

MAURI FEDERIZZI

**POTENCIALIDADE DO USO DE RESÍDUOS LIGNOCELULÓSICOS DA  
BANANICULTURA COMO SUBSTRATO DE FERMENTAÇÃO DO PROCESSO DE  
METANIZAÇÃO**

JOINVILLE  
2008

MAURI FEDERIZZI

**POTENCIALIDADE DO USO DE RESÍDUOS LIGNOCELULÓSICOS DA  
BANANICULTURA COMO SUBSTRATO DE FERMENTAÇÃO DO PROCESSO DE  
METANIZAÇÃO**

Dissertação de mestrado apresentada como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Engenharia de Processos, na Universidade da Região de Joinville – UNIVILLE.  
Orientador: Prof. Dr. Ozair Souza.

JOINVILLE  
2008

*“A energia é essencial para que se atinjam os objetivos econômicos, sociais e ambientais inter-relacionados ao desenvolvimento sustentável. Mas, para alcançar esta importante meta, os tipos de energia que produzimos e as formas como utilizamos terão que mudar. Do contrário, danos ao meio ambiente ocorrerão mais rapidamente, a desigualdade aumentará e o crescimento econômico global será prejudicado”.*

*(UNDP World Energy Assessment: Energy and Challenge of Sustainability)*

## DEDICATÓRIA

Dedico o presente trabalho a toda minha família e a todos os amigos que contribuíram efetivamente nessa importante tarefa.

## AGRADECIMENTOS

*Agradeço primeiramente a Deus pela minha existência, vitalidade e energia em permitir o meu êxito na realização desta obra.*

*Ao meu orientador Prof. Dr. Ozair Souza pelos ensinamentos e orientações indispensáveis ao trabalho.*

*À equipe do projeto Biogás, em especial às alunas do curso de Engenharia Química Bruna Coelho e Bruna Garcia, por terem participado efetivamente na realização do projeto.*

*Aos colegas do mestrado pelos momentos em que trabalhamos juntos, em especial a colega Débora Magna à qual tenho admiração.*

*Ao Prof. Theodoro, pela realização das análises em Cromatografia Gasosa e o desenvolvimento de sua metodologia.*

*Às técnicas do laboratório de Biotecnologia Beatriz e Michele, pelo auxílio dos experimentos.*

*Ao meu grande amigo César Jocias Weber pelo apoio na realização de análises químicas.*

*Aos amigos Mário, Carlos Godoi, Diana e Agada.*

*A todos da equipe da coordenadoria dos laboratórios sob coordenação do. Sr. Rogério dos Passos pelo auxílio na execução dos experimentos.*

*Finalmente agradeço a todos que de uma forma direta ou indiretamente contribuíram para a realização deste trabalho.*

## SUMÁRIO

### LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

### LISTA DE TABELAS

### LISTA DE FIGURAS

<b>1 INTRODUÇÃO .....</b>	<b>16</b>
<b>2 OBJETIVOS.....</b>	<b>17</b>
2.1 OBJETIVO GERAL .....	17
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	17
<b>3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....</b>	<b>18</b>
3.1 RELAÇÃO ENTRE HOMEM E ENERGIA .....	18
3.2 CENÁRIO ATUAL DA MATRIZ ENERGÉTICA .....	19
3.3 FONTES DE ENERGIAS .....	21
3.3.1 Energias renováveis/Energias alternativas.....	23
3.4 BIOMASSAS .....	26
3.4.1 Potencialidades do uso de resíduos agroindustriais na geração de biogás .....	28
3.5 BIOGÁS.....	29
3.6 GASES DO EFEITO ESTUFA.....	31
3.6.1 Ações antrópicas geradas com o metano .....	32
3.7 O MERCADO DE CRÉDITOS DE CARBONO .....	34
3.8 PRODUÇÃO DE BIOGÁS .....	36
3.8.1 Etapas da digestão anaeróbia .....	38
3.8.1.1 Hidrólise .....	39
3.8.1.2 Acidogênese.....	39
3.8.1.3 Acetogênese .....	40
3.8.1.4 Metanogênese.....	41
3.8.2 Fatores que influenciam na produção de biogás .....	43
3.8.2.1 Temperatura .....	43
3.8.2.2 Potencial hidrogeniônico (pH) .....	45
3.8.2.3 Concentração de sólidos e tamanho das partículas .....	45
3.8.2.4 Composição do substrato.....	46
3.8.3 Co-produto do processo e biodigestão.....	47
3.8.4 Principais tipos de biodigestores empregados na geração de biogás.....	48
3.8.5 Processos de produção de biogás .....	49
3.9 O CASO DOS RESÍDUOS DA BANANICULTURA.....	52

<b>4 MATERIAIS E MÉTODOS .....</b>	<b>54</b>
4.1 SUBSTRATO .....	54
4.1.1 Cominuição do substrato.....	55
4.2 COMPOSIÇÃO DO INÓCULO .....	56
4.3 ENSAIO DE BIODEGRADAÇÃO .....	57
4.3.1 Determinação da concentração ideal de biomassa na biodegradação – Ensaio E1 a E4 .....	58
4.3.2 Determinação da influência do tratamento térmico sobre a velocidade de degradação dos substratos – Ensaio E5 e E6 .....	60
4.3.3 Influência da hidrólise ácida sobre a metanização – Ensaio E7 e E8.....	61
4.3.4 Metanização em biodigestor com pH controlado.....	62
4.3.4.1 Processo descontínuo – Ensaio E9 .....	64
4.3.4.2 Processo contínuo – Ensaio E10 .....	65
4.4 MÉTODOS ANALÍTICOS .....	66
4.4.1 Sólidos totais .....	66
4.4.2 Sólidos voláteis .....	67
4.4.3 Demanda química de oxigênio .....	67
4.4.4 Demanda bioquímica de oxigênio .....	68
4.4.5 Determinação do volume de biogás gerado no biodigestor .....	69
4.4.6 Caracterização do biogás .....	70
4.4.6.1 Determinação da composição do biogás .....	71
4.4.7 Caracterização do lodo gerado .....	72
<b>5 RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>73</b>
5.1 DETERMINAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO IDEAL DE BIOMASSA NA BIODEGRADAÇÃO. ENSAIOS E1 A E4:.....	73
5.2 DETERMINAÇÃO DA INFLUÊNCIA DO TRATAMENTO TÉRMICO SOBRE A VELOCIDADE DE DEGRADAÇÃO DOS SUBSTRATOS. ENSAIOS E5 A E6:.....	76
5.3 INFLUÊNCIA DA HIDRÓLISE ÁCIDA SOBRE A METANIZAÇÃO. ENSAIOS E7 A E8: .....	78
5.4 METANIZAÇÃO EM BIODIGESTOR DE BANCADA – PROCESSO DESCONTÍNUO, ENSAIOS E9a e E9b: .....	81
5.5 METANIZAÇÃO EM BIODIGESTOR DE BANCADA – PROCESSO CONTÍNUO. ENSAIOS E10: .....	86
5.6 USO DO EFLUENTE DO BIODIGESTOR COMO BIOFERTILIZANTE .....	90
5.7 ANÁLISE ECONÔMICA .....	92
<b>CONCLUSÃO .....</b>	<b>94</b>
<b>SUGESTÕES.....</b>	<b>96</b>
<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>97</b>
<b>APÊNDICE.....</b>	<b>107</b>

## RESUMO

O presente trabalho teve como objetivo avaliar a potencialidade do uso de resíduos lignocelulósicos da bananicultura como substrato de fermentação do processo de metanização. Foram avaliados os resíduos cascas da banana, engaço, folhas e pseudocaule da bananeira *Musa cavendishii*. Os estudos de fermentação foram desenvolvidos a 30°C, em três diferentes etapas: (1) determinação das concentrações ideais dos resíduos no processo de biodigestão; (2) avaliação do efeito da hidrólise ácida dos resíduos sobre a produção de biogás; e (3) produção de gás metano em biodigestor de bancada com frequência de agitação de 130 min<sup>-1</sup> e pH controlado automaticamente em 7,2. Os volumes de trabalho, V<sub>T</sub>, utilizados em cada uma das etapas foram de 0,1L, 0,5L e 5,0L, respectivamente. As concentrações (em massa) de 50% de cascas, 25% de folhas e 25% de pseudocaule foram indicadas como as ideais para a biodigestão conjunta dos resíduos. O engaço, por apresentar baixa velocidade de degradação em comparação aos demais resíduos não foi recomendado para comparar substrato de metanização. O uso do processo de hidrólise ácida favoreceu o surgimento de H<sub>2</sub>S no biogás gerado e inibiu a formação de CH<sub>4</sub>. A produção máxima de biogás observada em biodigestor de bancada foi de 214,7 L<sub>CNTP</sub>.kg<sup>-1</sup>ST. Como co-produto do processo de metanização foi obtido um biofertilizante contendo concentrações de N: 857 mg.L<sup>-1</sup>, P: 387 mg.L<sup>-1</sup> e K: 6320 mg.L<sup>-1</sup>.

**Palavras-chave:** biogás, metanização, resíduos agroindustriais.

## ABSTRACT

The present work had as objective evaluating the potentiality of the use of lignocellulolitics wastes of banana culture as fermentation substrates of the process of methanization. The following *Musa cavendishii* residues were evaluated: bananas peels, stalk, leaves and the pseudostem. The fermentation studies were developed at 30°C, in three different stages: (1) determination of the ideal concentration of the residues in the its biodegradation; (2) evaluation of the acid hydrolysis effect of the residues on the production of biogas and (3) production of methane gas in laboratory bioreactor with agitation frequency of 130min<sup>-1</sup> and pH controlled automatically at 7.2. The ideal concentration (in mass) of the fermentation substrate was defined with 50% peels, 25% leaves and 25% of pseudostem. The stalk presented low speed of biodegradation in comparison to the other residues. Therefore this waste was not recommended for the methanization process. The use of the acid hydrolysis process favored the undesirable presence of H<sub>2</sub>S in the biogas produced and inhibited the formation of CH<sub>4</sub>. In the laboratory bioreactor, the maximum production of biogas in continuo process was 214,7 L<sub>CNTP</sub>.kg<sup>-1</sup> of ST fed. As co-product of the methanization process was formed a liquid biofertilizer containing concentrations of N: 857 mg.L<sup>-1</sup>, P: 387 mg.L<sup>-1</sup> and K: 6320 mg.L<sup>-1</sup>.

Keywords: Biogas; Methanization; agro industrial residues.

