamento para as águas residuárias domésticas.

O planejamento e a construção de um sistema de esgotamento sanitário eficiente é hoje um dos maiores desafios da administração pública. Porém, se faz necessário, uma vez que se alcança índices extremamente favoráveis dentro da área da saúde pública e a conseqüente melhoria da qualidade de vida da população.

De acordo com a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB, 2008), pouco mais da metade dos municípios brasileiros tem serviço de esgotamento sanitário por rede coletora. Os índices médios nacionais de atendimento da população são de 55,2% para coleta de esgotos. Vale ressaltar que a estatística apresentada refere-se apenas à existência do serviço no município, sem considerar a extensão da rede, o número de domicílios atendidos, a qualidade do atendimento ou se o esgoto recebe algum tipo de tratamento posterior. Neste mesmo ano, foi observado que 79,9% dos municípios com coleta de esgoto estavam ampliando ou melhorando seu serviço.

Para se alcançar condições sanitárias adequadas e eficientes, não basta que o esgoto seja somente coletado. É necessário também um tratamento posterior, permitindo assim que o esgoto seja lançado nos corpos hídricos sem poluí-los. Em relação aos indicadores médios nacionais de tratamento do esgoto sanitário, apenas 28,5% dos municípios brasileiros realizam algum tipo de tratamento do esgoto. Apesar disto, o volume de esgoto tratado em 2008 representa 68,8% do esgoto coletado. Considerando um índice de cobertura da população por rede coletora próximo de 55%, apreende-se que, do total de esgoto sanitário produzido no Brasil, cerca de 15,5% é tratado (PNSB, 2008).

Diante deste déficit sanitário, constata-se a necessidade de sistemas simplificados de coleta e tratamento de esgoto. Dentre estes sistemas destacam-se os de baixo custo de implantação e operação, simplicidade operacional, índices mínimos de mecanização e sustentabilidade do sistema como um todo. Neste sentido, consideram-se as seguintes alternativas (CHERNICHARO, 2007):

- Sistemas individuais de tratamento e disposição de excretas e esgotos, a exemplo de:
  - Fossa seca, nas suas diversas modalidades.
  - Tanque séptico + infiltração no solo
  - Tanque séptico + filtro anaeróbio
- Sistema condominial de coleta de esgotos
- Sistemas coletivos de tratamento de esgotos, a exemplo de:
  - Lagoa de estabilização
  - Aplicação no solo
  - Tanque séptico + filtro anaeróbio
  - Reator anaeróbio de manta de lodo
  - Filtro biológico percolador

No Brasil, entende-se que, atualmente, os sistemas coletivos de tratamento de esgotos possuem maior aplicabilidade do que os sistemas individuais. De um modo geral, os principais requisitos que devem ser observados na escolha do tipo de tratamento de efluentes de origem doméstica e industrial são (adaptado de VON SPERLING, 1995 e LETTINGA, 1995 *apud* CHERNICHARO, 2007):

- Baixo custo de implantação;
- Elevada sustentabilidade do sistema, relacionada a pouca dependência de fornecimento de energia, de peças e equipamentos de reposição;
- Simplicidade operacional de manutenção e de controle (pouca dependência de operadores e engenheiros altamente especializados);
- Baixos custos operacionais;
- Adequada eficiência na remoção das diversas categorias de poluentes (matéria orgânica biodegradável, sólidos suspensos, nutrientes e patógenos);
- Pouco ou nenhum problema com a disposição do lodo gerado na estação;



- Baixos requisitos de área;
- Existência de flexibilidade em relação às expansões futuras e ao aumento de eficiência;
- Possibilidade de aplicação em pequena escala (sistemas descentralizados), com pouca dependência da existência de grandes interceptores;
- Fluxograma simplificado de tratamento (poucas unidades integrando a estação);
- Elevada vida útil;
- Ausência de problemas que causem transtorno à população vizinha;
- Possibilidade de recuperação de subprodutos úteis, visando sua aplicação na irrigação e na fertilização de culturas agrícolas;
- Existência de experiência prática.

A fim de atender os aspectos supracitados, desenvolveram-se metodologias para o tratamento do esgoto sanitário. O esgoto sanitário é caracterizado por uma gama de constituintes que podem ser divididos em quatro grupos: sólidos, matéria orgânica, nutrientes e microrganismos patogênicos. Estes grupos são definidos por (VON SPERLING, 2005):

- Sólidos: o esgoto sanitário tem como característica a presença de sólidos dissolvidos e em suspensão. Estes sólidos se diferenciam tanto pelo tamanho quanto pelas características químicas.
- Matéria orgânica: causadora do principal problema de poluição das águas – o consumo de oxigênio dissolvido pelos microrganismos nos seus processos metabólicos de utilização e estabilização da matéria orgânica – a matéria orgânica tem como seus principais componentes os compostos de proteína, carboidratos, gorduras e óleos, além de ureia, surfactantes, e outros em menor quantidade. A demanda química de oxigênio (DQO) e a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) são importantes parâmetros que retratam o teor de matéria orgânica presente nos esgotos.
- Nutrientes: o nitrogênio é o nutriente requerido em maiores concentrações para o crescimento de microrganismos responsáveis pelo tratamento de

esgoto. O fósforo também se destaca pelo fato de ser um nutriente essencial para o crescimento dos microrganismos responsáveis pela estabilização da matéria orgânica. Outros nutrientes como enxofre, ferro, cobalto, níquel e molibdênio são necessários em pequenas quantidades.

- **Microrganismos patogênicos:** devido a sua predominância nestes ambientes, os microrganismos assumem papel importante tanto por sua atuação nos processos de depuração dos despejos quanto por sua associação com as doenças ligadas às águas residuárias. Destacam-se como microrganismos patogênicos uma grande quantidade de bactérias, vírus, e helmintos.

Além destes grupos, podemos destacar também os metais, micropoluentes orgânicos que são, em grande parte, tóxicos. Dentre estes metais, destacam-se arsênio, cádmio, cromo, chumbo, mercúrio e prata. Os compostos inorgânicos como cianetos e o flúor também recebem destaque devido à importância na saúde pública. Estes compostos, em determinadas concentrações, são tóxicos para os microrganismos responsáveis pelo tratamento biológico dos esgotos (VON SPERLING, 2005). Os efeitos destes grupos quando lançados em excesso no meio ambiente, ou mais especificamente nos corpos hídricos, provocam consequências drásticas, acarretando na maioria das vezes uma onerosa recuperação.

## **2.2 Legislação Ambiental**

Segundo Van Haandel e Lettinga (1994), o objetivo principal do tratamento de esgoto é corrigir suas características indesejáveis de tal maneira que seu uso ou sua disposição final possa ocorrer de acordo com as regras e critérios definidos pelas autoridades regulamentadoras, reduzindo assim o impacto ambiental que este é capaz de gerar. A Política Nacional de Recursos Hídricos, instituída pela Lei Federal nº 9.433 de 8 de janeiro de 1997 tem como objetivo assegurar à atual e às futuras gerações a necessária disponibilidade de água, em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos, bem como a utilização racional e integrada dos recursos hídricos, enquanto a Lei 11.445, de 5 de janeiro de 2007, conhecida como Lei do Saneamento Básico prevê três princípios que reforçam a necessidade por sistemas de esgotamento sanitário simplificados. São eles:

- Universalização do acesso;
- Eficiência e sustentabilidade econômica;
- Utilização de tecnologias apropriadas, considerando a capacidade de pagamento dos usuários e à adoção de soluções graduais e progressivas.

A resolução CONAMA 430, instituída em 13/05/2011, dispõe ainda sobre as condições, parâmetros, padrões e diretrizes para gestão do lançamento de efluentes em corpos de água receptores. O Art. 21 desta resolução determina que para o lançamento direto de efluentes oriundos de sistemas de tratamento de esgotos sanitários o critério estabelecido é de até 100 mg/L de óleos e graxas (O&G).

No âmbito estadual, a Diretriz 215 R-4 da FEEMA estabelece as exigências de controle de poluição das águas que resultem na redução de carga orgânica biodegradável de origem sanitária. Esta redução de carga orgânica é representada pela demanda bioquímica de oxigênio (DBO). As concentrações máximas de matéria orgânica exigidas, em DBO e sólidos suspensos totais (SST), para o lançamento de efluentes sanitários de indústrias, estabelecimentos comerciais, canteiros de obras e ETE de concessionárias de serviços de esgotos estão previstos pela FEEMA de acordo com a Tabela 2.1.

Tabela 2.1 – Concentrações máximas de DBO e SST para o lançamento de efluentes sanitários de indústrias, estabelecimentos comerciais, canteiros de obras e ETE de concessionárias de serviços de esgotos.

Carga Orgânica Bruta (C) <sup>(1)</sup> (Kg DBO/dia)	Concentrações Máximas em DBO e SST <sup>(2)</sup> (mg/L)
$C \leq 5$	180
$5 < C \leq 25$	100
$25 < C \leq 80$	60
$C > 80$	40

(1) Carga orgânica bruta por dia.

(2) Concentrações máximas permitidas de DBO e SST no efluente tratado.

### **2.3 A presença da gordura nos sistemas de tratamento**

O maior rigor nos padrões de descarte de águas residuárias, especialmente em efluentes contendo gorduras, tem incentivado a pesquisa visando à redução do impacto ambiental. De acordo com Valente (2009), os lipídios causam problemas nos sistemas de tratamento por desenvolverem lodos com baixa atividade, inadequadas características físicas e elevada tendência de flotação. A gordura também causa a produção de espuma, a colmatação do leito de lodo e o arraste da biomassa, ocasionando a perda de eficiência e, em casos mais extremos, o colapso do reator. Além disso, a adsorção de gorduras à superfície do lodo dificulta o transporte de substratos solúveis para a biomassa, levando à queda da taxa de conversão desses substratos.

Segundo Mendes et al. (2005), o problema destes Óleos & Graxas (O&G) nos sistemas de tratamento de efluentes pode ser evidenciado pela formação de lodos com diferentes características físicas e reduzida atividade hidrolítica, devido à flotação da biomassa, aumento do tempo de retenção hidráulica desses efluentes nas lagoas de estabilização, redução da capacidade de aeradores e elevada demanda de produtos floclantes. Além disso, a presença de O&G nos sistemas de tratamento anaeróbio causa obstrução das tubulações, afetando a vida útil dos equipamentos.

Dentre os métodos de tratamento de efluentes, os métodos biológicos recebem destaque devido à boa redução da matéria orgânica, flexibilidade operacional, resistência a choques de carga e baixo custo quando comparados aos métodos físico-químicos. Além da redução da matéria orgânica, os sistemas biológicos são responsáveis pela degradação de compostos químicos recalcitrantes e fornecimento de um efluente que não afete os corpos hídricos receptores. Estes processos biológicos dividem-se em (1) aeróbios, quando o material é oxidado a  $\text{CO}_2$ , água e sais minerais (processos que envolvem filtros biológicos, lagoas de estabilização aeróbia, entre outros) ou (2) anaeróbios, quando, na ausência de oxigênio, o material é convertido ao biogás, no qual há predomínio de metano e dióxido de carbono (MENDES et al., 2005).

O tratamento aeróbio demanda um alto consumo de energia para manter a aeração do processo e acaba por produzir uma grande quantidade de lodo. Segundo Mendes *et al.* (2005), na competição destes processos, os anaeróbios ganham mais destaque principalmente por serem potenciais geradores de energia, devido à produção de metano, e por produzirem uma quantidade muito inferior de biomassa (10 a 20% quando comparado ao processo aeróbio).

#### **2.4 Sistemas anaeróbios de tratamento de efluentes**

De acordo com Jordão e Pessôa (1995), existem basicamente três formas distintas para retenção do lodo nas unidades de tratamento anaeróbio:

- Sistemas em que o lodo se encontra aderido a um material suporte inerte, como no Filtro Anaeróbio;
- Sistemas em que o lodo se acha suspenso, agregado na forma de floco ou grânulo, destacando-se o Reator de Manta de Lodo (UASB – Upflow Anaerobic Sludge Blanket);
- Sistemas em que o lodo se encontra aderido à superfície de material particulado móvel, formando um biofilme junto a partículas finas fluidizadas, destacando-se o Reator Anaeróbio de Leito Fluidizado.