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1</b> – Energia primária no Brasil e no mundo em 2003, total e parcelas conforme dados da Agência Internacional de Energia (IEA).....	22
<b>Tabela 2</b> – Composição do biogás e seu percentual .....	30
<b>Tabela 3</b> – Propriedades físicas e termoquímicas do metano puro .....	31
<b>Tabela 4</b> – Equivalência energética do biogás com outras fontes de energia .....	32
<b>Tabela 5</b> – Ensaio de biodegradação realizados com os resíduos lignocelulósicos gerados na bananicultura.....	60
<b>Tabela 6</b> – Concentrações das biomassas empregadas nos ensaios de biodigestão realizados em frascos Erlenmeyer de 250 mL (Ensaio E1 a E4).....	62
<b>Tabela 7</b> – Valores de sólidos totais (ST) e demanda química de oxigênio (DQO) obtida nos ensaios de biodigestão empregando como substrato três diferentes concentrações (a, b e c) dos resíduos sólidos cascas de banana (E1), engaço (E2), folhas (E3) e pseudocaule (E4).....	76
<b>Tabela 8</b> – Valores de sólidos totais (ST) e demanda química de oxigênio (DQO) obtidos nos ensaios de biodegradação empregando como substrato a mistura composta de cascas de banana (50% m/m), pseudocaule (25% m/m) e folhas (25% m/m) <i>in natura</i> (ensaio E5, substrato sem tratamento térmico) e previamente tratada (ensaio E6, cozimento do substrato a 70°C durante 30 min) .....	79
<b>Tabela 9</b> – Valores da demanda química de oxigênio (DQO), sólidos totais (ST), sólidos voláteis (SV), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), pH e composição do biogás gerado (CH <sub>4</sub> , CO <sub>2</sub> e H <sub>2</sub> S) em função do tempo de biodigestão obtidos no Ensaio E7 (uso de garrafas plásticas com substrato <i>in natura</i> e 10 % v/v de inóculo proveniente de dejetos de suínos.....	82
<b>Tabela 10</b> – Valores da demanda química de oxigênio (DQO), sólidos totais (ST), sólidos voláteis (SV), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), pH e composição do biogás gerado (CH <sub>4</sub> , CO <sub>2</sub> e H <sub>2</sub> S) em função do tempo de biodigestão obtidos no	

Ensaio E8 (uso de garrafas plásticas com substrato previamente hidrolisado com  $H_2SO_4$  1% m/m e contendo 10 % v/v de inóculo proveniente de dejetos de suínos) 83

**Tabela 11** – Valores de ST, DQO, DBO, volume ( $V_{g, CNTP}$ ) e composição ( $CH_4$ ,  $CO_2$  e  $H_2S$ ) do biogás gerado em função do tempo de biodigestão dos resíduos *in natura* da bananicultura em biorreator de bancada empregando 50% do volume de trabalho de inóculo proveniente de biodigestor em operação em granja de criação de suínos (Ensaio E9b-1) ..... 86

**Tabela 12** – Valores de ST, DQO, DBO, volume ( $V_{g, CNTP}$ ) e composição ( $CH_4$ ,  $CO_2$  e  $H_2S$ ) do biogás gerado em função do tempo de biodigestão dos resíduos *in natura* da bananicultura em biorreator de bancada empregando 50% do volume de trabalho de inóculo proveniente de biodigestor em operação em granja de criação de suínos (Ensaio E9b-2) ..... 87

## LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

AIE – Agência Internacional de Energia  
AND – Autoridade Nacional Designada  
ANEEL – Agência Nacional de Energia Elétrica  
BBC – British Broadcasting Corporation  
BM&F – Bolsa de Mercadorias e Futuros  
CENAEEL – Central Nacional de Energia Eólica  
CENBIO – Centro Nacional de Referência em Biomassa  
CEPA – Centro de Sócia-economia e Planejamento Agrícola do Estado de Santa Catarina  
CFC – Cloro Flúor Carbono  
CNTP – Condição Normal de Temperatura e Pressão  
CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente  
 $C_p$  – Capacidade Calorífica  
 $\Delta_f H^0$  – Entalpia de Formação  
 $\Delta_{vap} H$  – Entalpia de Vapor  
DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio  
DQO – Demanda Química de Oxigênio  
EDP – Energia de Portugal  
EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária  
EODs – Entidades Operacionais Designadas  
ETE – Estação de Tratamento de Efluente  
FAO – Organização das Nações Unidas Para a Agricultura e Alimentos  
FBDS – Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável  
GEE – Gases de Efeito Estufa  
GW – Giga watts  
IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística  
IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change

KFW – Kreditanstalt für Wiederaufbau

KWh – Kilo Watts Hora

MDL – Mecanismo de Desenvolvimento Limpo

ms – massa seca

mu – massa úmida

MW – Mega watts

ONU – Organização das Nações Unidas

pH – Potencial Hidrogeniônico

PROINFA – Programa de Incentivo às Fontes Alternativas de Energia Elétrica

RCEs – Reduções Certificadas de Emissões

REN – Renewable Energy Policies Network

$S^0$  – Entalpia

SABESP – Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo

ST – Sólidos Totais

SV – Sólidos Voláteis

TEP – Tonelada equivalente de Petróleo

$TR_H$  – Tempo de Retenção Hidráulica

TWh/ano – Terra Watts Hora Ano

$V_a$  – Volume de Alimentação

$V_g$  – Volume de Biogás

VT – Volume de Trabalho

$g_{DQO}$  – velocidade de redução de DQO

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1</b> – Seqüência metabólica e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia, segundo CHERNICHARO (1997).....	37
<b>Figura 2</b> – Resíduos empregados como biomassa na geração de biogás: cascas de banana (A), pseudocaule (B), folhas (C) e engaço (D) .....	56
<b>Figura 3</b> – Triturador Forrageiro CID-125 empregado na operação inicial de cominuição das cascas de banana, engaço, folhas e pseudocaule da bananeira ....	57
<b>Figura 4</b> – Garrafas plásticas de 1 L empregadas como biodigestor nos Ensaios E7 e E8: garrafa vazia com rolha e tubo para retirada de amostra para análise do biogás formado, (A) garrafas após a inoculação do substrato, volume de trabalho de 0,5 L (B) .....	63
<b>Figura 5</b> – Biorreator New Brunswick empregado como biodigestor nos Ensaios E9 e E10: sistema em operação.....	65
<b>Figura 6</b> – Dorna de 10L e sistema de agitação utilizados no biorreator New Brunswick, Ensaios E9 e E10.....	66
<b>Figura 7</b> – Sistema com proveta plástica empregada na medição do volume de biogás produzido no biodigestor de bancada.....	72
<b>Figura 8</b> – Ampola de vidro usada para a coleta de biogás.....	74
<b>Figura 9</b> – Comparação entre os valores de DQO em função do tempo de fermentação obtidos nos ensaios com substrato <i>in natura</i> (Ensaio E5) e com substrato tratado termicamente a 70 °C/30 min (Ensaio E6).....	80
<b>Figura 10</b> – Valores de DQO e ST em função do tempo de biodigestão de resíduos <i>in natura</i> da bananicultura em biorreator de bancada, empregando 50% do volume de trabalho de inóculo constituído de: (A) suspensões microbianas provenientes de ETE + compostagem, (B) suspensão microbiana proveniente de biodigestor em operação em granja de criação de suínos .....	85

<b>Figura 11</b> – Valores de demanda química de oxigênio (DQO); volume gerado de biogás nas CNTP, ( $V_g$ ) e percentagem de gás metano produzido ( $CH_4$ ) obtidos nos Ensaio E9b-1, e na sua repetição, E9b 2 .....	88
<b>Figura 12</b> – Valores de demanda química de oxigênio (DQO) e concentração de sólidos totais (ST) obtidos no processo contínuo com vazão de alimentação de 0,120 L.dia <sup>-1</sup> ( $D = 0,024$ dia <sup>-1</sup> ). Ensaio E10-1 .....	91
<b>Figura 13</b> – Valores de demanda química de oxigênio (DQO), de sólidos totais (ST), de volume gerado de biogás nas CNTP ( $V_g$ ) e da composição do biogás ( $CH_4$ ) obtidos no Ensaio E10-2: processo contínuo com $F = 0,02$ L.dia <sup>-1</sup> (0,094 g DQO.L <sup>-1</sup> .dia <sup>-1</sup> ).....	92

## INTRODUÇÃO

A utilização de biomassas para co-processamento e geração de fontes de energia está evidenciada atualmente em todo o mundo, especialmente no sentido de aplicar novas tecnologias para o aproveitamento dessa matéria prima, transformando-a numa fonte renovável de energia, minimizando assim, impactos ao meio ambiente.

Os resíduos gerados na agroindústria estão disponíveis em abundância em todo o país. Além de possuir uma vasta área agrícola, o Brasil é atualmente considerado um celeiro na produção de alimentos, insumos e criação de animais. A potencialidade do setor traz importante valor econômico, social, emprego e renda através de sua cadeia produtiva.

Santa Catarina, com destacada posição no setor agrícola do Brasil, possui na bananicultura uma das principais fontes de rendas agrícolas na produção de frutas do Estado, sendo ultrapassada apenas pela cultura da maçã. Em 2006, segundo dados da Secretaria de Agricultura/Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina – EPAGRI, o estado catarinense produziu 7,88 milhões de toneladas de banana, já em 2007 foram produzidos 1,7% a menos com 6,96 milhões de toneladas de frutas.

Como resíduos dessa cultura, além dos frutos rejeitados, podem ser somados os outros resíduos gerados na cultura como as cascas do fruto industrializado, o pseudocaule, as folhas e o engaço da bananeira. De acordo com dados coletados numa empresa da região nordeste de Santa Catarina, de cada tonelada de banana colhida aproximadamente quatro toneladas de resíduos lignocelulósicos são gerados entre os quais três toneladas de pseudocaule, 160 kg de engaço, 480 kg de folhas e 440 kg de cascas.

Este trabalho teve como principal objetivo avaliar a possibilidade do aproveitamento desses resíduos como substrato de fermentação na geração de gás metano, buscando valorizar essa biomassa e contribuir com o agricultor agregando valor ao setor produtivo.

## 2 OBJETIVOS

### 2.1 OBJETIVO GERAL

Verificar a possibilidade do uso dos resíduos lignocelulósicos provenientes da industrialização da banana (casca de banana, folhas, engaço e pseudocaule) como substrato de fermentação na produção de gás metano.

### 2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Determinar a velocidade de biodegradação dos resíduos *in natura*;
- Avaliar o efeito dos pré-tratamentos térmico e hidrolítico dos resíduos, sobre a eficiência do processo de redução da DQO (Demanda Química de Oxigênio);
- Avaliar a eficiência de diferentes composições de inóculos na biodegradação dos resíduos testados;
- Estabelecer as cinéticas de produção de biogás ( $\text{CH}_4$ ,  $\text{CO}_2$  e  $\text{H}_2\text{S}$ ) e de degradação do substrato em processo descontínuo simples;
- Iniciar o estudo da produção de biogás em processo contínuo simples.

### 3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### 3.1 RELAÇÃO ENTRE HOMEM E ENERGIA

Ao longo da história, a luta para sustentar a existência humana e proporcionar melhores condições de vida sempre se orientou pela busca de fontes de energia. Até a Revolução Industrial, a sociedade humana se desenvolveu utilizando tecnologias simples para aproveitar os elementos básicos disponíveis na natureza. A ascensão de uma nova tecnologia no século XVIII, a invenção da máquina capaz de transformar calor em trabalho e energia, transformou significativamente as organizações sociais, criando outros modos de produção e níveis de consumo (MATTOZO, 2002).