Conhecido por sua operação extremamente simples e econômica, o reator UASB tem se destacado tanto no Brasil como em outros países. Este reator caracteriza-se por possuir uma entrada de esgoto pelo fundo, em fluxo ascendente, e por dispor de sistema de separação de fases na parte superior, com o lodo suspenso e formando flocos e grânulos.

### 2.4.1 Fundamentos da digestão anaeróbia

A digestão anaeróbia é considerada um sistema onde diversos grupos de microrganismos trabalham, em ambientes livres de oxigênio, na conversão da matéria orgânica em gás carbônico, água, metano, gás sulfídrico e amônia, além de novas células bacterianas.

O processo de digestão anaeróbia é desenvolvido por uma sequência de etapas. Estas etapas, ilustradas na Figura 2.1, recebem o nome de hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese, e serão detalhadas a seguir (CHERNICHARO, 2007).

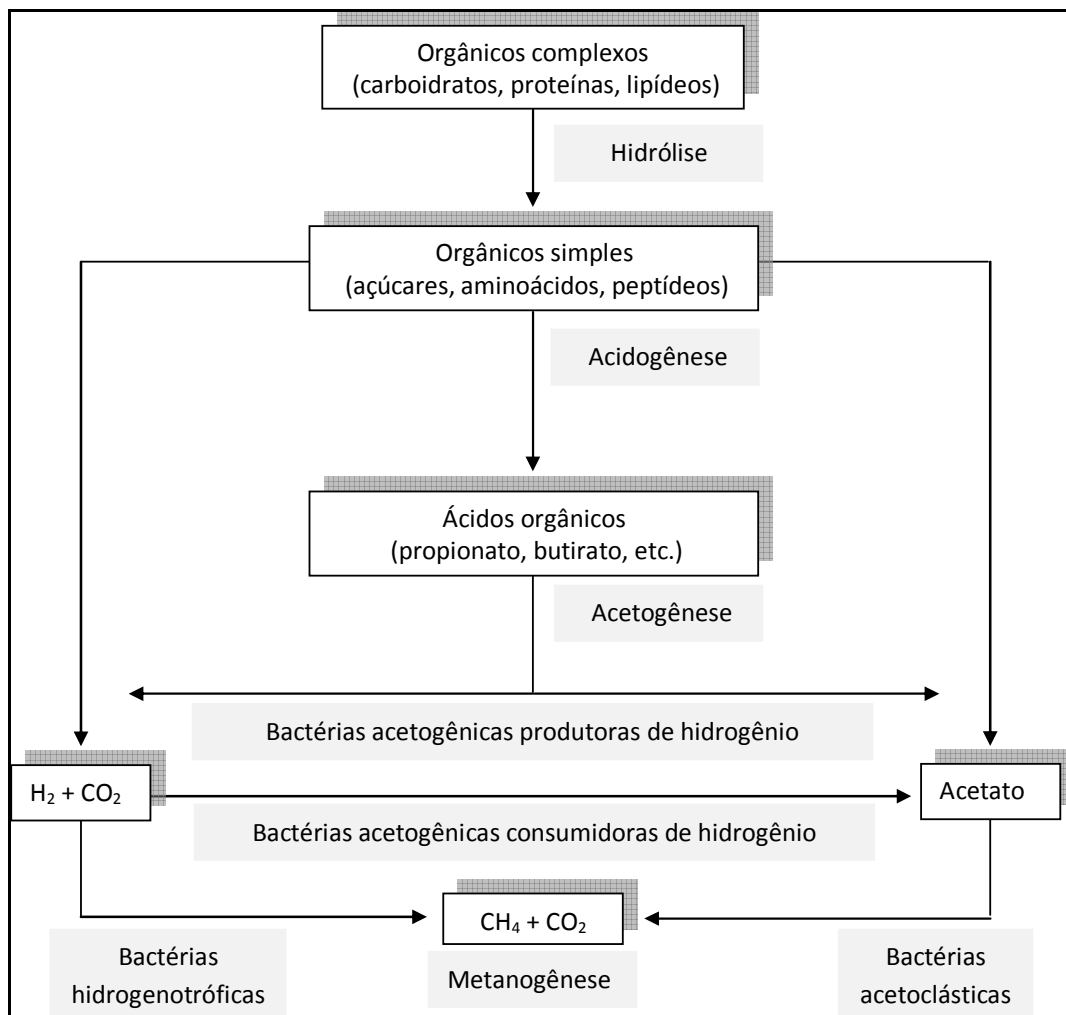


Figura 2.1: Rotas metabólicas envolvidas na digestão anaeróbia (adaptado de CHERNICHARO, 2007).

A primeira fase no processo de digestão anaeróbia consiste na hidrólise de materiais particulados complexos em materiais dissolvidos mais simples, os quais podem atravessar a parede celular das bactérias. Esta fase é de suma importância uma vez que os microrganismos não são capazes de identificar e converter a matéria orgânica particulada. Esta conversão de matéria particulada em materiais dissolvidos é realizada através de exoenzimas excretadas pelas bactérias fermentativas hidrolíticas. Esta etapa da digestão ocorre de forma lenta, e diversos fatores podem afetar o grau e a taxa na qual o substrato é hidrolisado, entre eles: tempo operacional do reator, tempo de residência do substrato no reator, composição do substrato, tamanho das partículas, pH do meio, concentração de  $N-NH_4^+$ , concentração de produtos da hidrólise.

Na acidogênese, etapa sequencial de degradação do substrato, as bactérias fermentativas são as primeiras a atuar, se beneficiando energeticamente. Os produtos da fase de hidrólise são metabolizados pelas bactérias acidogênicas, sendo convertidos em compostos mais simples, que são então excretados pelas células. Os produtos metabólicos gerados pela acidogênese (ácidos orgânicos – propionato e butirato, entre outros) são importantes substratos para as bactérias acetogênicas.

Na etapa de acetogênese, os ácidos orgânicos são oxidados a substratos apropriados (acetato, gás carbônico e hidrogênio) para os microrganismos metanogênicos, pelas bactérias acetogênicas. Estas bactérias estarão presentes somente se houver atividade dos microrganismos consumidores de hidrogênio. Uma vez que a formação de acetato resulta em uma produção expressiva de hidrogênio, ocasionando um decréscimo no pH, e que a produção de acetato é termodinamicamente desfavorecida pela presença de concentrações de hidrogênio dissolvido e de acetato, as reações acetogênicas só poderão ocorrer caso seja mantida uma baixa concentração de produtos (hidrogênio e acetato), o que é conseguido pela ação de microrganismos consumidores destes produtos. Os organismos acetogênicos têm grande importância no processo de digestão anaeróbia, já que cerca de 60 a 70% dos elétrons do substrato original são destinados para a produção de acetato.

A metanogênese, etapa final do processo de digestão anaeróbia, é realizada por microrganismos metanogênicos, responsáveis pela conversão de compostos orgânicos em metano e dióxido de carbono. As arqueias metanogênicas são divididas

em dois grupos, os quais formam metano a partir de substratos distintos. As arqueias metanogênicas acetoclásticas produzem metano a partir de ácido acético ou metanol. As arqueias metanogênicas hidrogenotróficas produzem metano a partir de hidrogênio e gás carbônico. A metanogênese pode ser considerada uma forma de respiração anaeróbia onde o gás carbônico é o aceptor de elétrons.

Vale destacar que a presença de compostos de enxofre no esgoto sanitário permite a existência de uma etapa adicional na digestão anaeróbia, a sulfetogênese, onde estes compostos são reduzidos a sulfetos pela ação de bactérias anaeróbias estritas denominadas sulforedutoras (bactérias redutoras de sulfato). Estas bactérias podem oxidar seus substratos, de forma incompleta, a acetato, ou oxidá-los completamente a gás carbônico. A capacidade de utilização de acetato e hidrogênio torna estas bactérias competidoras com as arqueias metanogênicas. Neste caso, a concentração de sulfato no meio é que vai definir qual o processo predominante na utilização de acetato e hidrogênio.

A presença de sulfato no meio faz com que determinados compostos produzidos nas etapas intermediárias da digestão sejam utilizados pelas bactérias sulforedutoras, provocando alteração na rota metabólica no digestor anaeróbio (com subsequente produção de gás sulfídrico e gás carbônico). Do ponto de vista da eficiência de remoção de DQO, a sulfetogênese se destaca sobre a metanogênese, porém o gás sulfídrico produzido por essa etapa pode resultar em problemas de corrosão, emissão de maus odores e toxicidade do meio. Além disso, não ocorreria produção de metano e conseqüente não geração de energia (CHERNICHARO, 2007).

Tanto as características físicas do ambiente quanto as características químicas influenciam o crescimento microbiano. A digestão anaeróbia é susceptível a um controle rigoroso das condições ambientais, uma vez que o processo requer uma interação das bactérias fermentativas e arqueias metanogênicas. Dessa forma, o sucesso do processo depende de um balanço do sistema. Os principais requisitos ambientais da digestão anaeróbia são: temperatura, pH do meio, nutrientes e compostos tóxicos.

Segundo Lettinga *et al.* (1996), os processos anaeróbios podem operar nas faixas criofílica (15 a 20°C), mesofílica (30 a 45°C) ou termofílica (50 a 65°C). Já o pH ótimo a ser utilizado em um tratamento anaeróbio depende do tipo de microrganismo



e do substrato envolvido no processo. Os microrganismos metanogênicos apresentam crescimento ótimo na faixa de pH de 6,0 a 8,0. Em se tratando de nutrientes, as bactérias envolvidas no processo anaeróbio requerem, além de fontes de carbono, nitrogênio e fósforo, micronutrientes como enxofre, potássio, ferro e cobalto, entre outros. Quanto aos principais compostos tóxicos à anaerobiose, podem-se citar os metais alcalinos e alcalino-terrosos, entre outros. O oxigênio, amônia, hidrocarbonetos clorados, ácidos graxos de cadeia longa e cianetos também são descritos como inibidores das arqueias metanogênicas (LEAL, 2004 *apud* VALLADÃO et al., 2007).

## 2.5 Estação de tratamento de esgoto – CESA/UFRJ

O Centro Experimental de Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio de Janeiro (CESA/UFRJ) é uma central de processos e tecnologias de tratamento de esgotos que tem como missão atender aos objetivos acadêmicos de ensino e pesquisa da UFRJ. O aparato experimental do CESA é composto por Grade de Barras e Desarenador (tratamento preliminar), Reator UASB, Filtro Biológico Percolador (FBP) e Decantador Secundário. Além disso, o CESA possui um dispositivo para recirculação do efluente do Filtro Biológico Percolador. A Figura 2.2 ilustra o fluxograma da unidade de tratamento em que esgoto afluente e espuma forma coletados e utilizados nos experimentos de hidrólise e biodegradabilidade anaeróbia (DRHIMA, 2012).

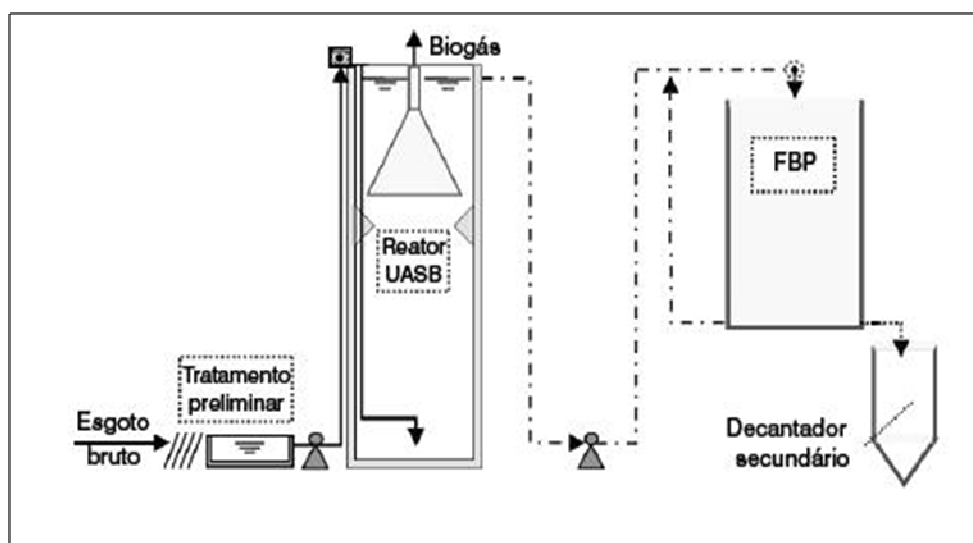


Figura 2.2: Fluxograma da unidade de tratamento do CESA/UFRJ. Fonte: adaptado de ALMEIDA et al., 2011.