O homem busca por uma maior eficiência em sua matriz energética, utiliza-se das fontes de energias disponíveis na natureza nas suas ações cotidianas, seja nas moradias urbanas, no comércio, no setor de serviços, no setor industrial ou nas áreas rurais. A dinâmica com que os diferentes extratos sociais se deslocam, relativamente, uns em relação aos outros, dentro de um determinado limite; a dinâmica de distribuição das populações, do predominantemente agrário para o predominantemente urbano ou industrial urbano; a dinâmica de como encaram e utilizam os recursos energéticos; o grau de bem estar e da condição humana, da consciência ambiental do desenvolvimento são todos fatores subjetivos que tornam esta busca mais complexa (AGUIAR, 2004).

Com o passar dos tempos, o homem buscou desenvolver e aprimorar as diversas formas de energias disponíveis na natureza. A indústria, que está economicamente na essência desse mundo, é completamente dependente das técnicas de extração de energia da natureza. O desenvolvimento dessas técnicas ou a falta delas determinou de forma capital o destino dos países no mundo moderno.

Os que foram capazes de desenvolvê-las e explorá-las lideraram o processo de industrialização. Por outro lado, os que não investiram no setor energético se tornaram países defasados tecnologicamente, prejudicando toda a sua vida social (SIMABUKULO *et al.* 2006).

### 3.2 CENÁRIO ATUAL DA MATRIZ ENERGÉTICA

Segundo especialistas, as reservas petrolíferas estão se esgotando. Fatih Birol, diretor de estudos econômicos da Agência Internacional de Energia (AIE), encarregada de defender os interesses dos países consumidores, afirmou que a "produção de petróleo convencional atingirá um limite em 2010", sendo que, a partir de tal data, o perfil da produção dependerá da tecnologia, dos preços e dos investimentos. Entretanto, isto ajudará a estabilizar a produção apenas durante algum tempo (GAZETA MERCANTIL, 2005).

A demanda projetada de energia no mundo aumentará 1,7% ao ano, de 2000 a 2030, quando alcançará 15,3 bilhões por ano, de acordo com o cenário base traçado pelo Instituto Internacional de Economia. Os combustíveis fósseis responderão por 90% do aumento projetado na demanda mundial, até 2030, se não ocorrerem alterações na matriz energética mundial (EMBRAPA, 2006).

Em 2005, segundo estudo realizado pela organização Não-Governamental o Greenpeace, a matriz energética se constituía da seguinte forma: 84% hidrelétrica, 4% biomassa, 4% gás natural, 4% diesel e óleo combustível, 3% nuclear. No cenário de Revolução Energética da entidade, em que se trabalha com 50% de energia renovável, projeta-se para 2050 uma outra matriz, sendo 38% hidrelétrica, 26% biomassa, 20% eólica, 12% gás natural e 4% solar fotovoltaica (energia solar). A ênfase em medidas de eficiência energética resulta na economia de 413 TWh/ano (Terawatt hora por ano), o equivalente à capacidade de geração de mais de 4 usinas como a de Itaipu (GREENPEACE, 2007).

Segundo Goldemberg e Lucon (2006), os padrões atuais de produção e consumo de energia são baseados nas fontes fósseis, o que gera emissões de

poluentes locais, gases de efeito estufa e póem em risco o suprimento de longo prazo no planeta. É preciso mudar esses padrões estimulando as energias renováveis e, nesse sentido, o Brasil apresenta uma condição bastante favorável em relação ao resto do mundo.

A comparação entre a condição energética do Brasil e a do resto do mundo pode ser observada na Tabela 1, esta tabela apresenta a contribuição porcentual das diversas fontes de energia à energia total consumida no Brasil e no mundo no ano de 2003.

Tabela 1 – Energia primária no Brasil e no mundo em 2003, total e parcelas conforme dados da Agência Internacional de Energia (IEA)

<b>Energia Primária</b>			<b>Brasil</b>	<b>Mundo</b>	
Participação das fontes (%)	Não-renováveis	Fósseis			
			Petróleo	43,6	35,3
			Gás Natural	6,6	20,9
			Carvão	6,8	24,1
			Nuclear	1,8	6,4
			Subtotal	58,8	86,7
	Renováveis	Tradicional	Biomassa tradicional	19,0	9,4
			Hidráulica	15,3	2,1
		Convencionais Modernas ou novas	Biomassa moderna	6,9	1,2
			Outras: solar, eólica, etc.	< 0,1	1,7
		Subtotal	41,3	14,4	
<b>Total geral em bilhões de tep*</b>			<b>0,193</b>	<b>10,7</b>	

\* tep – tonelada equivalente de petróleo, 1 tep = 11.628 kWh

Fonte: Goldemberg e Lucon (2006).

Na tabela 1, o termo técnico biomassa tradicional representa a fonte de energia renovável proveniente essencialmente de lenha e outros resíduos naturais e

o termo biomassa moderna engloba as fontes produzidas com tecnologias adequadas, como florestas plantadas e cana-de-açúcar.

### 3.3 FONTES DE ENERGIAS

De acordo com Silva (2005), os seres humanos têm buscado inovar e desenvolver ferramentas para captar e empregar todas as formas de energias disponíveis na natureza. São consideradas fontes de energia todas as substâncias capazes de produzir energia em processos de transformação (combustão, fissão nuclear, etc), como por exemplo, o petróleo, carvão, urânio e biomassas.

De um modo geral, as fontes energéticas podem ser classificadas de duas maneiras, segundo Neto (2006):

- As fontes primárias de energias que são aquelas que ocorrem na natureza e que, nessa forma, são utilizadas pelo homem. Alguns exemplos de fontes primárias de energia são: o sol, a água (do mar e dos rios), o vento, o petróleo, o gás natural, o urânio etc.;
- As fontes secundárias de energias que são as fontes geradas a partir de outras após transformação. Exemplos dessas fontes são: eletricidade, gasolina, gasóleo etc.;

Segundo Oliveira e Aream (2008), as fontes primárias de energias são normalmente divididas em energias renováveis e não-renováveis. No primeiro grupo encontram-se as fontes que estão em constante renovação, não se esgotam e podem ser constantemente utilizadas. Exemplos disto são: energia solar, energia eólica, energia geotérmica, energia das ondas, de biomassa e do biogás. No outro grupo, estão as fontes de energia que se encontram na natureza em quantidades limitadas e se extinguem com a sua utilização. Tanto os combustíveis fósseis como os nucleares são considerados não-renováveis, porque a capacidade de renovação é muito reduzida por serem as fontes de energias mais utilizadas pelo homem.

Segundo Negrão e Urban (2005), a evolução da produção e uso de energias seguiu a lógica de substituição das fontes. Ao longo da história a sociedade tem

dado preferência às fontes de energias mais práticas e rentáveis. A lenha foi substituída pelo carvão e este pelo petróleo, até se encaminhar para o uso de energias sustentáveis. A síntese de todas estas etapas evolutivas, iniciada no século XVIII, conduziu para a objetiva discussão e adoção das energias renováveis.

A fonte de energia mais usada nos últimos anos no mundo é o petróleo. Por isso, de acordo com a Petrobrás (2005), o petróleo tem sido considerado como uma matéria-prima essencial à vida moderna, sendo o componente básico de mais de seis mil produtos. Dele se produz a gasolina, o combustível de aviação, o gás de cozinha, os lubrificantes, borrachas, plásticos, tecidos sintéticos, tintas e, até mesmo, energia elétrica. No Brasil, o petróleo é responsável por 34% da energia utilizada, revelando sua grande importância para o homem na atualidade.

Conforme Fortunato (2008), a Agência Internacional de Energia (AIE) estima uma demanda global por petróleo para 2008 de 86,87 milhões de barris diários e para 2009, de 87,74 milhões. Esses valores foram reavaliados e são menores do que os estimados anteriormente pela própria agência, pois em função dos elevados preços atuais do petróleo, pode-se esperar um menor crescimento econômico mundial.

Segundo a agência de notícias BBC de Londres (2008), as reservas mundiais de petróleo são duvidosas. Ninguém sabe ao certo quanto tempo vão durar, mas até a indústria do petróleo suspeita que o "pico", antes que comece o declínio, está se aproximando. A previsão, no momento, é que as reservas comprovadamente existentes durem mais 40 anos - mas isso também já foi dito há três décadas. Na verdade, a estimativa aumentou nos últimos anos à medida que a produção caiu. Uma redução no consumo também aumentaria a duração das reservas.

Ainda segundo a BBC, o Oriente Médio possui as maiores reservas de petróleo no mundo com 65%, sendo que destes 25% estão na Arábia Saudita, seguido da América do Sul com 9,4%, Europa com 9,3%, África com 7,4%, América do Norte com 4,8% e Ásia (áreas do Pacífico) com 3,7%.

Em relação ao Brasil, segundo Lora (2002), as reservas de combustíveis fósseis de boa qualidade não são grandes sendo, as reservas de petróleo, avaliadas como suficientes para vinte e dois anos. O maior potencial de fonte energética no País correspondem à energia hidráulica e ao carvão mineral. Porém, as duas fontes apresentam restrições ambientais fortes: O potencial hidroelétrico do País é

aproveitado somente em 23%, e tem a sua maior capacidade na região Amazônica, onde a inundação de enormes áreas para a construção dos reservatórios das hidrelétricas poderia trazer como resultado uma catástrofe ambiental de conseqüência imprevisível.

Devido a todo este panorama, têm-se buscado outras fontes alternativas de energia. Exemplos disto são os desenvolvimentos de tecnologias para o aproveitamento da energia de oceanos, do vento, do sol e da biomassa.

De acordo com Sandes e Di Blasi (2000), no processo de globalização, o domínio dessas tecnologias é, em geral, exercido pelos países do primeiro mundo e atende a diversos interesses de segmentos oportunistas que visam somente o aspecto econômico, prejudiciais aos interesses dos países em desenvolvimento, como o Brasil, que são os mantenedores da biodiversidade.

### 3.3.1 Energias Renováveis/ Energias Alternativas

Muitos autores têm considerado o termo energias renováveis como sinônimo de energias alternartivas. Toda energia renovável é alternativa, porém nem toda a energia alternativa é renovável, como no caso da energia nuclear.

Segundo a Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável (FBDS, 2008), recentemente, tem-se procurado usar a denominação Energias Renováveis, termo mais apropriado, para delimitar o conceito das energias geradas a partir de fontes energéticas que possuem ciclos de renovação natural, que em última análise se originam da energia solar como fonte primária. Tem-se usado ainda, a designação de Novas Energias Renováveis incluindo a energia eólica, de biomassa e a solar. Estas energias renováveis podem e devem ser utilizadas de forma sustentada, resultando em mínimo impacto ao meio ambiente.

Por sua vez, a denominação Energias Alternativas tem sido empregada para definir o conjunto de fontes de energia que podem ser chamadas de não-

convencionais, ou seja, aquelas não baseadas nos combustíveis fósseis e grandes hidrelétricas (FBDS, 2008).

De acordo com a Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL, 2008), as fontes alternativas de geração de energia elétrica, enquadram-se nos projetos destinados ao desenvolvimento ou aprimoramento de tecnologias ou sistemas de geração de energia elétrica a partir de fontes como o vento, o sol, o oceano e a biomassa, entre outras. As aplicações tecnológicas incluem, mas não se limitam, a sistemas maremotriz, hidráulicas, fotovoltaicos, geração térmica solar, turbinas eólicas e sistemas de conversão de biomassa em energia elétrica, incluindo, neste último caso, o processamento de matéria-prima, de resíduos e lixo.

Em relação à energia de biomassa é importante destacar que esta é uma das fontes de energia mais abundantes no mundo todo. Segundo Coelho & Goldemberg (2003), a classificação das tecnologias de produção de eletricidade a partir da biomassa está associada à necessidade ou não de conversão da biomassa antes de sua combustão. Assim, um primeiro grupo de tecnologias de produção de energia se baseia na combustão direta da biomassa, enquanto o segundo grupo de tecnologias se baseia na queima de combustíveis líquidos ou gasosos derivados da biomassa.

No primeiro grupo, estão as tecnologias que se baseiam nos ciclos a vapor, aí incluídos os sistemas exclusivamente à biomassa e aqueles em que a biomassa é queimada em conjunto com um combustível fóssil (os chamados sistemas de queima conjunta ou combinada, ou *co-firing*). No segundo grupo estão as tecnologias que se baseiam na gaseificação, na biodigestão e na pirólise da biomassa (COELHO e GOLDEMBERG, 2003).

Ainda segundo Coelho e Goldemberg, (2003), a evolução do mercado das tecnologias de produção de energia a partir da biomassa está majoritariamente associada a aspectos ambientais, tanto no que diz respeito à necessidade de minimização das emissões atmosféricas que causam impactos locais ou regionais – por exemplo, redução das emissões de material particulado e de óxidos de enxofre -, quanto à necessidade de redução das emissões dos gases precursores do efeito estufa.

De acordo com Resende (1998, *apud* GONÇALVES, 2003), de um modo geral, as dificuldades para um rápido crescimento do emprego das energias alternativas passam pelo tempo requerido para a maturação da tecnologia, produção

industrial, treinamento e aceitação pública. Entretanto, as maiores dificuldades são a falta de recursos, muitas vezes destinados, ainda, à sistemas baseados em combustíveis fósseis, nucleares, hidrelétricos, e ao planejamento de curto prazo, de custos internos e da atividade de construção e de operação, que hoje dominam nas análises financeiras e econômicas de novos empreendimentos.

Contudo, a utilização das fontes renováveis é essencial para a garantia do suprimento de energia e da constituição de um ambiente equilibrado no futuro.

De acordo com o relatório *Renewables 2007* (REN21, 2007), as energias renováveis alternativas já representam 5% da capacidade de geração mundial e 3,4% da geração de energia elétrica global. A capacidade de geração de eletricidade renovável dobrou desde 2004, alcançando cerca de 240 gigawatts (GW) ao redor do mundo em 2007 e empregando 2,4 milhões de pessoas.

Ainda de acordo com esse relatório, o mercado de fontes alternativas está aquecido em todo o mundo impulsionado pela preocupação ambiental, que tem levado governos a impor cotas de redução de emissões de gases do efeito estufa. Essa tendência gerou uma grande movimentação no mercado de capitais. Os financiamentos se tornaram abundantes, vindos de fontes diversificadas como organismos multilaterais, fundos de investimentos e aberturas de capital nas bolsas de valores. As 140 maiores empresas do segmento conseguiram uma capitalização de US\$ 100 bilhões no ano passado, mostra o estudo. A Alemanha foi a líder em recebimento de investimentos com US\$ 14 bilhões, principalmente em energia solar e eólica; seguida por China, com US\$ 12 bilhões e os Estados Unidos com US\$ 10 bilhões. O estudo estima que os investimentos, incluindo ampliação da capacidade de fornecedores, de instalações já existentes e aplicações em Pesquisa e Desenvolvimento, passaram facilmente dos US\$ 100 bilhões no ano passado.

### 3.4 BIOMASSAS

Biomassa é definida como toda matéria orgânica de vegetal (vegetação terrestre ou aquática), formada pelo processo de fotossíntese, o qual ocorre na presença da luz solar. Pode-se dizer que a biomassa é uma forma de armazenamento de uma pequena fração da energia solar que incide na superfície da terra, na forma de ligações moleculares orgânicas (energia química). Esta energia é liberada por processos biológicos (biodigestão) e termoquímicos (McKENDRY, 2002).

A utilização de biomassa para geração de energia é bastante interessante para o país, especialmente na direção de usos com maior conteúdo tecnológico como geração de eletricidade, produção de vapor e combustíveis para transporte. O fator mais importante para a redução de custos da energia de biomassa para os usos mencionados e, independentemente da tecnologia empregada, é a redução do custo da matéria-prima (incluindo os custos de coleta e transporte). Hoje o Brasil possui a melhor tecnologia no mundo para a implantação, manejo e exploração de floresta de eucalipto, por exemplo. Os custos nacionais são extremamente vantajosos e todo o desenvolvimento nacional na área de papel e celulose oferece condições bastante competitivas para o uso energético de florestas plantadas e o desenvolvimento de tecnologias baseadas em biomassa. O custo da biomassa no país e a alta eficiência de sistemas modernos de geração de eletricidade, especialmente através da gaseificação de biomassa e uso do gás em ciclos combinados, justificam maior atenção para o desenvolvimento dessas tecnologias no Brasil (JANNUZZI, 2003).

O uso da biomassa tem recebido, nesses últimos anos, uma atenção especial na medida em que ela se relaciona diretamente com a fixação do dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) atmosférico agindo em consequência como redutor das emissões de dióxido de carbono, um dos grandes responsáveis pelo efeito estufa. Todavia, a metodologia utilizada na quantificação da biomassa não tem sido unânime em contemplar os mesmos procedimentos, tendo em vista que algumas delas não levam em consideração nem a biomassa morta (serrapilheira) e nem tão pouco aquela subterrânea (WALTZLAWICK, 2003).

Segundo Silva (1998), na 8ª *European Conference on Biomass for Energy, Environment, Agriculture and Industry* realizada em Viena, em 1994, tratou-se do evidente interesse no uso da biomassa como suprimento energético. Na ocasião, foi destacado que a biomassa vegetal é uma forma de energia e matéria-prima renovável, onde a larga escala de desenvolvimento, produção e uso podem trazer grande contribuição na diversificação de recursos energéticos nas áreas rurais, com menor dependência dos combustíveis convencionais, na proteção ao ambiente e no desenvolvimento das atividades agrícolas.

A matéria orgânica a ser decomposta existe em quantidades abundantes, em todos os lugares do planeta. Seja nas cidades, seja nos campos ou nas regiões litorâneas, existindo grande concentração de seres vivos (tanto vegetais como animais) haverá uma quantidade significativa de biomassa. "Constrange pensar que, enquanto é usado o gás que vem do Oriente, nas fazendas Goianas, há a matéria-prima a poucos passos de cada cozinha" (COSTA *et al.*, 1985).

No Brasil, no meio rural e junto às indústrias que têm significativa disponibilidade de biomassa residual, sistemas a vapor de pequena capacidade têm apresentado viabilidade econômica. Existem algumas unidades de capacidade inferior a 1-2 MW operando também com turbinas a vapor. No caso dos sistemas de co-geração, existem várias instalações com turbinas em operação com capacidade na faixa de 2-5 MW. Exemplo típico está nas usinas de açúcar e álcool que processam cana-de-açúcar.

Segundo Coelho e Goldemberg (2003), o uso do biogás proveniente de resíduos urbanos e rurais já é uma realidade nos países desenvolvidos e há tecnologia disponível comercialmente. Nos países em desenvolvimento há exemplos de sucesso (com sistemas mais rudimentares) como no caso do Nepal e China. No Brasil são ainda raros os sistemas implantados para geração de eletricidade a partir do biogás.

Segundo Tolmasquim (2003a), com frequência, as principais barreiras no desenvolvimento e implementação de projetos de biomassa têm sido (a) competir com os recursos escassos e dificuldades de financiamento adequado, (b) possuir ainda custo relativamente elevado de implementação, se comparada à quantidade de energia produzida, (c) a existência de instituições políticas que durante muito tempo se basearam em sistemas convencionais de geração de energia, em larga escala, diferentes estes da biomassa e (d) a aceitação e participação social.

### 3.4.1 Potencialidades do uso de resíduos agroindustriais na geração de biogás

As modernas técnicas de produção agropecuária têm permitido um contínuo aumento na eficiência produtiva de alimentos e de insumos. Países que dispõem de melhor tecnologia conseguem reduzir a área, o número de animais e a quantidade de trabalhadores necessários à produção agrícola. Da mesma forma, o uso racional dos insumos e o correto manejo dos resíduos, permitem aperfeiçoar os sistemas produtivos de maneira a se obter convívio harmonioso entre o homem e o meio ambiente (HARDODOIM e GONÇALVES, 2003).

O interesse pela digestão anaeróbia de resíduos provenientes da agroindústria e da agropecuária tem crescido nos últimos anos por apresentar vantagens significativas quando comparadas aos processos, mais comumente utilizados de tratamentos aeróbios de águas residuárias ou processos convencionais de compostagem aeróbia de resíduos orgânicos sólidos (LUCAS, 1994).

Toda atividade agropecuária se desenvolve em áreas que eram parte de um ecossistema natural. Com a chegada do homem e suas práticas agrícolas, essas áreas passaram a funcionar como agro-ecossistema, que são uma fração do ecossistema e que tem seus ciclos biogeoquímicos intencionalmente alterados pelo homem, com o objetivo de aumentar a produtividade de alguns organismos nativos ou possibilitar a produção de organismos exógenos. O agro-ecossistema e o ambiente circundante estão continuamente trocando matéria, energia, informação e vida, nas suas diversas formas; é o balanço dessas trocas que determina seus impactos, sejam ambientais, sejam econômicos (CAMPANHOLA *et al.* 1996).

Segundo Nascimento (1995), nos últimos anos, o setor agropecuário do Brasil vem se modernizando, e com isto provocando um aumento significativo na demanda de energia e no volume de resíduos. Pois, resíduo é tudo o que se julga inaproveitável para a atividade humana e que, se disposto de forma inadequada, pode causar danos ao meio ambiente segundo próprio autor.

### 3.5 BIOGÁS

Atribui-se o nome de biogás à mistura gasosa, combustível, resultante da fermentação anaeróbia de matérias orgânicas. O biogás pode ser proveniente de resíduos sólidos ou líquidos, de origem rural, urbano ou industrial (CENBIO, 2004).