O tratamento preliminar do esgoto sanitário do CESA tem como objetivo melhorar a condição do esgoto antes da sua inserção no reator UASB. A remoção dos sólidos grosseiros presentes no esgoto sanitário é realizada através de Grade de Barras do tipo fina, sendo a remoção do material grosseiro retido, feita manualmente (Figura 2.3). O fato de o esgoto sanitário possuir certa quantidade de areia faz com que seja útil a presença de um desarenador a jusante das grades de barra, visando evitar que a ação abrasiva da areia comprometa os demais dispositivos da estação de tratamento. O desarenador do CESA também é de limpeza manual (Figura 2.3).



Figura 2.3: Tratamento preliminar do esgoto sanitário no CESA/UFRJ. Fonte: DRHIMA, 2012.

Após passar pelo desarenador, o esgoto é direcionado à alimentação do Reator UASB. O Reator UASB é uma tecnologia de tratamento biológico de esgotos baseada na decomposição anaeróbia da matéria orgânica. Consiste em uma coluna de escoamento ascendente, composta de uma zona de digestão, uma zona de sedimentação, e um dispositivo separador de fases gás –sólido –líquido. O reator UASB do CESA (Figura 2.4) consiste de um tanque cilíndrico vertical, em plástico reforçado com fibra de vidro, com 2,50 m de diâmetro e altura de 5,0 m (DRHIMA, 2012).



Figura 2.4: Reator UASB do CESA/UFRJ. Fonte: DHRIMA, 2012.

O efluente do reator UASB é então encaminhado ao filtro biológico percolador, uma unidade de tratamento secundário onde a matéria orgânica é estabilizada biologicamente pela ação de organismos aeróbios que apresentam capacidade de aderência a um meio suporte inerte (pedras e plástico). A unidade de filtração biológica aeróbia do CESA/UFRJ é estruturada em fibra de vidro e recheada com diferentes meios de suporte em material plástico. Após percolar o meio suporte, parte do esgoto é enviada ao decantador secundário, enquanto outra parte é enviada a uma tubulação que permite a recirculação do esgoto efluente de volta para a alimentação do Filtro Biológico Percolador, sem passar pelo decantador secundário (modalidade de recirculação do tipo Accelo).

### **2.5.1 O Reator UASB**

A partida do sistema de operação do UASB (Figura 2.5) ocorre com a alimentação do esgoto em fluxo ascendente no reator previamente inoculado com lodo anaeróbio. A taxa de alimentação do reator é aumentada progressivamente, desenvolvendo assim um leito de lodo concentrado ao fundo do reator. Acima deste leito, desenvolve-se uma zona de crescimento bacteriano, denominada manta de lodo.

O esgoto encontra-se então com a manta de lodo, onde ocorre a mistura, a biodegradação e a digestão anaeróbia do conteúdo orgânico (CHERNICHARO, 2007).

Os subprodutos gerados são gases metano, carbônico e sulfídrico. O movimento ascendente natural das bolhas destes gases acarreta um carreamento de lodo, e o separador trifásico instalado na parte superior do reator permite a retenção e o retorno do lodo. Acima deste separador configura-se uma câmara de sedimentação, responsável por remover o lodo mais pesado da massa líquida e retorná-lo ao compartimento de digestão, enquanto as partículas mais leves são perdidas do sistema junto ao efluente final (CHERNICHARO, 2007).



Figura 2.5: Desenho esquemático de um reator UASB. Fonte: O2 Engenharia, 2011.

Embora os reatores UASB tenham ampla aplicação no tratamento de esgotos, existem alguns problemas associados ao processo, tais como (CHERNICHARO, 2007):

- Obstrução dos dispositivos de entrada e saída do reator devido ao entupimento das tubulações de alimentação e do dispositivo de coleta do efluente. Este problema é minimizado com o tratamento preliminar, que impede a passagem de sólidos de dimensões prejudiciais ao tratamento;
- Geração de odores provenientes de uma mistura complexa de moléculas nitrogenadas, com enxofre ( $H_2S$ ), fenóis e alcoóis. Os compostos com enxofre são os principais responsáveis pelos maus odores;

- Ocorrência de corrosão associada ao gás sulfídrico (H<sub>2</sub>S) gerado no processo de tratamento;
- Formação e acumulação de espuma formada por materiais flutuantes contendo gordura, óleos, ceras, cabelo, vegetais, e pontas de cigarro. As características desta espuma vão depender das características do efluente, em termos de presença de sólidos suspensos e quantidade de óleos e graxas;
- Geração de espuma devido à presença de surfactantes no esgoto doméstico. O surfactante tende a se congrega entre o meio aquoso e outras fases do sistema, ocasionando a formação de espuma, emulsificação e suspensão das partículas.

### **2.5.2 Formação de espuma em reatores UASB**

Segundo Pereira (2007), a espuma é uma camada composta por materiais flutuantes, menos densos que a água, insolúveis e/ou de mais difícil degradação, presentes no afluente, que pode se formar na superfície de diversas unidades de tratamento. Estas unidades têm como característica comum a baixa velocidade de fluxo, o que indica que não só os constituintes do afluente são suficientes para a formação da espuma, mas também as condições de operação.

A formação de espuma pode também estar associada à concentração de lipídios, às variações de temperatura, à flotação do lodo, à idade do lodo e à mistura insuficiente. A análise visual da espuma mostra que se trata de um material tipicamente oleoso, com odor fétido característico. A Figura 2.6 ilustra as regiões de formação de espuma em reatores UASB.

A formação de espuma pode ocorrer na superfície dos decantadores e no interior do separador trifásico. A formação de espuma no decantador só será possível caso este seja equipado com retentores de espuma, ou caso a coleta do efluente final seja realizada por tubulação perfurada ou calha afogada. Paralelamente, a formação de espuma no interior do separador trifásico pode impedir a liberação do biogás, fazendo com que o mesmo caminhe para a zona de decantação, levando consigo partículas de lodo e prejudicando assim a qualidade do efluente (PEREIRA e CHERNICHARO, 2007).



Figura 2.6: Formação de espuma na superfície do decantador e no interior do separador trifásico de um reator UASB. Fonte: PEREIRA, 2007.

Para a espuma acumulada no interior dos separadores trifásicos, o projeto do reator UASB deve prever pontos de inspeção e também algum dispositivo para a sua remoção, como canaletas afixadas na parte superior e longitudinal dos separadores de forma a possibilitar o escoamento da espuma para fora do reator. Caso a espuma não apresente características fluidas, é recomendável que o projeto incorpore outros dispositivos como escotilhas de inspeção, perfeitamente herméticas, na parte superior da câmara de gás dos separadores trifásicos. Já para a espuma acumulada nos decantadores, por ocorrer em taxas usualmente baixas, a liberação pode ser feita juntamente com o efluente do reator (CHERNICHARO, 2007).

## 2.6 Utilização de enzimas no tratamento de efluentes

O aumento crescente da preocupação ambiental com a disposição inadequada dos resíduos sólidos e o despejo de águas residuárias sem tratamento adequado ou sem nenhum tipo de tratamento tem motivado a realização de inúmeras pesquisas, visando a melhoria das condições de vida da sociedade.

A utilização de enzimas no tratamento de efluentes industriais teve início em 1930 (AITKEN, 1993), e seu desenvolvimento tem despertado grande interesse de pesquisa como alternativa para o tratamento convencional de efluentes. As razões do sucesso das enzimas podem ser resumidas pelo fato destas serem catalisadores eficientes e por auxiliarem no processo de degradação microbiana, catalisando reações

de hidrólise. As enzimas são capazes de controlar os processos metabólicos através de sua capacidade catalítica, além de atuar sob condições amenas de pH e temperatura, reduzindo os custos operacionais.

As vantagens do tratamento enzimático de efluentes, frente aos tratamentos convencionais são (KARAM E NICELL, 1997):

- Aplicação em processos com baixa ou alta concentração de poluentes;
- Operação em amplas faixas de pH, temperatura e salinidade;
- Não há efeitos de choque por carga de efluentes;
- Não há necessidade de aclimação de biomassa;
- O volume de lodo formado é menor, uma vez que não há geração de biomassa;
- Simplicidade e facilidade no controle do processo;
- Facilidade no manuseio e estoque;
- Especificidade.

Segundo VALLADÃO *et al.* (2007), dentre os processos de tratamento de resíduos, as enzimas têm aplicação na remoção de compostos específicos de misturas complexas antes do tratamento biológico, no polimento de águas residuárias tratadas, no tratamento “in-plant” das águas residuárias que possuem alta concentração de poluentes e baixos volumes em seu ponto de geração, entre outros.

Vale ressaltar o fato de alguns tratamentos enzimáticos serem prejudiciais aos produtos gerados. Para tanto, deve-se observar determinados critérios no uso de enzimas, como: a diminuição da toxicidade dos produtos gerados, a maior biodegradabilidade destes produtos, a catálise seletiva, a atuação e estabilidade da enzima nas determinadas condições de tratamento, e o custo de obtenção destas enzimas (VALLADÃO *et al.*, 2007).

O fato de alguns efluentes conterem elevado teor de sólidos em suspensão, especialmente gorduras, dificulta o tratamento anaeróbio. As lipases, grupo de enzimas hidrolíticas que atuam na hidrólise de óleos e graxas, têm recebido destaque no tratamento deste tipo de efluente e são encontradas na natureza, podendo ser obtidas a partir de fontes animais, vegetais e a partir de microrganismos.

A aplicação das lipases no pré-tratamento de efluentes com alto teor de gorduras permite que os sólidos em suspensão sejam hidrolisados, melhorando assim a digestão anaeróbia. Desta forma, o pré-tratamento enzimático pode ser uma forma promissora para redução da carga lipolítica do esgoto doméstico, necessitando-se para isto a definição das condições operacionais ideais para aplicação desta tecnologia.

Dentro deste contexto, o presente trabalho avaliou uma proposta de tratamento enzimático da espuma coletada em um reator anaeróbio tratando esgoto doméstico. Avaliou-se também o comportamento do lodo anaeróbio de reatores UASB no tratamento da espuma bruta diluída em esgoto (sem a etapa de pré-hidrólise enzimática) e da espuma hidrolisada diluída em esgoto.



### 3 MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1 MATERIAL

##### 3.1.1 Reagentes e Produtos Químicos

Os reagentes utilizados neste trabalho, bem como seus fabricantes, se encontram listados na Tabela 3.1 a seguir.

Tabela 3.1 - Reagentes e solventes usados no trabalho experimental e suas respectivas origens.

Reagentes	Fabricantes
Ácido Clorídrico	Vetec
Ácido Sulfúrico	Quimex
Azida sódica	Vetec
Biftalato de potássio	Reagen
Dicromato de potássio	Merck
Etanol	Vetec
Hexano	Vetec
Hidróxido de Sódio	Vetec
Sílica Diatomácea	Vetec
Sulfato de mercúrio	Vetec
Sulfato de prata	Vetec

##### 3.1.2 Equipamentos

Os principais equipamentos utilizados neste trabalho estão listados na Tabela 3.2 a seguir.

Tabela 3.2 – Equipamentos usados no estudo e seus respectivos fabricantes e modelos.