A composição do biogás varia de acordo com as características do tipo de resíduos e as condições de funcionamento do processo de biodigestão. Os principais constituintes do biogás são o metano ( $\text{CH}_4$ ) e o dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), sendo sua composição em média de 65% de metano e o restante basicamente de dióxido de carbono. Outros gases, como sulfeto de hidrogênio, nitrogênio, hidrogênio e monóxido de carbono também compõe o biogás em menores proporções (LA FARGE, 1979).

A seguir, na Tabela 2, é apresentada a composição típica do biogás.

Tabela 2 – Composição do biogás.

<b>Gás</b>	<b>Símbolo</b>	<b>(%) no biogás</b>
Metano	$\text{CH}_4$	50 - 80%
Dióxido de carbono	$\text{CO}_2$	20 - 40%
Hidrogênio	$\text{H}_2$	1 - 3%
Nitrogênio	$\text{N}_2$	0,5 - 3%
Gás sulfídrico e Outros	$\text{H}_2\text{S}_2$ , $\text{CO}$ , $\text{NH}_3$	1 - 5%

Fonte: La Farge (1979)

O  $\text{CH}_4$  é um gás inodoro e incolor, sua molécula é tetraédrica e apolar de pouca solubilidade na água. É o mais simples dos hidrocarbonetos. A Tabela 3 apresenta as suas principais propriedades físicas e termoquímicas.

Tabela 3 – Propriedades físicas e termoquímicas do metano puro.

<b>Propriedades</b>	<b>Valores (unidades)</b>
Massa molar	16,04 kg.kmol <sup>-1</sup>
Ponto de ebulição	111,55 K (-161,6°C)
Ponto triplo	90,67 K (-182,48°C), 0,117 bar
Ponto crítico	190,6 K (-82,6 °C), 46 bar
Densidade	0,722 kg.m <sup>-3</sup>
$\Delta_{\text{vap}}H$	8,17 KJ.mol <sup>-1</sup>
$\Delta_f H^0_{\text{gas}}$	-74,87 KJ.mol <sup>-1</sup>
$S^0_{\text{gas}}$	188 J.mol <sup>-1</sup> .K <sup>-1</sup>
$C_p$	35.69 J.mol <sup>-1</sup> .K <sup>-1</sup>
Ponto de fulgor	- 188°C
Temperatura de auto-ignição	600°C
Limites explosivos	5-15%

Fonte: <http://pt.wikipedia.org/wiki/Metano> (2008).

O poder calorífico do biogás varia de acordo com a quantidade de metano existente na mistura. Quanto maior o potencial de metano, maior será o poder calorífico do biogás que em média atinge 5800 kcal.m<sup>-3</sup><sub>CNTP</sub> (SCHALCH, 1998).

A seguir, na Tabela 4, é apresentado o comparativo de um metro cúbico de biogás com outras fontes de energia.

Tabela 4 – Equivalência energética do biogás com outras fontes de energia.

<b>Energia</b>	<b>Equivalência biogás (1,0 m<sup>3</sup>)</b>
Carvão Vegetal	0,80 kg
Lenha	1,5 kg
Óleo Diesel	0,55 L
Querosene	0,58 L
Gasolina Amarela	0,61 L
GLP (gás de botijão)	0,45 kg
Energia Elétrica	1,43 kWh
Álcool Carburante	0,80 L
Carvão Mineral	0,74 kg

Fonte: SCHALCH (1998)

Apesar de ter novamente ganho destaque na cadeia produtiva devido à possibilidade da venda de créditos de carbono, o biogás é produzido no Brasil desde a década de 40, quando padres construíram biodigestores nas comunidades onde trabalhavam. Quatro décadas depois, o governo implantou alguns programas de incentivo à implantação do equipamento em fazendas. Na época, cerca de sete mil biodigestores foram instalados. Problemas operacionais levaram muitos pecuaristas a abandonar, anos depois esta tecnologia (PALHARES, 2007).

### 3.6 GASES DO EFEITO ESTUFA

O crescente consumo de combustíveis fósseis está alterando o equilíbrio do planeta proporcionado pelo efeito estufa, fenômeno que permite manter uma temperatura terrestre média favorável à existência biológica. Contudo, a temperatura média da terra responde ao aumento da concentração de gases de efeito estufa, pois esses gases, embora não possuam a capacidade de absorver a radiação proveniente do sol, podem reter a radiação de retorno, amplificando os efeitos do fenômeno produzido naturalmente. Entre os gases de efeito estufa (GEE) mais poluentes estão o dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), o metano ( $\text{CH}_4$ ), óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ) e os clorofluorcarbonos (CFCs). Os óxidos de nitrogênio ( $\text{NO}_x$ ), o monóxido de carbono ( $\text{CO}$ ), os halocarbonos e outros de origem industrial como o hidrofluorcarbono (HFC), o perfluorcarbono (PFC) também são exemplos de gases de efeito estufa (MENDONÇA e GUTIEREZ, 2000).

Durante a queima da biomassa, o carbono retido (seqüestro) durante décadas retorna à atmosfera em algumas horas. A queima das plantas destrói também um importante sumidouro de  $\text{CO}_2$ . Assim, a queima de biomassa em geral tem impactos de curto e longo prazo sobre o pressuposto total de  $\text{CO}_2$ . A queima das savanas emite à atmosfera três vezes mais carbono que a queima das florestas tropicais enquanto que a biomassa em geral responde por 26% das emissões de  $\text{CO}_2$  na atmosfera, e pelo menos por 32% e por 10% das emissões de  $\text{CO}$  e  $\text{CH}_4$ ,

respectivamente. Isto mostra a forte influência da queima da biomassa sobre o efeito estufa (LORA, 2002).

Diante dessa problemática, podem ser adotadas técnicas e medidas para reduzir a emissão de gases para a atmosfera, melhorando a eficiência de convenção energética, realizando a substituição de combustíveis, utilizando-se de fontes renováveis de energia, captura de deposição de CO<sub>2</sub>, etc. (LORA, 2002).

Conforme Scarpinella (2002), o desmatamento e a emissão de gases GEE têm provocado alterações no clima mundial, e é possível que a temperatura do planeta aumente 3,5 °C no século XXI, segundo especialistas da Organização das Nações Unidas. O aquecimento deve causar mudanças no regime normal de seca e chuva em algumas regiões e afetar, sobretudo a área dos pólos. Na Antártida, o maior reservatório de água doce da Terra já se observa os efeitos do degelo. O derretimento do gelo poderá elevar o nível dos oceanos, provocando inundações de áreas costeiras e terras mais baixas. Uma das conseqüências do aquecimento terrestre é o aumento do nível dos mares.

Por causa das evidências do aquecimento global, a preocupação com o clima ganhou importância a partir da década de 1980. Ocorreram, desde então, inúmeras reuniões de ordem internacional, cuja pauta foi mudanças climáticas, em que foram discutidas as possíveis soluções para evitar ou, pelo menos, reduzir a emissão desses gases causadores do efeito-estufa (SCARPINELLA, 2002).

### 3.6.1 Ações antrópicas geradas com o metano

Conforme Pringuelli e Santos (1995 *apud* LORA, 2002), as emissões antropogênicas de carbono à atmosfera no Brasil, são de aproximadamente 73 milhões de toneladas anuais, onde essas são distribuídas pelos diferentes setores econômicos e pelas diferentes fontes de energia primária.

A agricultura e a pecuária contribuem para as emissões antrópicas de metano (CH<sub>4</sub>), dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) e óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) à atmosfera. O aumento da concentração desses gases provoca o aquecimento da superfície

terrestre e destruição da camada de ozônio na estratosfera. Os países mais desenvolvidos têm sido apontados como os principais responsáveis pela situação atual da atmosfera do planeta. No entanto, as estimativas realizadas nos países em desenvolvimento, localizados na região tropical, também os classificam como importantes emissores de gases de efeito estufa, uma vez que as condições climáticas dessa região aumentam em muito o potencial de emissão de gases como o CH<sub>4</sub>, que já contribui com 15% para o forçamento radiativo global (COTTON e PIELKE, 1995).

As maiores fontes de emissão de CH<sub>4</sub> considerando as atividades agrícolas são representadas pela fermentação entérica em ruminantes, produção de arroz em terrenos alagados e fermentação de dejetos da pecuária (OLESEN *et al.* 2006). De acordo com Harper *et al.* (1999), a produção de arroz em terrenos alagados contribui com 11% do total de CH<sub>4</sub> liberado para a atmosfera, a fermentação entérica em animais com 16% e a fermentação de dejetos com 17%.

O gás metano é muito mais efetivo que o CO<sub>2</sub> na absorção da radiação solar na superfície da terra. Segundo Oliveira *et al.* (2006), com base nos dados da *Intergovernmental Panel on Climate Change – IPCC*, a concentração global deste gás tem aumentado a uma taxa de 1% ao ano, sendo que 80% deste têm origem biogênica, produzido por bactérias metanogênicas dispersas na natureza.

Como o metano tem potencial de aquecimento global, definido pelo IPCC, 21 vezes maior que o dióxido de carbono, o controle de sua produção e a sua simples queima, mesmo sem o aproveitamento do calor gerado, reduz o seu impacto em termos de aquecimento global. Se o metano for utilizado para a geração de energia em substituição ao combustível fóssil, esta redução de impacto será mais significativa, sendo possível a cada unidade elétrica gerada com resíduos (dependendo da rota escolhida) compensar a emissão decorrente de três a quinze unidades energéticas geradas com gás natural em ciclo combinado (OLIVEIRA e ROSA, 2003).

De acordo com Lima (2001), a contribuição dos gases no efeito estufa depende basicamente de dois fatores: sua concentração na atmosfera e seu poder de aquecimento molecular. O poder de aquecimento das moléculas destes gases varia e pode ser mensurado de acordo com o referencial CO<sub>2</sub>.

Entretanto, a inadequação dos sistemas de manejo e armazenamento de resíduos induz o lançamento de grandes quantidades de dejetos no solo ou em corpos d'água, podendo ocasionar sérios problemas de poluição (OLIVEIRA, 1997).

Para tanto, a consciência de que o tratamento desses resíduos produzidos pelas diferentes atividades humanas é de vital importância para a saúde pública e para o combate da poluição ambiental tem levado à necessidade de desenvolver sistemas que combinem alta eficiência e custos baixos de construção e de operação. O alto custo da energia diminuiu a atratividade de sistemas de tratamento aeróbio e tem intensificado a pesquisa de sistemas com baixa demanda energética, particularmente os sistemas anaeróbios (HAANDEL e LETTINGA, 1994).

### 3.7 O MERCADO DE CRÉDITOS DE CARBONO

O mercado de crédito de carbono surgiu a partir do Protocolo de Kyoto, e gerou transações de 9,4 bilhões de euros em 2005, contra os 377 milhões de euros em 2004, segundo a Eenergy, empresa especializada em projetos energéticos com sede nos Estados Unidos (SALANI, 2007).