Equipamento	Fabricante	Modelo
Bloco Digestor para DQO	Hach	-
Balança analítica	Gehaka	AG 200
Placas de agitação	Corning	PC 420
Banho ultratermostático	Quimis	-
Espectrofotômetro	Hach	DR 2000
Centrífuga	Fanem	204-SR
Estufa	Ética	-
Extrator Soxhlet	Quimis	-

<b>Equipamento</b>	<b>Fabricante</b>	<b>Modelo</b>
pHmetro	Quimis	-
Mufla	Fornos Lavoisier	400C
Evaporador rotatório	Fisatom	-
Bomba de vácuo	Primar	141
Jar Test	Nova Ética	-
Analizador de umidade por infravermelho	Gehaka	IV 200

Além destes materiais, foram usados papel de filtração média (análise de O&G), membrana de éster de celulose de tamanho de poro de 0,45 µm para filtração das amostras e determinação de DQO solúvel, frascos tipo penicilina de 100 mL e vidrarias diversas.

## **3.2 MÉTODOS**

### **3.2.1 Produção do Preparado Enzimático Vegetal (PEV)**

O preparado enzimático utilizado já se encontrava produzido no laboratório. A seguir, é apresentado o método de obtenção deste preparado.

Para a extração do pó bruto acetônico utilizado como fonte de lipase, 100 g de sementes de pinhão manso germinadas foram trituradas em turmix com 150 mL de acetona a 4°C. Ao extrato obtido foram adicionados mais 150 mL de acetona a 4°C, com posterior filtração em funil de Büchner, onde o pó acetônico foi recuperado e em seguida lavado com 150 mL de acetona a 4°C. A ele foram adicionados mais 150 mL de acetona a 4°C e o mesmo foi mantido overnight sob agitação, seguindo-se de nova lavagem com 150 mL de acetona a 4°C. O pó desengordurado (biocatalisador) foi mantido em recipiente aberto em capela por 24 horas para a evaporação da acetona residual e depois armazenada em geladeira até sua utilização (CAVALCANTI et al., 2007; SOUSA et al., 2007).

O biocatalisador, doravante denominado PEV, foi caracterizado em termos de atividade lipásica, sendo obtido o valor de 100 U/g, usando óleo de oliva como substrato para a dosagem de atividade lipásica. Com base neste valor, foram calculados os percentuais (m/v) empregados nos experimentos de hidrólise.

### 3.2.2. Caracterização e Origem da Escuma, do Esgoto e do Lodo

A espuma usada nos experimentos foi coletada no ponto 1 da Figura 3.1 do reator UASB do Centro Experimental de Saneamento Ambiental (CESA/UFRJ), localizado no campus da UFRJ. Ao longo do trabalho experimental, foram realizadas duas coletas em potes de vidro de 1L, que foram armazenados em geladeira até o uso. A espuma foi caracterizada em termos de umidade e teor de óleos e graxas. Todas as metodologias estão descritas na seção de Métodos Analíticos.

O esgoto tratado foi coletado no ponto 2 da Figura 3.1. do reator UASB do CESA/UFRJ. Este esgoto foi caracterizado em termos de pH e demanda química de oxigênio (DQO). Foi realizada uma coleta em galão de 10L e armazenado em geladeira até o uso como diluente da espuma nos ensaios de hidrólise.

O lodo usado no estudo foi coletado no mesmo reator UASB em que foi coletado o esgoto tratado e a espuma já citados, porém no ponto 3 da Figura 3.1. Outro lodo usado nos testes de biodegradabilidade foi gentilmente cedido por indústria de abate de aves localizada no Rio de Janeiro. Este lodo foi coletado após a etapa de flotação, no qual são removidas as gorduras, no reator UASB. A caracterização dos lodos se baseou em análises de sólidos suspensos totais, fixos e voláteis.

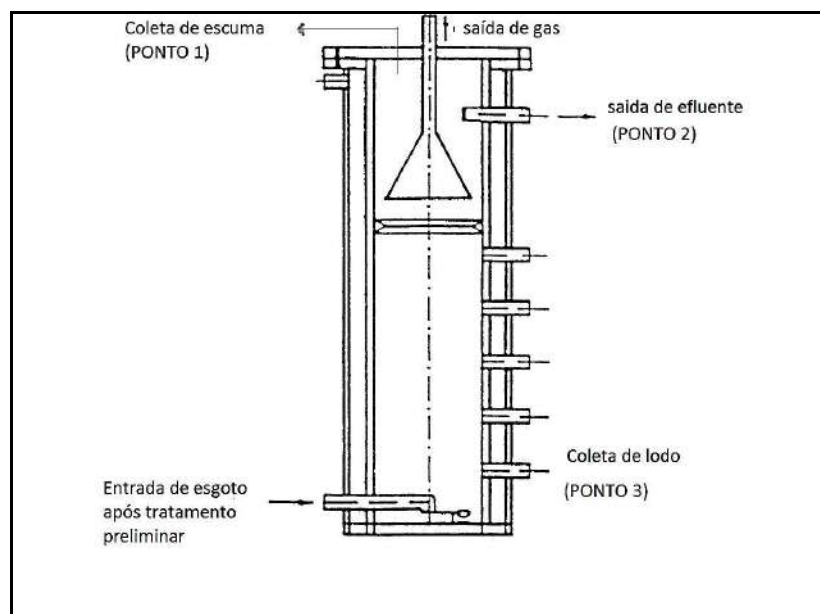


Figura 3.1 – Demonstração dos pontos de coleta do Reator UASB.

### 3.2.3. Hidrólise Enzimática

#### 3.2.3.1. Condução dos testes de hidrólise

Os testes de hidrólise foram realizados em becheres plásticos de 500 mL contendo 200 mL de espuma diluída em esgoto tratado. A utilização do esgoto tratado para diluição da espuma se deu para simular o mesmo meio em que esta se encontra em suspensão na superfície do reator UASB.

A adição do preparado enzimático foi feita com homogeneização seguida de ajuste de pH para 8,0, deixando a mistura reacional em condições ótimas de atuação da enzima. Em seguida, as misturas foram submetidas à agitação contínua (60 rpm) por meio de Jar Test durante períodos de 2 horas, 4 horas e 6 horas, em sala climatizada a 30°C (Figura 3.2).

Foi adicionada azida sódica (1% m/v) aos testes de hidrólise enzimática, para que esta funcionasse como um desacoplador de cadeia respiratória, inibindo o crescimento de microrganismos aeróbios (LEAL, 2000).



Figura 3.2: Foto do ensaio de hidrólise realizado em sala climatizada.

O acompanhamento dos ensaios de hidrólise enzimática foi feito através da determinação de DQO solúvel e pH antes e depois do período de hidrólise.

### **3.2.3.2. Variáveis estudadas**

O PEV foi adicionado à mistura a ser hidrolisada com diferentes teores de gordura, em diferentes concentrações (m/v):

- 0,2% PEV
- 0,5% PEV
- 1,0% PEV

Além das diferentes concentrações de PEV, também foram testadas diferentes concentrações de gordura da mistura, variando-se assim a massa de espuma a ser diluída em esgoto tratado, obtida por cálculos baseados nas análises de O&G e teor de umidade da espuma utilizada. As concentrações utilizadas foram:

- 375mg O&G/L
- 750mg O&G /L
- 1500mg O&G /L

Os tempos reacionais de hidrólise também foram variados e foram os seguintes: 2 horas, 4 horas e 6 horas.

Foram realizados 9 experimentos com 27 pontos, onde foram usados três diferentes tempos de reação, três diferentes concentrações de gordura na mistura reacional e três diferentes concentrações (m/v) do preparado enzimático, conforme apresentado na Tabela 3.3.

Tabela 3.3 – Esquema dos experimentos conduzidos e variáveis estudadas.

Condição	Tempo de hidrólise (h)	Concentração de enzima (m/v)	Teor de O&G (mg/L)
1	2	0,2	1500
2	2	0,2	750
3	2	0,2	375
4	2	0,5	1500
5	2	0,5	750
6	2	0,5	375
7	2	1	1500
8	2	1	750
9	2	1	375
10	4	0,2	1500
11	4	0,2	750
12	4	0,2	375
13	4	0,5	1500
14	4	0,5	750
15	4	0,5	375
16	4	1	1500
17	4	1	750
18	4	1	375
19	6	0,2	1500
20	6	0,2	750
21	6	0,2	375
22	6	0,5	1500
23	6	0,5	750
24	6	0,5	375
25	6	1	1500
26	6	1	750
27	6	1	375

### 3.2.4. Ensaios de biodegradabilidade anaeróbia

#### 3.2.4.1. Condução dos ensaios de biodegradabilidade

Os ensaios de biodegradabilidade foram conduzidos em frascos tipo penicilina de 100 mL com 90 mL de volume útil. Quantidades calculadas do lodo anaeróbio coletado no reator UASB do CESA/UFRJ e do lodo da indústria de abate de aves foram adicionadas à mistura de espuma bruta (Controle) ou hidrolisada com enzimas em

diferentes concentrações, nomeada hidrolisado UASB X% PEV e hidrolisado IND X% PEV. O teste de biodegradabilidade foi realizado em uma proporção SSV: DQO Solúvel inicial de 1:1, sendo conduzido até estabilização do volume de biogás armazenado em seringas plásticas conectadas aos frascos (Figura 3.3).



Figura 3.3 – Foto dos ensaios de biodegradabilidade em andamento.

As variáveis monitoradas para se avaliar a biodegradabilidade foram: produção e composição de biogás e a eficiência de remoção de DQO. Amostras para determinação da DQO, determinada DQO inicial, foram retiradas após a homogeneização do lodo anaeróbio com a mistura hidrolisada com enzimas e também no ensaio Controle. A DQO final foi feita com amostras dos frascos após a estabilização da formação de biogás nas seringas e conseqüente finalização do ensaio de biodegradabilidade.

A fim de melhorar a atividade do lodo do UASB do CESA, 5 mL de uma solução de macro e micronutrientes foram adicionados com o auxílio de uma seringa em cada frasco penicilina. A solução foi preparada em 100 ml, contendo 0,1 ml da solução 2 e o restante da solução 1. Os nutrientes das soluções 1 e 2 são definidos na Tabela 3.4 (CHERNICHARO, 2007).

Tabela 3.4 – Solução tampão e de nutrientes recomendados para os ensaios de biodegradabilidade.

Solução	Nutriente	Concentração (mg/L)	Finalidade
1	NaHCO <sub>3</sub>	1000	Fonte de alcalinidade
	KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	650	Macronutriente e fonte de alcalinidade
	K <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub>	150	Macronutriente e fonte de alcalinidade
	NH <sub>4</sub> Cl	500	Macronutriente
	MgCl <sub>2</sub>	100	Macronutriente
	CaCl <sub>2</sub> .2H <sub>2</sub> O	100	Macronutriente
	Na <sub>2</sub> S.7H <sub>2</sub> O	50	Agente redutor
	Extrato levedura	50	Fonte de vitaminas
2	FeCl <sub>3</sub> .6H <sub>2</sub> O	2,0	Micronutrientes
	ZnCl <sub>2</sub>	0,05	
	CuCl <sub>2</sub> .2H <sub>2</sub> O	0,03	
	MnCl <sub>2</sub> .4H <sub>2</sub> O	0,5	
	(NH <sub>4</sub> ) <sub>6</sub> Mo <sub>7</sub> O <sub>24</sub> .4H <sub>2</sub> O	0,05	
	AlCl <sub>3</sub> .6H <sub>2</sub> O	0,05	
	CoCl <sub>2</sub> .6H <sub>2</sub> O	2,0	
	NiCl <sub>2</sub> .6H <sub>2</sub> O	0,05	
	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	0,01	

#### 3.2.4.2. Medição e análise da composição do biogás

Seringas plásticas de 60 mL foram conectadas aos frascos e permitiram quantificar a produção de biogás pelo deslocamento do êmbolo das mesmas. A composição do biogás gerado foi analisada por cromatografia gasosa, pela injeção direta no cromatógrafo marca Varian, modelo CP-4000, empregando-se metodologia desenvolvida no laboratório (LEAL *et al.*, 2002).



### 3.2.4.3. Taxa máxima de produção de metano

A taxa máxima de produção de metano expressa como massa de DQO convertida em metano por unidades de volume e tempo (g DQOCH<sub>4</sub>/L.d) foi estimada pelas equações a seguir (CHERNICHARO, 1997), empregando-se o volume de biogás e o percentual de metano determinados ao final da batelada.

$$DQO_{CH_4} = V_{CH_4} \cdot K \cdot (T) \quad (\text{Eq. 3.1})$$

Sendo:

$V_{CH_4}$  = volume de metano produzido (L)

$K$  = fator de correção para a temperatura operacional do ensaio (g DQO/L)

$DQO_{CH_4}$  = massa de DQO removida e convertida em metano (g DQO)

$$K(T) = \frac{P \cdot K}{R \cdot (273 + T)} \quad (\text{Eq. 3.2})$$

Sendo:

$P$  = pressão atmosférica (1 atm)

$K$  = DQO correspondente a um mol de CH<sub>4</sub> (64 g DQO/mol)

$R$  = constante dos gases (0,08206 atm.L/mol.K)

$T$  = temperatura operacional do reator (°C)

A taxa era obtida dividindo-se o valor obtido na equação 3.1 pelo volume útil dos frascos (90 mL) e pelo tempo de digestão.

### 3.2.4.4. Eficiência de remoção de DQO

A eficiência de remoção de DQO foi calculada de acordo com a equação a seguir:

$$\%DQO_{rem} = \frac{(DQO_{inicial} - DQO_{final})}{DQO_{inicial}} \cdot 100 \quad (\text{Eq. 3.3})$$

Sendo:

$\% DQO_{remov}$  = porcentagem de DQO removida

$DQO_{inicial}$  = DQO inicial do efluente a ser tratado

$DQO_{final}$  = DQO do efluente após o tratamento

### **3.2.5. Métodos analíticos**

#### **3.2.5.1. Acompanhamento do pH**

O pH das amostras foi medido por leitura direta em pHmetro marca Quimis, modelo 9488RS.

#### **3.2.5.2. Determinação da DQO**

As análises de DQO foram feitas pelo método colorimétrico de refluxo fechado (Hach), com  $K_2Cr_2O_7$  em meio ácido, contendo  $Ag_2SO_4$  como catalisador e  $HgSO_4$  para eliminar a interferência de cloretos presentes na amostra. Após diluições adequadas para faixas contempladas pelo método, as amostras foram preparadas e submetidas à digestão a 150°C por 2 horas. Após completo resfriamento dos tubos, a leitura foi feita em espectrofotômetro Hach DR 2000. As análises foram feitas em triplicata e o branco reacional foi preparado pela adição de água em substituição à amostra. Para a análise de DQO solúvel, as amostras foram submetidas previamente à filtração em membrana Millipore de éster de celulose com tamanho de poro de 0,45  $\mu m$ . Uma curva padrão foi preparada previamente empregando-se biftalato de potássio como substância padrão, de maneira que os valores encontrados após as diluições se enquadrassem nesta curva (APHA, 2005).

#### **3.2.5.3. Determinação de Sólidos Suspensos Totais, Fixos e Voláteis**

A determinação dos sólidos totais, fixos e voláteis foi feita em cápsulas de porcelana previamente taradas em mufla a 550°C por 30 minutos (P1). Um volume de amostra de 20 mL de lodo anaeróbico foi centrifugado e em seguida adicionado à capsula de porcelana e aquecido em estufa de 100°C até peso constante (P2). A cápsula foi levada novamente à mufla a 550°C por 30 minutos (P3). As concentrações de sólidos suspensos totais (SST), fixos (SST) e voláteis (SSV) foram calculadas pelas equações a seguir:

$$SST = \frac{(P_2 - P_1) \cdot 10^6}{V_{am}} \quad (\text{Eq. 3.4})$$

$$SSF = \frac{(P_2 - P_1) \cdot 10^6}{V_{am}} \quad (\text{Eq. 3.5})$$

$$SSV = \frac{(P_2 - P_1) \cdot 10^6}{V_{am}} \quad (\text{Eq. 3.6})$$

#### 3.2.5.4. Determinação do teor de óleos e graxas (O&G)

A determinação do teor de O&G dos esgotos antes do tratamento biológico e da caracterização da espuma foi feita por extração em Soxhlet, utilizando hexano como solvente, segundo procedimento padrão (APHA, 2005). Um determinado volume de amostra era acidificado com HCl concentrado ( 50% ) e filtrado em disco de papel de filtro Whatman, coberto com uma camada de diatomita, obtida pela filtração de uma suspensão aquosa (5% m/v) de terra diatomácea. As amostras preparadas foram colocadas dentro de um cartucho de extração previamente descontaminado pela extração com hexano por 2 horas. Os cartuchos com as amostras foram colocados na estufa a 105°C por 30 minutos para secar.

A análise foi feita com balões limpos contendo pérolas de vidro, previamente secos em estufa a 105°C e resfriamento em dessecador, obtendo-se o peso 1 (P1). Em cada balão foram adicionados 200 ml de hexano e estes foram conectados aos extratores Soxhlet contendo os cartuchos com as amostras a serem analisadas. A extração foi realizada durante 4 horas a uma velocidade de 20 ciclos por hora. Após esse período, o hexano contido nos balões foi evaporado em evaporador rotatório e os balões contendo os resíduos oleosos foram levados a estufa a 70°C até peso constante e, após resfriamento, pesados obtendo-se o peso 2 (P2).

O teor de O&G das amostras foi determinado pela equação a seguir:

$$O\&G = \frac{(P_2 - P_1) \cdot 10^6}{V_a} \quad (\text{Eq. 3.7})$$

Onde:

O&G= concentração de óleos e graxas (mg/L)

P2= peso balão + resíduo (g)

P1= peso balão vazio + pérolas de vidro (g)

V= volume de amostra (mL)

A limpeza dos cartuchos foi feita com adição de 170 mL de hexano ao balão e estes foram conectados aos extratores Soxhlet com os cartuchos a serem limpos. A limpeza foi feita por um período de 2 horas e os cartuchos foram levados à estufa até secos e prontos para uso novamente.

## 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1. Caracterização e origem da espuma

O efluente analisado foi produzido a partir da diluição da espuma do reator UASB do CESA/UFRJ com o esgoto tratado por este. As misturas foram preparadas a partir de cálculos baseados na caracterização da espuma, e no teor de O&G desejado. As Tabelas 4.1 e 4.2 apresentam os resultados das caracterizações da espuma e do esgoto tratado, utilizados para preparação de misturas com diferentes teores de gordura a serem tratadas.

Tabela 4.1 – Caracterização da espuma do reator UASB.

Parâmetro	Valor médio
O&G (mg/g de massa seca)	52,77
Teor de sólidos da espuma (% de sólidos)	30,73

Tabela 4.2 – Caracterização do esgoto tratado pelo reator UASB.

Parâmetro	Valor médio
pH	7,23
DQO total (mg/L)	119
DQO solúvel (mg/L)	52

Como dito anteriormente, os efluentes analisados no presente trabalho foram obtidos por diluições da espuma presente no reator UASB com o esgoto tratado por este. Cálculos foram feitos para obtenção das três diferentes misturas com teores distintos de O&G. A Tabela 4.3 a seguir apresenta os resultados da caracterização dos efluentes, baseada em DQO total, DQO solúvel e O&G.

Tabela 4.3 – Caracterização dos efluentes.

<b>Teor de O&amp;G desejado (mg/L)</b>	<b>1500</b>	<b>750</b>	<b>375</b>
DQO total (mg/L)	12360	14987	5810
DQO solúvel (mg/L)	317	173	102
pH	4,00	4,38	4,25
O&G medido (mg/L)	1877	827	355

#### 4.2. Caracterização do lodo anaeróbico

O lodo coletado no reator UASB do CESA/UFRJ e no reator UASB em operação em indústria de abate de aves foram caracterizados em termos de sólidos suspensos totais, voláteis e fixos. Os resultados podem ser observados nas Tabelas 4.4 e 4.5.

Tabela 4.4 – Caracterização do lodo do reator UASB do CESA/UFRJ.

<b>Parâmetro</b>	<b>Valor médio</b>	<b>%</b>
SSF (mg/L)	38771	47,2
SSV (mg/L)	43329	52,8
SST (mg/L)	82100	-

Tabela 4.5 - Caracterização do lodo coletado em reator UASB em operação em indústria de abate de aves.

<b>Parâmetro</b>	<b>Valor médio</b>	<b>%</b>
SSF (mg/L)	6087	22,9
SSV (mg/L)	20540	77,1
SST (mg/L)	26627	-

Os SSF são a fração de sólidos fixos totais (SFT) centrifugados, após calcinação a 550°C e são responsáveis por medir aproximadamente a quantidade de material inorgânico presente no lodo. Os SSV correspondem à fração de sólidos suspensos

totais (SST) que se perde após calcinação em mufla a 550°C. A concentração de SSV é relacionada à quantidade de biomassa presente. A avaliação do lodo biológico acumulado nos reatores está baseada na concentração de sólidos suspensos voláteis (SSV), considerando-se que valores crescentes de SSV correspondem a concentrações mais elevadas de microrganismos ativos (KOTZE et al., 1969).

O uso do parâmetro SSV para estimar a biomassa ativa em reatores anaeróbios sofre sérias limitações, pois não diferencia a massa de microrganismos responsáveis pelos estágios iniciais da biodegradação (hidrólise, acidificação) da massa de microrganismos responsáveis pelos estágios finais, principalmente a acetogênese e metanogênese.

Segundo Santos (2008), os sólidos suspensos no lodo biológico geralmente estão distribuídos na seguinte proporção:

- 10-30% de sólidos fixos;
- 70-90% de sólidos voláteis.

A relação entre SSF e SSV deve ser mantida nesta faixa a fim de garantir um parâmetro de controle no sistema biológico. No caso da parcela fixa ficar muito alta, caracteriza um lodo mineralizado e/ou presença de sais inorgânicos. Neste caso, o lodo deve ser descartado com maior frequência do sistema para renovação do material ativo.

### **4.3. Hidrólise enzimática**

#### **4.3.1. Testes de hidrólise do efluente**

Três diferentes efluentes contendo em torno de 375mg/L, 750mg/L e 1500mg/L de O&G foram utilizados no estudo. Estes efluentes foram hidrolisados com preparado enzimático vegetal (PEV) nas concentrações de 0,2; 0,5 e 1,0% (m/v) e por períodos de 2, 4 e 6 horas. A validação da capacidade hidrolítica do PEV foi feita pela medição de pH e DQO solúvel antes e depois do período de hidrólise. As Figuras 4.1, 4.2 e 4.3 mostram os resultados do acompanhamento do pH expressos na Tabela 4.6.

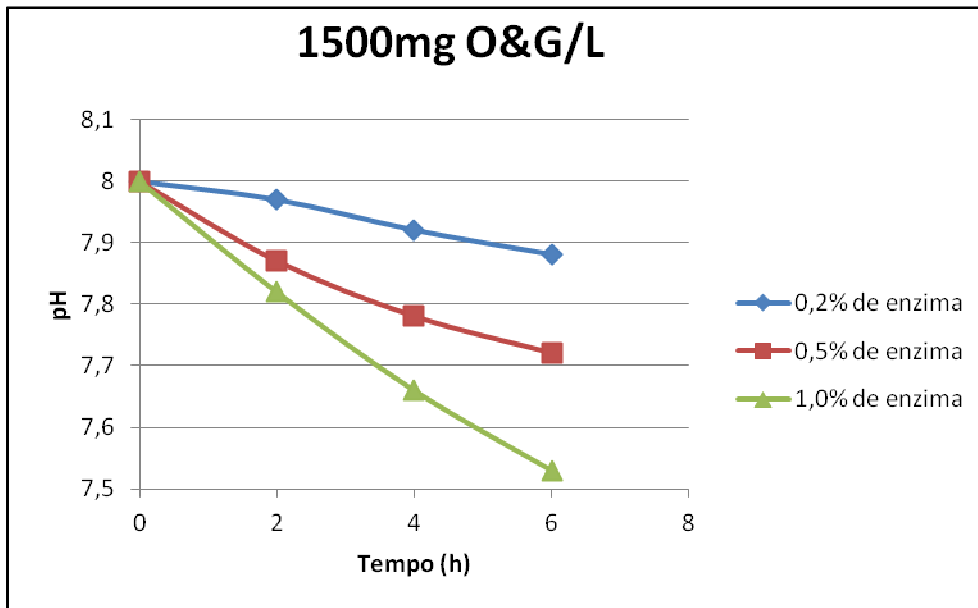


Figura 4.1 – Acompanhamento do pH do efluente com teor de O&G em torno de 1500mg/L.