Segundo Khalili (2003), créditos de carbono são certificados que autorizam o direito de poluir. O princípio é simples. As agências de proteção ambiental reguladoras emitem certificados autorizando emissões de toneladas de dióxido de enxofre, monóxido de carbono e outros gases poluentes. Inicialmente, selecionam-se indústrias que mais poluem no País e a partir daí são estabelecidas metas para a redução de suas emissões. As empresas recebem bônus negociáveis na proporção de suas responsabilidades. Cada bônus, cotado em dólares, corresponde a equivalência a uma tonelada de CO<sub>2</sub>.

O equivalente é o resultado da multiplicação das toneladas emitidas do GEE pelo seu potencial de aquecimento global. O potencial de aquecimento global do CO<sub>2</sub> foi estipulado como 1. O potencial de aquecimento global do gás metano é 21 vezes maior do que o potencial de CO<sub>2</sub>, portanto o CO<sub>2</sub> equivalente do metano é igual a 21. No entanto, uma tonelada de metano reduzida corresponde a 21 créditos

de carbono. Da mesma forma o óxido nitroso ( $N_2O$ ) possui equivalente de 310; os hidrofluorcarbonetos (HFFCs), 140 – 11700; os perfluorcarbonetos (PFCs), 6500 - 9200 e os hexafluoreto ( $SF_6$ ), 23900 (www.wikipédia.com, 2008).

Estes certificados podem ser comercializados através das Bolsas de Valores e de Mercadorias, como o exemplo do Clean Air de 1970, e os contratos na bolsa dos Estados Unidos (*Emission Trading - Joint Implementation*).

Os certificados de créditos de carbono são denominados de Reduções Certificadas de Emissões (RCEs, ou na sigla em inglês, CERs) e são emitidos pelo Conselho Executivo do MDL - Mecanismo de Desenvolvimento Limpo.

O MDL visa o alcance do desenvolvimento sustentável em países em desenvolvimento (país anfitrião), a partir da implantação de tecnologias mais limpas nestes países, e a contribuição para que os países desenvolvidos cumpram suas reduções de emissão. Os projetos de MDL podem ser baseados em fontes renováveis e alternativas de energia, eficiência e conservação de energia ou reflorestamento. Existem regras claras e rígidas para aprovação de projetos no âmbito do MDL. Estes projetos devem utilizar metodologias aprovadas, devem ser validados e verificados por Entidades Operacionais Designadas (EODs), e devem ser aprovados e registrados pelo Conselho Executivo do MDL. Os projetos devem ser aprovados pelo governo do país anfitrião através da Autoridade Nacional Designada (AND), assim como pelo governo do país que comprará os CERs. No Brasil, a Comissão Interministerial de Mudança Global do Clima, estabelecida em 1999, atua como AND Brasileira (www.wikipedia.com, 2008).

O primeiro projeto de MDL, aprovado pela ONU, no Mundo, foi o do aterro sanitário de Nova Iguaçu, no Estado do Rio de Janeiro, Brasil, que utiliza tecnologias bem precisas de engenharia sanitária, tendo os créditos de carbono sido negociados diretamente com os Países Baixos (KHALILI, 2003).

Segundo site da UOL, acessado em 2007 (<http://noticias.uol.com.br>), a Econergy, empresa especializada em projetos energéticos com sede nos Estados Unidos, divulgou que o Brasil fechou em 2004 o maior contrato de créditos de carbono gerado já registrado pela Organização das Nações Unidas (ONU), numa operação entre a Biogás, sócia da Prefeitura de São Paulo no Aterro Bandeirantes, e o banco alemão KfW. O aterro recebe metade do lixo de São Paulo, ou 80 mil toneladas diárias, e utiliza o metano liberado para gerar energia elétrica. A usina

termelétrica do aterro gera 22 Mwatts. No total, o projeto prevê gerar 8 milhões de toneladas de crédito de carbono até 2012, que serão posteriormente negociadas.

De acordo com Salani (2007), em reportagem da Folha de São Paulo, o primeiro leilão de créditos de carbono realizado no Brasil e na América Latina foi realizado em 27 de setembro de 2007, na BM&F (Bolsa de Mercadorias e Futuros). O banco belgo-holandês Fortis comprou os 808.450 créditos ofertados pela Prefeitura de São Paulo a (US\$16,20 cada, num valor total de 13,1 milhões de dólares). O preço mínimo era de US\$12,70 por papel. O resultado do leilão significou ágio de 27,6%.

### 3.8 PRODUÇÃO DE BIOGÁS

Mundialmente o biogás tem sido produzido através do processo de biodigestão anaeróbia denominado de metanização.

Segundo Seixas (1980) a China e a Índia são os maiores produtores e consumidores dessa tecnologia, com mais de 150 mil unidades instaladas, abrangendo principalmente a produção de CH<sub>4</sub>.

A utilização do biogás, também conhecido como *gobar gás* (que em indiano significa gás de esterco), como fonte de energia motivou a China a adotar a tecnologia a partir de 1958, onde, até 1972, já haviam sido instalados 7,2 milhões de biodigestores na região do Rio Amarelo (GASPAR, 2003).

Para os chineses, a implantação de biodigestores transformou-se em questão vital. Sendo um país continental, com excesso de população, a China buscou, durante os anos de 1950 e 1960, no auge da Guerra Fria, por uma alternativa de descentralização energética. Baseavam-se em uma lógica simples, no caso de uma guerra que poderia significar a destruição quase total da civilização, o ataque às centrais energéticas, representaria o fim de toda atividade econômica. Isso porque a energia deixaria de ser disponível nos grandes centros, mas, naqueles pequenos centros, as pequenas unidades de biodigestão conseguiriam passar

incólumes ao poder inimigo. A descentralização, portanto, implicariam em criar unidades suficientes nas pequenas vilas, vilarejos e regiões mais longínquas (BARRERA, 1993 *apud* GASPAR *et al.*, 2003).

Segundo Pavlostathis (1988), no geral, o processo anaeróbio tem início quando os sólidos suspensos voláteis alimentados ao sistema são hidrolisados, produzindo demanda química de oxigênio (DQO) solúvel. A DQO solúvel serve de alimento às bactérias e, por conseguinte, à síntese celular, dando origem a uma biomassa microbiana relativamente densa.

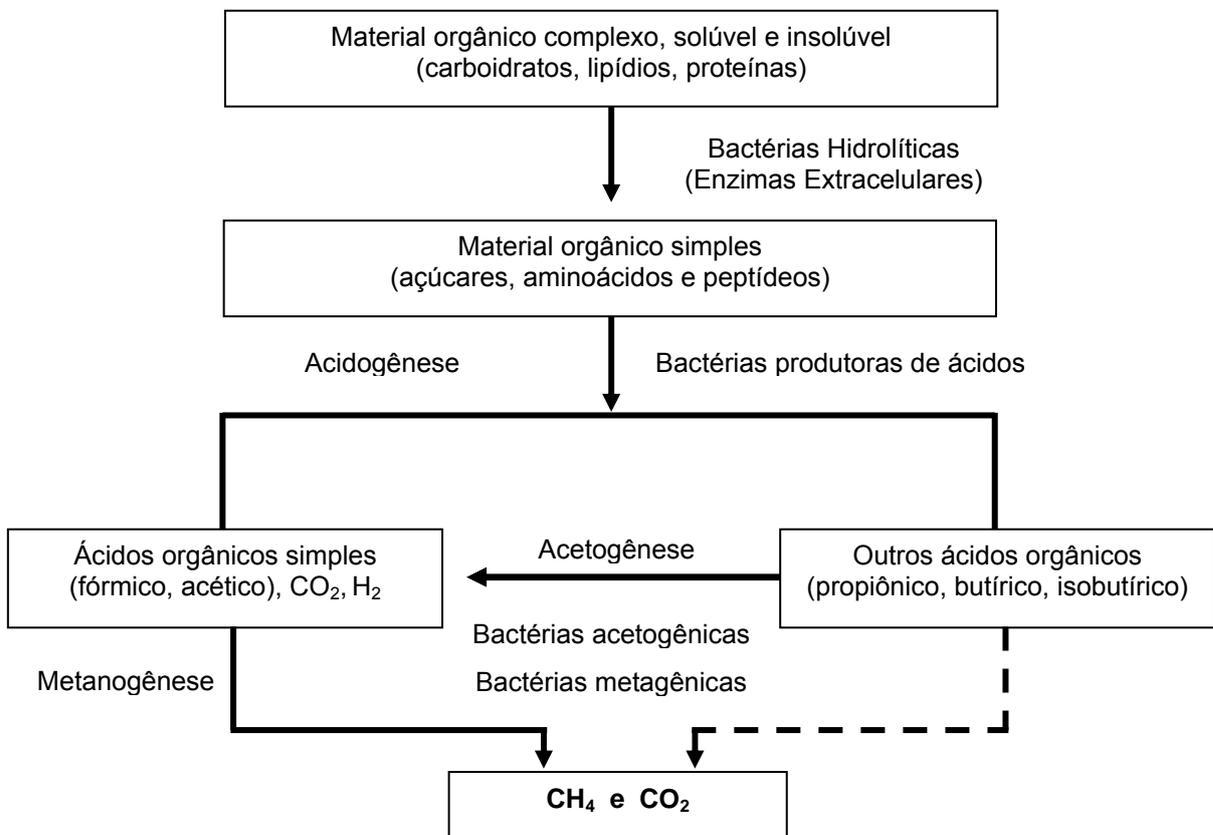
De acordo com Lettinga (1997), com base no conhecimento já estabelecido do processo, nenhum outro sistema de tratamento biológico compete com a digestão anaeróbia no que se refere à velocidade de partida. O ponto chave na partida do processo está relacionado com a existência de uma população microbiana adaptada ao resíduo em questão que pode ser suprida por microrganismos presentes no próprio resíduo ou pode ser introduzida no biodigestor com a utilização de inóculo.

A digestão anaeróbia é um processo microbiológico de estágio múltiplo, onde, na ausência de oxigênio a maioria dos resíduos orgânicos pode ser biologicamente convertida em metano e outros produtos (CASTRO e CORTEZ, 1998).

A digestão anaeróbia é vista como uma fermentação simples, que ocorre num único tanque, como numa fossa ou lagoa anaeróbia. Nas primeiras representações esquemáticas da digestão anaeróbia, ela era discutida como uma fermentação realizada por dois grupos de bactérias, onde o primeiro era caracterizado como o das bactérias acidogênicas, responsável pela transformação de lipídios, proteínas e carboidratos em ácidos graxos de cadeia curta, como acético, propiônico e outros, álcoois, H<sub>2</sub> e CO<sub>2</sub>. O segundo grupo de bactérias, chamadas de metanogênicas, transforma estes produtos intermediários principalmente em gases CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub> (PERES, 1982).

### 3.8.1 Etapas da digestão anaeróbia

Os processos de digestão anaeróbia apresentam uma seqüência metabólica de quatro etapas distintas na conversão de materiais orgânicos complexos em biogás: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese (CAMPOS, 1999). A Figura 1, apresenta essa seqüência metabólica e respectivos grupos microbianos envolvidos.



**Figura 1** – Seqüência metabólica e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia, CHERNICHARO (1997).

### 3.8.1.1 Hidrólise

A hidrólise é a etapa inicial do processo de metanização no qual o material orgânico particulado é convertido em compostos dissolvidos de menor peso molecular.