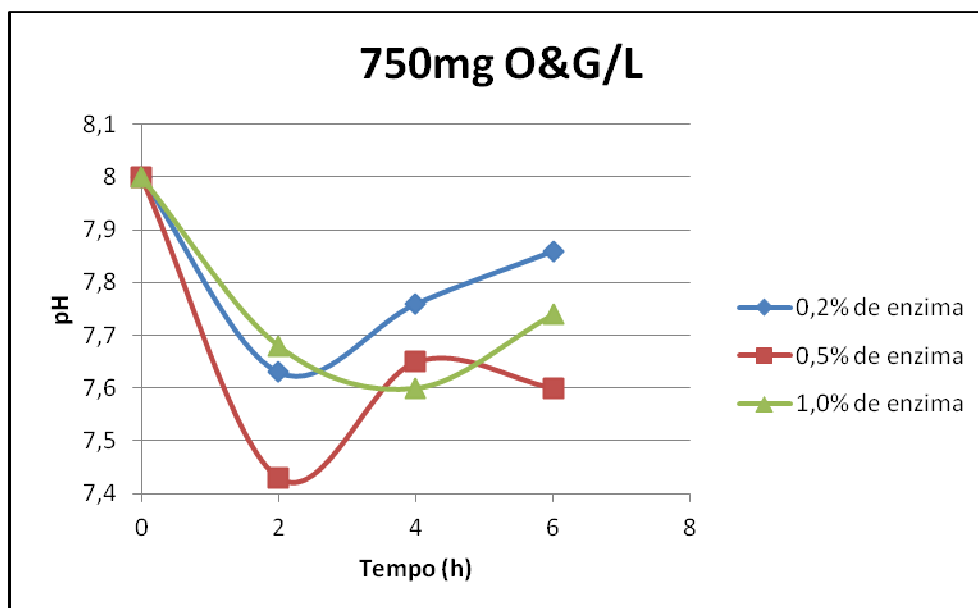


Figura 4.2 – Acompanhamento do pH do efluente com teor de O&G em torno de 750mg/L.



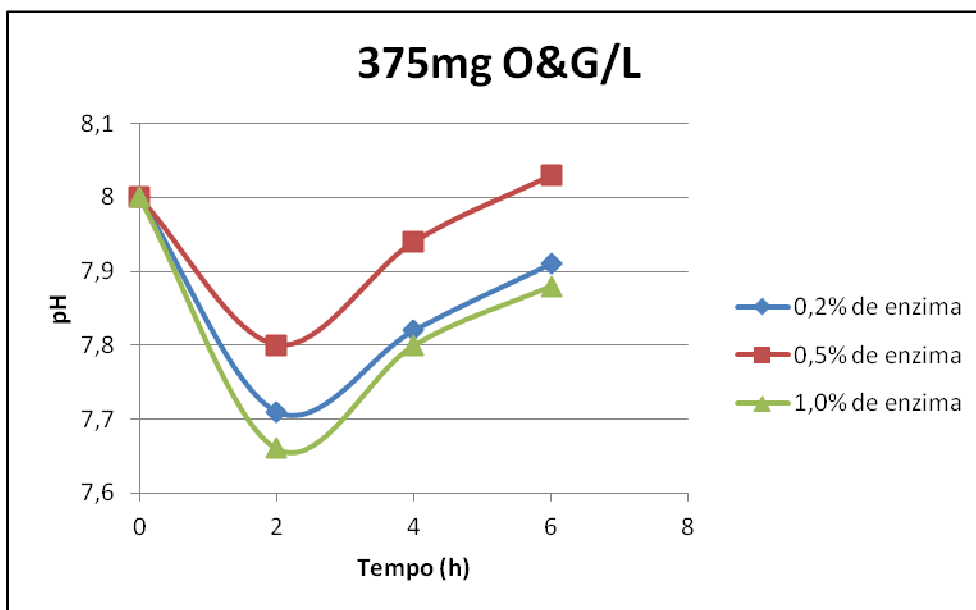


Figura 4.3 – Acompanhamento do pH do efluente com teor de O&G em torno de 375mg/L.

Tabela 4.6 – Resultados do acompanhamento de pH nos testes de hidrólise enzimática.

Concentração de PEV (m/v)	Concentração de O&G (mg/L)	pH			
		Início	2 horas	4 horas	6 horas
0,20%	1500	8	7,97	7,92	7,88
	750	8	7,63	7,76	7,86
	375	8	7,71	7,82	7,91
0,50%	1500	8	7,87	7,78	7,72
	750	8	7,43	7,65	7,6
	375	8	7,8	7,94	8,03
1,00%	1500	8	7,82	7,66	7,53
	750	8	7,68	7,6	7,74
	375	8	7,66	7,8	7,88

Pode-se observar pelos resultados obtidos que o esgoto com maior teor de gordura (1500 mg O&G/L), apresentou maior redução de pH, a qual aumentava com o tempo de hidrólise e a concentração de enzima. Estes resultados estão relacionados à ação da lipase sobre a gordura, que catalisa a hidrólise dos triglicerídeos, liberando

ácidos graxos livres e glicerol (JUNG, 2002). Sendo assim, a queda do pH geralmente é consequência desta produção de ácidos livres.

Quando se usou menores teores de gordura, o pH sofria uma queda nas primeiras 2 horas de hidrólise e, sem seguida, aumentava. Tal resultado pode ser atribuído a uma menor concentração de ácidos liberados, somada à liberação de substâncias alcalinas (como amônia da hidrólise de proteínas) que poderiam neutralizar o pH.

Segundo Valladão *et al.*, (2007), um controle de pH pode ser realizado pela adição de materiais alcalinos, como cal e bicarbonato de sódio. A interação entre estes materiais alcalinos e os ácidos voláteis durante a digestão fundamenta-se na capacidade da alcalinidade do sistema em neutralizar os ácidos formados e também em tamponar o pH na eventualidade de acúmulo de ácidos voláteis (CHERNICHARO, 1997). Sendo assim, outra possível explicação para a queda de pH nos experimentos ter sido mais sutil pode estar relacionada à adição de azida de sódio, permitindo que suas características alcalinas praticamente tamponassem o sistema.

Outra maneira adotada de analisar os resultados da hidrólise enzimática foi pelo acompanhamento de DQO solúvel antes e depois do período de hidrólise. Estes resultados são apresentados nas Figuras 4.4, 4.5 e 4.6, e na Tabela 4.7.

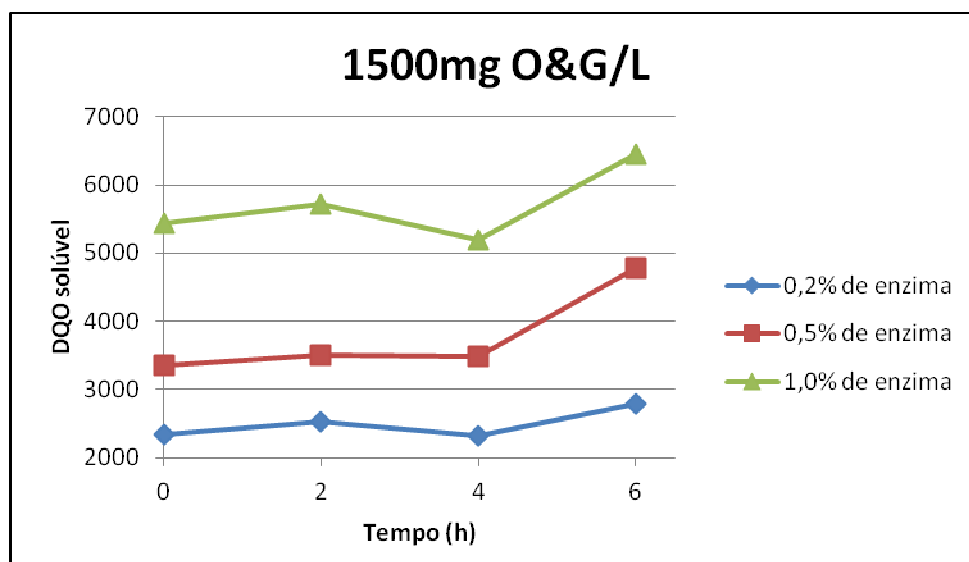


Figura 4.4 - Acompanhamento da DQO solúvel do efluente com teor de O&G em torno de 1500mg/L.

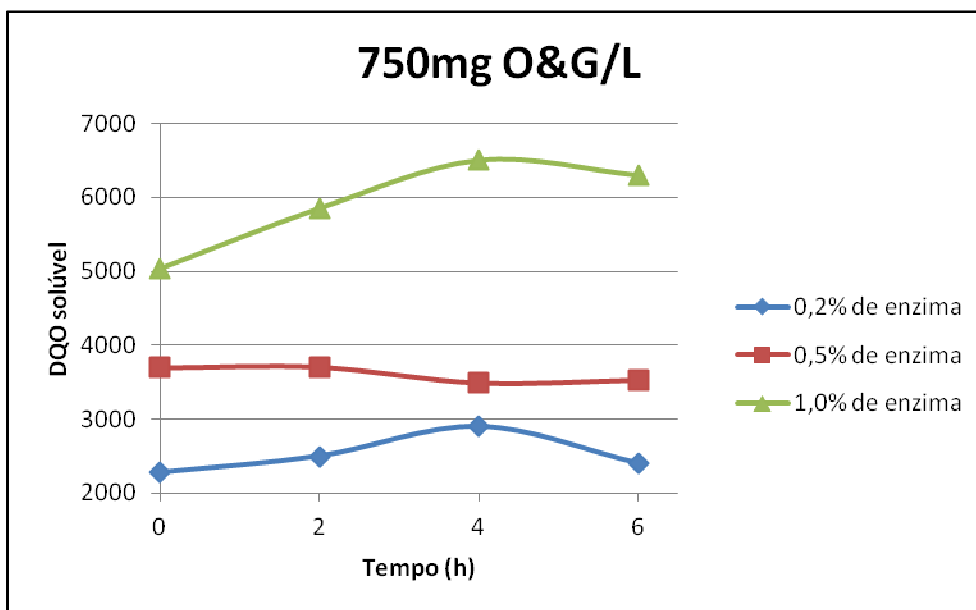


Figura 4.5 - Acompanhamento da DQO solúvel do efluente com teor de O&G em torno de 750mg/L.

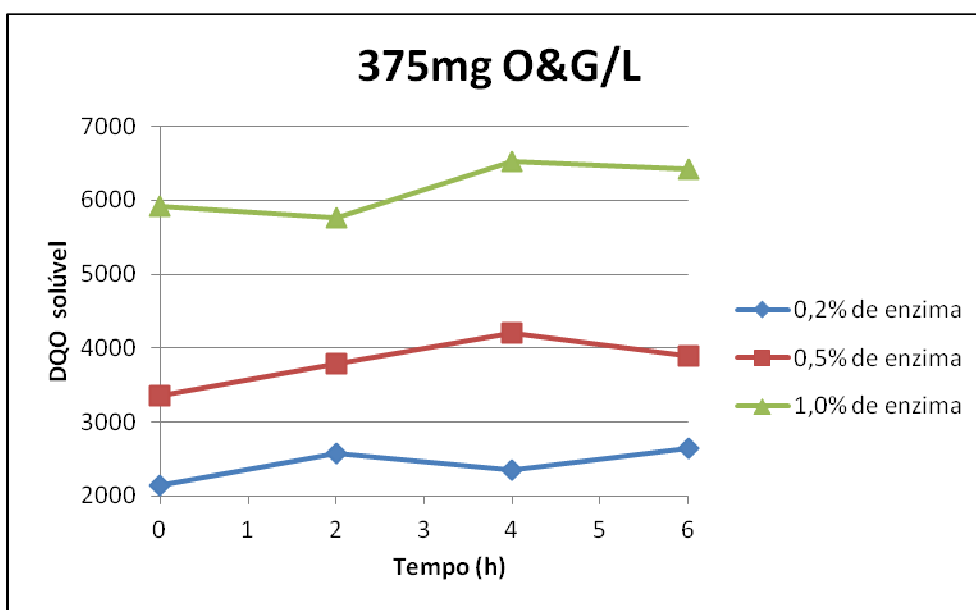


Figura 4.6 - Acompanhamento da DQO solúvel do efluente com teor de O&G em torno de 375mg/L.

Tabela 4.7 – Resultados do acompanhamento de DQO solúvel nos testes de hidrólise enzimática.

Concentração de PEV (m/v)	Concentração de O&G (mg/L)	DQO solúvel				
		Mistura sem enzima	Início	2 horas	4 horas	6 horas
0,20%	1500	317	2337	2527	2325	2780
	750	173	2270	2495	2900	2395
	375	102	2143	2570	2355	2645
0,50%	1500	317	3360	3510	3490	4790
	750	173	3697	3705	3490	3530
	375	102	3357	3788	4208	3885
1,00%	1500	317	5443	5713	5185	6458
	750	173	5033	5855	6510	6305
	375	102	5925	5770	6530	6425

Observando os resultados de DQO solúvel, percebe-se que ao se adicionar enzima ao meio a DQO solúvel é acrescida e proporcional à quantidade de enzima adicionada. O PEV contém alta concentração de matéria orgânica e mesmo aplicado em baixos percentuais influencia a demanda química de oxigênio. Nota-se um nítido aumento da DQO solúvel inicial, principalmente para os teores de 1% (m/v). Para 1500 mg O&G/L de gordura no efluente, o maior acréscimo de DQO solúvel (1430 mg/L) ocorreu com 0,5% de enzima em 6 horas de hidrólise.

No efluente com 750 mg O&G/L, o maior acréscimo de DQO solúvel foi com 1,0% de enzima em 4 horas de hidrólise (1477 mg/L). Estes resultados mostram que com uma quantidade de gordura menor no efluente, precisa-se de menos tempo para hidrolisar as gorduras em moléculas mais facilmente biodegradáveis pelo consórcio microbiano.

O efluente com 375mg O&G/L confirma os resultados apresentados pelo efluente com 750mg O&G/L, em que melhores resultados de solubilização da DQO (851 mg/L) foram obtidos com 4 horas de hidrólise, com exceção do experimento que usou 0,2% de PEV, que teve sua DQO solúvel praticamente constante. Essas

exceções podem ser explicadas pela homogeneização não completa do efluente como pela sensibilidade da análise de DQO solúvel.

A Tabela 4.8 apresenta as diferenças de DQO solúvel consolidadas.

Tabela 4.8 – Diferenças de DQO solúvel nos testes de hidrólise enzimática.

Concentração de PEV (m/v)	Concentração de O&G (mg/L)	Diferença de DQO		
		2 horas	4 horas	6 horas
0,20%	1500	190	-12	443
	750	225	630	125
	375	427	212	502
0,50%	1500	150	130	1430
	750	8	-207	-167
	375	431	851	528
1,00%	1500	270	-258	1014
	750	822	1477	1272
	375	-155	605	500

Como a composição da gordura adicionada ao efluente não é totalmente conhecida e não se sabe que produtos ou intermediários da hidrólise enzimática seriam metabolicamente mais interessantes para o consórcio microbiano, a resposta do tratamento anaeróbio do efluente submetido a diferentes condições de hidrólise (concentração inicial de O&G, % PEV e tempos) deveria ser avaliada.

No entanto, considerando os resultados apresentados, que uma boa solubilização da DQO foi obtida com 0,5% de PEV após 6 horas de hidrólise, e que hidrolisar uma maior concentração de O&G (1500 mg/L), e conseqüentemente de espuma, pode reduzir o volume necessário para o tanque de hidrólise, esta condição foi adotada para os experimentos de biodegradação anaeróbia.

#### 4.4. Tratamento anaeróbio

##### 4.4.1. Ensaio de biodegradabilidade

A adição de PEV ao efluente numa etapa preliminar à biodegradação anaeróbia teve como finalidade a hidrólise dos triglicerídeos constituintes da gordura a ácidos graxos e glicerol, moléculas mais simples e mais facilmente biodegradáveis pelo consórcio microbiano.

Os ensaios de biodegradabilidade foram então conduzidos na melhor condição de hidrólise obtida, com 0,5% de PEV, por 6 horas, e efluente com 1500 mg O&G/L. Os ensaios foram realizados tanto com lodo anaeróbio do reator UASB do CESA/UFRJ quanto com o lodo de reator UASB em operação em indústria de abate de aves.

Os resultados encontrados são apresentados na Tabela 4.9, assim como nas Figuras 4.7 e 4.8, que apresentam os valores iniciais e finais dos parâmetros avaliados, assim como a produção específica de CH<sub>4</sub> e o volume total de biogás produzido.

Tabela 4.9 – Condições iniciais e finais dos ensaios de biodegradabilidade.

LODO	Parâmetros	Mistura hidrolisada	Controle
UASB IND	DQO total inicial	13820	9813
	DQO total final	381	205
	DQO total removida	13439	9608
	Volume de biogás (ml)	48	6
	Porcentagem de CH <sub>4</sub> no biogás (%)	79,1	41,7
	Produção específica de CH <sub>4</sub> (mL/g DQO <sub>T removida</sub> )	31,4	2,9
UASB CESA	DQO total inicial	19587	17320
	DQO total final	3223	138
	DQO total removida	16364	17182
	Volume de biogás (ml)	9	5
	Porcentagem de CH <sub>4</sub> no biogás (%)	36,8	0
	Produção específica de CH <sub>4</sub> (mL/g DQO <sub>T removida</sub> )	2,04	0

Ao se analisar os resultados, observa-se que o teste controle do UASB do CESA não apresentou produção de metano enquanto o controle da indústria produziu uma pequena quantidade de metano. Já no teste com a mistura hidrolisada com 0,5% PEV, o lodo do UASB da indústria apresenta uma maior produção específica de metano. No entanto, os dois lodos apresentam maiores produções específicas de metano em comparação ao controle, caracterizando a eficiência da etapa de pré-hidrólise enzimática da espuma.

Acredita-se que o fato da relação SSF/SST do lodo UASB do CESA estar elevada (aproximadamente 50%) caracteriza um lodo mineralizado, e fez com que os ensaios de biodegradabilidade não obtivessem valores conforme os esperados.

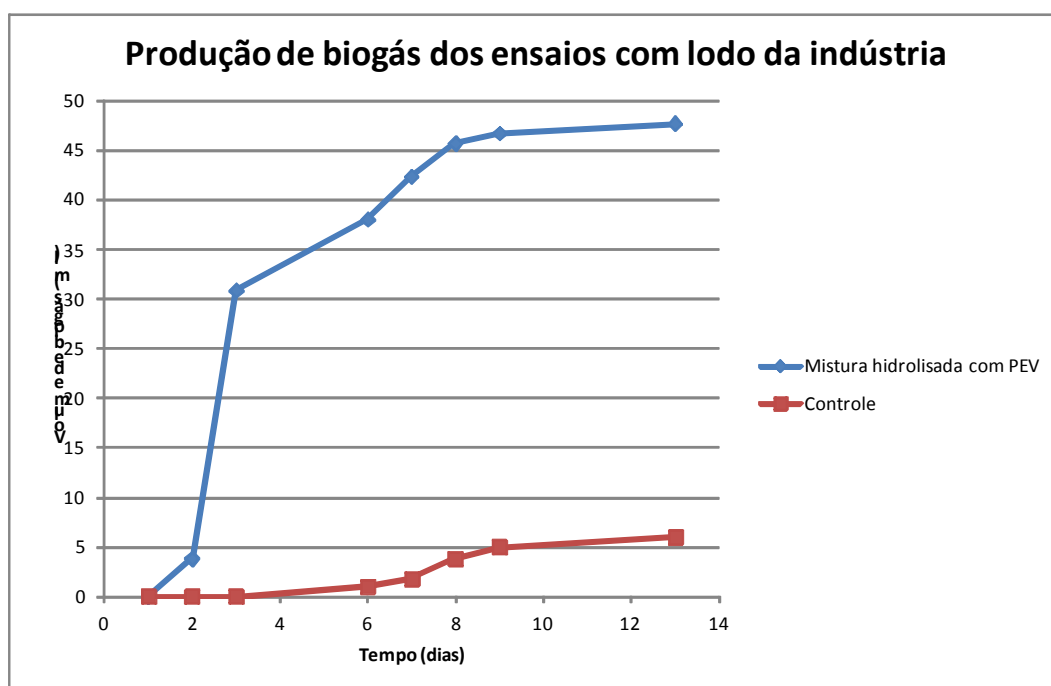


Figura 4.7 - Acompanhamento do volume de biogás produzido nos ensaios de biodegradabilidade com lodo do UASB da indústria.

Nos ensaios com lodo da indústria de abate de aves, a produção de biogás estabilizou em cerca de 15 dias, após uma fase de adaptação de 1 dia.

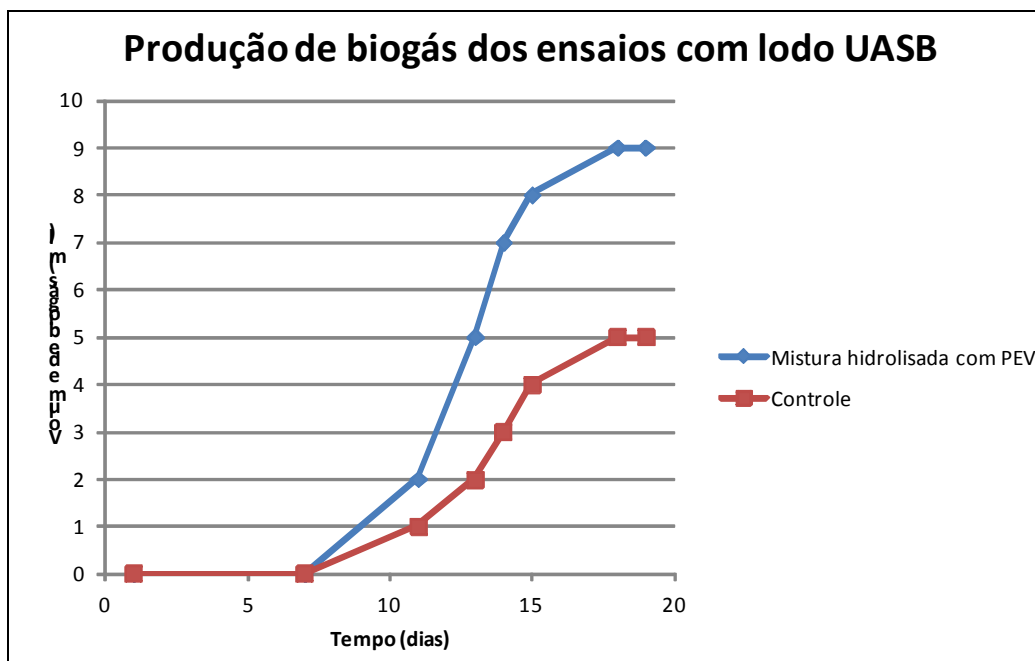


Figura 4.8 - Acompanhamento do volume de biogás produzido nos ensaios de biodegradabilidade com lodo UASB.

Nos ensaios com lodo UASB, a fase de adaptação foi de uma semana. Como a produção de biogás encontrava-se nula após 7 dias, foi adicionada uma solução contendo macro e micronutrientes visando melhorar a atividade microbiana.

Vale lembrar que a utilização de enzimas no tratamento de efluentes foi proposta nos anos 30, mas esta ainda é considerada um campo relativamente novo, principalmente quando as enzimas pertencem à classe das lipases. Esta classe de enzimas tem se mostrado promissora no tratamento de efluentes altamente gordurosos. Devido ao caráter inédito da utilização das lipases em tratamento de efluentes, pouca literatura está disponível, principalmente em relação ao tratamento de efluentes sanitários.