Segundo Campos (1999) as bactérias hidrolíticas fermentativas são responsáveis em promover a solubilização da matéria orgânica, ou seja, a quebra dos polímeros transformando-os em compostos menores. A fase hidrolítica é a fase limitante da velocidade do processo global quando o resíduo é constituído predominantemente de matéria orgânica não dissolvida, como celulose, proteínas e gorduras.

O grupo trófico responsável pela hidrólise e fermentação envolve um grande número de gêneros de bactérias, isolados de biodigestores de lodo de esgoto e de rumem bovino, entre os quais encontram-se: *Pepminococcus*, *Peptococcus*, *Eubacterius*, *Lactobacillus*, *Bacteróides*, *Ruminococcus*, *Clostridium*, *Butyrivibrio*, *Succinimonas* e *Lachinospira* (VITORATTO, 2004).

### 3.8.1.2 Acidogênese

Os compostos dissolvidos, gerados no processo de hidrólise ou liquefação, são absorvidos pelas células das bactérias fermentativas, sendo convertidos em diversos compostos mais simples, os quais são então excretados pelas células. Os principais compostos produzidos incluem ácidos graxos voláteis, álcoois, ácido láctico, gás carbônico, hidrogênio, amônia e sulfeto de hidrogênio, além de novas células bacterianas (SCHMITT, 2006).

A fase da acidogênese é efetuada por um grande e diverso grupo de bactérias fermentativas, entre as quais se destacam *Clostridium* e *Bacteroids*. A

maioria das bactérias acidogênicas é anaeróbia estrita, mas cerca de 1% consiste de bactérias facultativas que podem oxidar o substrato orgânico por via oxidativa. Isso é particularmente importante, uma vez que as bactérias anaeróbias estritas devem ser protegidas contra a exposição ao oxigênio eventualmente presente no meio (HAANDEL e LETTINGA, 1994).

### 3.8.1.3 Acetogênese

Conforme Chernicharo (1997), as bactérias acetogênicas 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 produz substrato para as metanogênicas.

Os produtos gerados pelas bactérias acetogênicas são o hidrogênio, o dióxido de carbono e o acetato. Durante a formação dos ácidos acético e propiônico, uma grande quantidade de hidrogênio é formada, fazendo com que o valor do pH no meio aquoso decresça. De todos os produtos metabolizados pelas bactérias acidogênicas, apenas o hidrogênio e o acetato podem ser utilizados diretamente pelas metanogênicas. Porém, pelo menos 50% da demanda química de oxigênio biodegradável disponível no meio é convertida em propionato e butirato, os quais são posteriormente decompostos em acetato e hidrogênio pela ação das bactérias acetogênicas, que utilizam hidrogênio e dióxido de carbono para produzir metano; e por meio da formação de ácidos orgânicos formados pela reação do hidrogênio com dióxido de carbono, com formação do ácido acético (CHERNICHARO *et al.*, 1997).

### 3.8.1.4 Metanogênese

A etapa final no processo global de conversão anaeróbia de compostos orgânicos em metano e dióxido de carbono é efetuada pelas bactérias metanogênicas.

Segundo Sperling (1996), essa etapa pode ocorrer através do processo oxidativo da metanogênese acetotrófica (produção de metano a partir de acetato) ou através da metanogênese hidrogenotrófica (produção de metano a partir do hidrogênio).

De acordo com Gottschalk (1979), as bactérias metanogênicas não metabolizam compostos orgânicos complexos; elas crescem com substratos mais simples como dióxido de carbono e gás hidrogênio, formato, metanol e acetato. As respectivas equações químicas da formação de gás metano nesses processos são as seguintes:



No primeiro tipo de metanogênese (1), o acceptor final de elétrons é o dióxido de carbono, sendo reduzido a metano. Praticamente todas as bactérias metanogênicas podem realizar este tipo de reação.

O formato (2) é um bom substrato para muitas bactérias metanogênicas; no entanto, como ele precisa ser primeiro convertido a  $CO_2$  e  $H_2$  não é um precursor direto do gás metano.

O metanol (3), também conhecido como um bom substrato para a metanização pode ser diretamente convertido em metano pela *Methanosarcina* a partir da sua reação com a hidroxicobalamina produzida pela bactéria, produzindo o

$\text{CH}_3\text{-B}_{12}$  que em seguida é convertido via  $\text{CH}_3\text{-Co}$  a  $\text{CH}_4$  e  $\text{H}_2\text{O}$ . A energia necessária para a formação de metano a partir do  $\text{CH}_3\text{-B}_{12}$  é fornecido pela oxidação de parte do substrato a  $\text{CO}_2$ . Daí, a equação química global apresentar os três produtos:  $\text{CH}_4$ ,  $\text{CO}_2$  e  $\text{H}_2\text{O}$  (GOTTSCHALK, 1979).

O acetato (4) é considerado o mais importante substrato da metanogênese proveniente de resíduos orgânicos. Segundo Gottswchalk (1979), ele pode ser fermentado por *Methanosarcina barkeri*, *Methanosarcina hungatii* e por várias outras bactérias produtoras de  $\text{CH}_4$ .

De acordo com Schmitt *et al.* (2006), além desses processos fermentativos que levam à produção de biogás, podem se desenvolver outros processos durante a metabolização anaeróbia de um resíduo orgânico. Neste tipo de metabolização não se encontra oxigênio dissolvido, mas pode haver presença de oxidantes alternativos como o nitrato e o sulfato, que permitem o desenvolvimento de bactérias que usam o catabolismo oxidativo. O nitrato pode ser reduzido para nitrogênio molecular em processo denominado desnitrificação e o sulfato pode ser reduzido para sulfeto. Conforme os autores, a redução biológica de sulfato em digestores anaeróbios em geral é considerada como um processo indesejável por duas razões: o sulfato oxida material orgânico que deixa de ser transformado em metano e no processo forma-se o gás sulfídrico, que é corrosivo e confere odor muito desagradável tanto à fase líquida como ao biogás, além de poder ser tóxico para o processo de metanogênese.

De uma forma geral, são exemplos de bactérias participantes de uma biodigestão anaeróbica: (a) Bactérias hidrolíticas-fermentativas (acidogênicas): *Clostridium* sp., *Acetivibrio cellulolyticus*, *Bacteróides succinogenes*, *Butyrivibrio fibrisolvens*, *Eubacterium cellulosolvens*, *Bacillus* sp., *Selenomonas* sp., *Megasphaera* sp., *Lachnospira multiparus*, *Peptococcus anaerobicus*, *Bifidobacterium* sp., *Staphylococcus* sp.; (b) Bactérias acetogênicas: *Syntrophomonas wolinii*, *S. wolfei*, *Syntrophus buswellii*, *Clostridium bryantii*, *Acetobacterium woddii*, *Desulfobibrio* sp., *Desulfotomaculum* sp.; c) Bactérias metanogênica acetoclástica: *Methanosarcina* sp e *Methanothrix* sp.; d) Bactérias hidrogenotróficas: *Methanobacterium* sp., *Methanobrevibacter* sp., *Methanospirillum* sp.

### 3.8.2 Fatores que influenciam na produção de biogás

Desde o início da degradação da matéria orgânica complexa até os produtos finais, principalmente CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub>, existe uma sintonia entre as várias espécies de bactérias, atuando seqüencial e simultaneamente, ou seja, os produtos de degradação são os substratos para uma etapa seguinte. É importante ressaltar que as diversas reações ocorrem concomitantemente e em situação de equilíbrio (GUIMARÃES e NOUR, 2001 *apud* SANTOS, 2004).

Além disto, existe uma série de fatores que interferem no processo de digestão anaeróbia, entre os quais, a temperatura, o pH, a concentração de sólidos e a composição do substrato.

#### 3.8.2.1 Temperatura

Segundo Coates (1991), a temperatura é uma variável extremamente importante por influenciar a cinética e o valor do balanço energético do processo. São normalmente considerados, para atividade bacteriana, três conjuntos de temperaturas: psicrófilos (<20<sup>0</sup>C), mesófilos (20 a 45<sup>0</sup>C) e termófilos (>45<sup>0</sup>C).

De acordo com Speece (1996), normalmente os reatores anaeróbios operam sob condições mesófilas, em uma temperatura ótima de 30<sup>0</sup>C. Para temperaturas abaixo de 30<sup>0</sup>C poderá ocorrer uma diminuição na hidrólise dos sólidos voláteis, devido ao acúmulo de matéria orgânica, alternando o valor do tempo de retenção hidráulica (TR<sub>H</sub>). Os valores de temperaturas mais elevadas conduzem a processos mais rápidos de degradação (tempos de retenção baixos), que se traduzem num menor gasto energético, numa maior estabilidade de operação dos reatores e em cheiros desagradáveis da fase líquida do processo.

A partir de efluentes oriundos de rejeitos urbanos contendo em torno de 6 % de sólidos totais (ST), Pauss *et al.* (1984), Cecchi *et al.* (1986) e Marta-Alvez *et al.*

(1990) avaliaram a produção de gás metano a 35 °C e obtiveram a produção máxima de 0,39 a 0,43 m<sup>3</sup>.kg<sup>-1</sup>.ST.

Na temperatura de 55 °C, esses valores têm sido um pouco menores sendo que a produção de gás metano fica em torno de 0,2 m<sup>3</sup> kg<sup>-1</sup> SV, conforme mostrado por Chernicharo (1997).

A experiência da operação de digestores na faixa termófila não tem sido totalmente satisfatória, existindo ainda muitas questões, se os benefícios advindos superam as desvantagens, incluindo o suplemento de energia necessário para aquecer os digestores, a má qualidade do sobrenadante e a instabilidade do processo. No entanto, há que se destacar que o processo termofílico favorece consideravelmente a redução de bactérias patogênicas, normalmente presentes nesse tipo de processo. Isto foi demonstrado por Olsen e Larsen (1987) num estudo incluindo *Salmonella typhimurium*, *Salmonella dublin*, *Escherichia coli*, *Staphylococcus aureus*, *Streptococcus faecalis*, *Erysipelotrix rhusiopathiae*, *Bacillus cereus*, *Mycobacterium tuberculosis* e *Clostridium perfringens*. No caso da *Salmonella* e da *Mycobacterium*, após 24 horas de digestão anaeróbia em condições termofílicas ambas foram inativadas enquanto que para a condição mesofílica foram necessárias várias semanas para a inativação.

Para a escolha da temperatura de operação é aconselhável levar em consideração tanto as formas necessárias para aquecer o biodigestor como o sistema para manter esta temperatura. Conforme Nogueira (2006), as principais formas de aquecer e manter a temperatura de operação de um biodigestor são: recircular a biomassa através de um trocador de calor externo, passar água aquecida em serpentinas dentro do biodigestor, aquecer as paredes do biodigestor e injetar diretamente vapor. Os biodigestores quando aquecidos devem ser projetados para a menor área superficial possível. O solo é um bom isolante e estabilizador térmico, razão pela qual os biodigestores devem ser enterrados. Quando se emprega o próprio biogás para aquecimento do biodigestor, usualmente se consome um terço da energia total produzida. Todas estas considerações devem ser feitas para um projeto otimizado, já que impõem alguma complexidade na construção e operação.