Este trabalho permitiu avaliar a importância da utilização destes preparados enzimáticos obtidos da forma mais barata possível, como é o caso do PEV produzido através das sementes de pinhão manso. Os dados obtidos neste estudo indicam uma nítida melhoria na eficiência do tratamento biológico anaeróbio de resíduos altamente gordurosos quando utilizadas quantidades bastante reduzidas do preparado enzimático.



## 5. CONCLUSÕES E SUGESTÕES

### 5.1. Conclusões

- A pré-hidrólise enzimática de efluente sanitário suplementado com diferentes teores de gordura (375, 750 e 1500 mg O&G/L) mediante diferentes concentrações de PEV (0,2; 0,5 e 1,0%) resultou numa produção crescente de ácidos ao longo do tempo, evidenciados pelo aumento da DQO solúvel. Com a utilização de 0,5% de PEV por 6 horas, no teor de 1500 mg O&G/L, obteve-se a melhor condição de hidrólise.
- Nos ensaios de biodegradabilidade anaeróbia, o efluente pré-tratado com 0,5% de PEV no teor de 1500 mg O&G/L foi adicionado a diferentes lodos anaeróbios (de indústria de abate de aves e de tratamento de esgoto). O lodo da indústria apresentou eficiência de remoção de DQO superior a 95%. Já o lodo de esgoto apresentou eficiência de remoção de DQO de 84%.
- O lodo do esgoto não obteve resultados de remoção de DQO conforme esperados, provavelmente devido à elevada quantidade de SSF presentes neste lodo, caracterizando lodo mineralizado. Além disso, a quantidade de SSV neste lodo encontrava-se abaixo da condição ideal de lodo anaeróbio, indicando uma menor quantidade de microrganismos ativos, prejudicando assim a eficiência de remoção de DQO e a produção de biogás, que só teve início após a adição de nutrientes.
- O efeito da pré-hidrólise enzimática foi evidenciado quando comparadas as cinéticas de degradação do efluente controle e do efluente pré-tratado com 0,5% de PEV. Após cerca de 15 dias, o efluente previamente hidrolisado tratado com lodo do UASB da indústria apresentou cerca de 50 ml de produção de biogás, enquanto que o efluente controle, no mesmo período, apresentou somente 6 ml de produção de biogás. O efluente previamente

hidrolisado tratado com lodo do UASB de esgoto apresentou 9 ml de produção de biogás, enquanto seu controle produziu 5 ml de biogás.

- A produção específica de metano também pode ser comparada em relação ao efluente controle e ao efluente previamente tratado com 0,5% de PEV. Para o lodo da indústria, a produção específica de metano foi de 31,4 mL CH<sub>4</sub>/g DQO<sub>T removida</sub>, enquanto seu efluente controle apresentou produção específica de 2,9 mL CH<sub>4</sub>/g DQO<sub>T removida</sub>. O lodo do esgoto apresentou produção específica de metano de 2,04 mL CH<sub>4</sub>/g DQO<sub>T removida</sub>, enquanto seu efluente controle não apresentou produção específica de metano.

## 5.2. Sugestões

Tendo em vista os resultados alcançados neste trabalho e a necessidade de se buscar novas alternativas tecnológicas sugere-se:

- Acompanhar a hidrólise enzimática utilizando técnicas cromatográficas para determinação qualitativa e quantitativa dos ácidos graxos e glicerol formados, assim como o teor de óleos e graxas inicial e final.
- Estudar a hidrólise enzimática de efluentes sanitários com menores concentrações de PEV e teores de óleos e graxas superiores a 1500 mg O&G/L.
- Realizar uma avaliação econômica do projeto, desde a etapa de extração da enzima, para aplicação em escala piloto, contribuindo assim para uma maior remoção de DQO e produção de biogás no tratamento dos efluentes sanitários.

## 6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AITKEN, M. D., 1993, “*Waste treatment applications of enzymes: opportunities and obstacles*”, *The chemical Engeneering Journal*, v.52, PP. B49-B58.
- Análises físico-químicas de águas e solos. Disponível em:  
<<http://pt.scribd.com/doc/80558398/34/solidos-em-suspensao>>, acesso em 03/04/12 às 22:45:30
- APHA, AWWA, WPCF, 2005, *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 19ª edition, New York.
- Atlas de saneamento -2011. Disponível em:  
<[http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/atlas\\_saneamento/default\\_saneamento.shtm](http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/atlas_saneamento/default_saneamento.shtm)>, acesso em 27/03 às 18:56:50.
- Azida sódica. Disponível em:  
<[http://sistemasinter.cetesb.sp.gov.br/produtos/ficha\\_completa1.asp?consulta=azida%20de%20s%20d3dio](http://sistemasinter.cetesb.sp.gov.br/produtos/ficha_completa1.asp?consulta=azida%20de%20s%20d3dio)>, acesso em 15/03 às 20:37:07
- CENSO, 2010. Disponível em:  
<[http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/noticia\\_visualiza.php?id\\_noticia=2057&id\\_pagina=1](http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/noticia_visualiza.php?id_noticia=2057&id_pagina=1)>, acesso em 27/03 às 20:15:30.
- Centro Experimental de Saneamento Ambiental – UFRJ. Disponível em:  
<<http://www.saneamento.poli.ufrj.br/site/pt-br/cesa-ufrj/>>, acesso em 20/03 20:40:27.
- CHERNICHARO, C. A. L., 2007, *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias*, Vol.5 , Reatores anaeróbios, DESA/UFMG.

- DAMASCENO, F. R. D. C., 2007, *Adição de preparado enzimático durante choques de gordura em lodos ativados tratando efluente de laticínio*, Tese de M.Sc pelo Programa de Processos Químicos e Bioquímicos/Escola de Química/UFRJ, Rio de Janeiro,RJ, Brasil.
- “Esgotamento sanitário: saneamento, saúde e qualidade nos recursos hídricos”. Disponível em :  
<<http://www.brasilengenharia.com.br/esgotamentosanitario548.htm>>, acesso em 13/03/2012 às 22:25:22
- FONSECA, M. F., 2009, *Remoção de nitrogênio amoniacal em filtro biológico percolador pós-tratamento efluente do reator UASB*, Tese de M.Sc do Programa de Engenharia Química, COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro,RJ,Brasil.
- JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A., *Tratamento de esgotos domésticos*, 3 ed. Rio de Janeiro. ABES, 1995.
- JUNG, F.B., 2002, *Avaliação de uma etapa de pré-hidrólise enzimática no tratamento de efluentes de laticínios com lodos ativados*. Tese de M.Sc., Departamento de Bioquímica/Instituto de Química – UFRJ,Rio de Janeiro,RJ,Brasil.
- KARAM, J., NICELL, J. A., 1997, “*Potential application of enzymes in waste treatment*”, J. Chem. Tech. Biotechnol., v. 69, PP. 141-153.
- LEAL, M.C.R.L., 2000, *Utilização de enzimas hidrolíticas no tratamento de resíduos da indústria de laticínios*, Tese de M.Sc do Programa de Engenharia Química, COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro,RJ,Brasil.

- LEAL, M.C.M.R., CAMMAROTA, M.C.,FREIRE,D.M.G., SANT'ANNA Jr.,G.L.,2002, *Hydrolitic enzymes as coadjuvantes in the anaerobic treatment of dairy wastewaters, Braz. J. of Chem. Eng.*, v.12(2), pp.175-180.
- LETTINGA, G., 1995 - *Introduction. In: International course on anaerobic treatment. Wageningen Agricultural University / IHE Delft. Wageningen.*
- LETTINGA, G. et al., 1996 - *Use of the upflow sludge blanket (USB) reactor concept for biological wastewater treatment, especially for anaerobic treatment. Biotechnology and bioengineering*, v.22.
- Lodos ativados. Disponível em:  
<<http://www.o2engenharia.com.br/o2eng/lodos-ativados>> , acesso as 19:11:00 dia 14/03/2012.
- MENDES, A.A., CASTRO, H.F., PEREIRA, E.B., JUNIOR, A.F., 2005 - *Aplicação de lipases no tratamento de águas residuárias com elevados teores de lipídeos.*
- ORSSATO, F., HERMES, E., BOAS, M.A.V., 2010, *Eficiência de remoção de óleos e graxas de uma estação de tratamento de esgoto sanitário*, Engenharia Ambiental: Pesquisa e Tecnologia, v.7, n.4, pp.249-256.
- PEREIRA, J. O. , CHERNICHARO, C.A.L.,2007, *Controle da formação de espuma e remoção de matéria orgânica em reator UASB com duplo estágio de coleta de biogás*, Tese de M.Sc pelo programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos/UFMG, Belo Horizonte,MG,Brasil.
- Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2008. Disponível em:  
<[http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pnsb2008/PNSB\\_2008.pdf](http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pnsb2008/PNSB_2008.pdf)>, pp 40-47, acesso em 14/03/12 às 13:04:07.

- Portal 2012. Disponível em:  
<<http://www.portal2014.org.br/noticias/7873/ministerio+das+cidades+lanca+diagnostico+de+saneamento.html>>, acesso em 13/03/2012 às 21:59:02.
- RIGO, E.,2004, *Aplicação de lipases como auxiliar no pré tratamento de efluentes de frigoríficos de suínos e bovinos*, Tese de M.Sc pelo Programa de Engenharia de Alimentos/Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões, Campus de Erechim, RS,Brasil.
- ROSA, D.R., 2004, *Tratamento enzimático/biológico de efluente com alto teor de gordura*, Tese de M.Sc do Departamento de Bioquímica/Instituto de Química/UFRJ, Rio de Janeiro,RJ,Brasil.
- SEMIONATO, S., 2006 – *Avaliação da atividade lipolítica de bactérias isoladas dos dispositivos de remoção de gordura da ETE- UFES*, Tese de M.Sc do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da UFES, Espírito Santo, ES, Brasil.
- Sistema nacional de informações sobre saneamento – 15º diagnóstico dos serviços e água e esgotos 2009. Disponível em:  
<[www.aprece.org.br/site/downloads/Agua\\_59531282746130.pdf](http://www.aprece.org.br/site/downloads/Agua_59531282746130.pdf)>, acesso em 13/03/2012 às 22:00:50.
- SOUZA, J.S., OLIVEIRA, E. D. C., ARANDA, D.A.G. FREIRE, D.M.G., *Application of lipase from the physical nut ( Jatropha curcas L.) to a new hybrid (enzyme/chemical) hydroesterification process for biodiesel production, Journal of Molecular Catalysis B: Enzymatic* 65 (2010) 133–137.
- TEIXEIRA, A.G., 2001, *Tratamento sequencial de efluentes da indústria de laticínios: hidrólise de gorduras e tratamento biológico*, Tese de M.Sc do Programa de Engenharia Química, COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro,RJ,Brasil.

- Unidade Acadêmica de Engenharia Civil – Universidade Federal de Campina Grande. Disponível em:  
<<http://www.dec.ufcg.edu.br/saneamento/digeanae.html>>, acesso em 15/03/2012 às 09:36:12.
- VALENTE, A. M., 2009, *Aplicação de enzimas hidrolíticas no tratamento biológico anaeróbio de efluente de indústria de pescado*, Tese de D.Sc do Programa de Pós-graduação em Ciência de Alimentos/Instituto de Química/UFRJ, Rio de Janeiro,RJ,Brasil.
- VALLADAO, A.B.G.,FREIRE, D.M.G., CAMMAROTA, M.C., 2007, *Enzymatic prehydrolysis applied to the anaerobic treatment of effluents form poultrysaughterhouses*, *Internacional Biodeterioration Biodegradation*, 60: 219-225.
- VAN HAANDEL, A.C., LETTINGA,G., 1994, *Anaerobic sewage treatment – A practical guide for regions with a hot climate*. Chichester, England. John Wiley & Sons Ltd.
- VON SPERLING, M., 1995 - *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias – Vol. 1*, DESA/ UFMG.
- Von SPERLING, M., 2005 - *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, Lodos ativados*, Vol.4, DESA/UFMG.
- WILLEY, R., 2001 - *Fats, oils and greases: the minimization and treatment of wastewaters generated from oil refining and margarine production*, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, vol. 50.