### 3.8.2.2 Potencial hidrogeniônico (pH)

Outro fator que influencia a digestão anaeróbia é o pH do meio. Num reator anaeróbio é extremamente importante porque a metanogênese só se processa com uma boa eficiência quando o pH se encontra na zona neutra, entre 6,3 a 7,8, (HAANDEL e LETTINGA, 1994).

Se as bactérias metanogênicas não fizerem a degradação dos produtos intermediários com uma eficiência razoável, estes começam a acumular-se. O acúmulo destes produtos fará diminuir o pH dentro do reator. Se o pH diminuir abaixo do valor de 6,2 a produção de biogás pode ser inibida prejudicando o processo produtivo (WINKLER, 1981).

Segundo Romli *et al.* (1994), em alguns casos pode ser necessária a adição de pequenas quantidades de uma solução alcalina sem alteração significativa das características do efluente para controlar o pH do meio em fermentação numa faixa ótima de operação.

### 3.8.2.3 Concentração de sólidos e tamanho das partículas

A quantidade de material fermentável dentro de um biodigestor alimentado com efluente orgânico é normalmente expressa como ST ou como concentração de sólidos voláteis (SV).

Yadvika *et al.* (2004) citam os trabalhos de Baserja (1984) e de Zennaki *et al.* (1996) em sua revisão sobre o assunto. No primeiro trabalho, o autor reportou que o processo de digestão anaeróbia ficou instável quando foi operado com ST inferior a 7% no meio de fermentação; enquanto que valores acima de 10% provocaram uma sobrecarga do fermentador. Na outra citação, os autores confirmaram este tipo de comportamento e indicaram a faixa de 7-9% de ST como a ideal para a digestão anaeróbia.

Apesar do tamanho das partículas não ser um parâmetro tão importante como a temperatura e o pH, ele tem alguma influência sobre a produção de biogás. Segundo Yadvika *et al.* (2004), as partículas de menor tamanho possibilitam maior área superficial para transferência de massa resultando num aumento da atividade microbiana e conseqüente aumento da produção de biogás. Os autores citam o trabalho de Sharma *et al.* (1988) como referência e destacam o fato de que esse grupo trabalhou com cinco diferentes tamanhos de partículas de vários sólidos orgânicos (0,088mm, 0,40mm, 1,0mm, 6,0mm e 30 mm) e obtiveram a máxima produção de gás com os valores de 0,088mm e 0,40mm. Os autores sugeriram que o uso de tamanhos maiores de partículas seriam possíveis apenas com materiais macios tais como os vegetais.

#### 3.8.2.4 Composição do substrato

Conforme Hammad *et al.* (1999), a população microbiana envolvida na digestão anaeróbia de compostos orgânicos requer quantidades variáveis de muitos nutrientes essenciais para o seu crescimento e multiplicação. Desses nutrientes, os mais importantes são o carbono e o nitrogênio.

É necessário fornecer aos diferentes gêneros de microrganismos envolvidos no processo de metanização um substrato que possibilite uma relação C/N ideal para todos os processos metabólicos. Em geral, conforme Yadvika *et al.* (2004), essa relação é da ordem de 25 a 30:1

Os vários tipos de substratos orgânicos disponíveis e possíveis de uma metanização diferem muito em relação à sua composição química. Os principais compostos biodegradáveis desses substratos, são os carboidratos, proteínas e ácidos graxos. Muitos elementos químicos que podem estar presentes nesses substratos, em função da sua concentração, podem ser inibidores ou ativadores do processo de digestão anaeróbia. Exemplos desses elementos são o Ni, Na, Ca, K, Mg, Cd, Fe, Cr, etc. (HAMMAD *et al.*, 1999).

### 3.8.3 Co-produto do processo de biodigestão

A eficiência no tratamento de resíduos orgânicos em biodigestores anaeróbios, além de fornecer biogás, fornece também biofertilizante que é rico em nutrientes e com número bastante reduzido de microorganismos patogênicos (Xavier 2002 *apud* MEISTER, 2005).

Depois de passarem no digestor, os resíduos remanescentes apresentam alta qualidade para uso como fertilizante agrícola, devido principalmente aos seguintes aspectos: diminuição no teor de carbono do resíduo, pois a matéria orgânica ao ser digerida perde exclusivamente carbono na forma de CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub>; diminuição na relação C/N da matéria orgânica, o que melhora as condições do material para fins agrícolas; maiores facilidades de imobilização do biofertilizante pelos microrganismos do solo, devido ao material já se encontrar em grau avançado de decomposição o que vem aumentar a eficiência do biofertilizante; solubilização parcial de alguns nutrientes (USP, 2002).

Thiago *et al.* (2008) realizaram estudos para aplicação do efluente de biodigestor na produção de pimentões empregando o biofertilizante como componente do substrato de crescimento ou como fertirrigação. Os autores concluíram que apesar da substituição parcial de fertilizantes minerais pelo efluente de biodigestor, à base de dejetos de suínos, não ter sido suficiente para proporcionar produtividade equivalente à adubação 100% mineral, a produção alcançou padrões de qualidade semelhantes àqueles com adubo. Segundo os autores, o uso do efluente de biodigestor à base de dejetos de suínos pode ser considerado uma alternativa em potencial para reduzir os custos de produção no cultivo em substratos e, principalmente, evitar o descarte deste material ainda rico em nutrientes no meio ambiente.

Segundo Simioni (2001) a utilização de resíduo orgânico como fertilizante do solo é preconizada por dois fatores: (1) os resíduos possuem nutrientes que poderão ser absorvidos pelas plantas na medida em que vão ocorrendo sua mineralização, (2) os resíduos orgânicos aportam matéria orgânica ao solo, melhorando a fertilidade intrínseca do mesmo, estrutura e porosidade, entre outros efeitos.

Entretanto, ao contrário dos fertilizantes químicos, que poderão ser formulados especificamente para cada tipo de cultura e de solo, os biofertilizantes podem possuir vários minerais que se encontram em proporções desequilibradas em relação à capacidade de absorção das plantas. Em razão disso, o uso prolongado e, ou, excessivo poderá resultar em desequilíbrios químicos, físicos e biológicos do solo, sendo que vários desses impactos já foram comprovados tanto no Sul quanto em outras regiões do Brasil (SAGRANFREDO, 2004).

#### 3.8.4 Principais tipos de biodigestores empregados na geração de biogás

**a) Biodigestores descontínuos ou em batelada** – nestes tipos de biodigestores, a matéria-prima a ser fermentada é colocada no seu interior e logo após isolada do contato do ar atmosférico de forma a favorecer a digestão anaeróbia; o gás produzido é armazenado no próprio recipiente que serve de biodigestor ou em um gasômetro acoplado a este. Uma vez cessada a produção de gás, o biodigestor é aberto e esvaziado; após a sua limpeza, é colocada nova quantidade de substrato e inóculo e o processo se repete.

**c) Biodigestores contínuos** – neste tipo de biodigestor, as matérias-primas usadas são líquidas ou semi-líquidas, onde são colocadas e retiradas periodicamente, quase sempre diretamente. Neste biodigestor usa-se matéria-prima que possua decomposição relativamente fácil e que seja sempre disponível nas suas proximidades de operação do biodigestor. A produção de gás e de resíduos é contínua. Existem vários modelos de biodigestores contínuos de acordo com o seu formato. De modo geral, os biodigestores contínuos se encontram divididos em dois tipos: vertical e horizontal, de acordo com o seu posicionamento sobre o solo. O biodigestor vertical nada mais é do que um tanque cilíndrico, em alvenaria, concreto ou outros materiais, quase sempre com a maior parte submersa no solo. A matéria-prima é colocada na sua parte inferior com a saída do gás na parte superior, funcionando como acumulador de gás e como instrumento de vedação do digestor. Por sua vez, o biodigestor horizontal consiste de uma câmara, com qualquer

formato, desde que a altura ou profundidade seja inferior às outras dimensões (comprimento e largura), a qual é enterrada no solo ou não. A matéria-prima é colocada periodicamente em um dos lados do digestor. Este tipo de biodigestor é mais freqüentemente utilizado em regiões onde o lençol freático é muito superficial ou há afloramento de rochas, dificultando a construção.

**b) Biodigestores semi-contínuos** – Operados de forma intermediária entre os biodigestor descontínuo e contínuo, onde, após o término da biodigestão do substrato disponível, uma parte do volume de trabalho é retirada e igual volume de novo substrato é adicionado ao meio que ficou no biodigestor. Quanto menor for o volume “retirado” mais o processo se afasta do processo descontínuo e mais se aproxima das condições de operação dos biodigestores contínuos.

### 3.8.5 Processos de produção de biogás

O processo de produção de biogás já é bem conhecido, principalmente a geração de gás metano a partir de esgotos sanitários e de dejetos de animais.

Em São Paulo, foram realizados estudos na geração de energia elétrica a partir do biogás do tratamento de esgoto na grande São Paulo. O potencial de geração de biogás nas 5 unidades de tratamento de esgoto da Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP) existentes, é igual 31.100 m<sup>3</sup>/dia, equivalente a uma capacidade instalada de 2,858 MW. Foi concluído que o potencial de geração de biogás teoricamente produzido se todo o esgoto do Estado de São Paulo fosse tratado pelo processo de digestão anaeróbica de tratamento de esgoto da SABESP, seriam gerados 270.212 m<sup>3</sup>/dias de biogás, equivalente a uma capacidade instalada de 20,8 MW. Esse estudo ressalta ainda que, apesar das barreiras tecnológicas, econômicas e políticas, a implantação de novos projetos de aproveitamento energético do biogás no Brasil mostra-se bastante promissor (COSTA, 2006).

Oliveira e Higarash (2006), estudaram a viabilidade de utilização de biogás produzido em unidades de produção de suínos na geração de energia elétrica

para a alimentação de motores elétricos de uma fábrica de ração e para a alimentação elétrica de lâmpadas de 100 W, usadas no aquecimento ambiental de leitões, nas salas de maternidade e creche. Os autores verificaram que quando o biodigestor instalado em propriedades produtoras de suínos for manejado adequadamente pode-se alcançar uma produção de biogás variando entre 0,35 à 0,60 m<sup>3</sup> de biogás por m<sup>3</sup> de substrato.

Bouallagui *et al.* (2004) utilizaram um biodigestor tubular de 18 L operando em processo semicontínuo a 35 °C e empregando como substrato resíduos de frutas e vegetais de um supermercado. Os autores avaliaram o efeito do teor de ST no meio de fermentação (4, 6, 8 e 10%) e de Tempo de Retenção Hidráulica (TR<sub>H</sub>) (10, 12, 15 e 20 dias) sobre a produção de biogás. A maior vazão de alimentação avaliada foi de 10,1 g DQO.L<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>. A relação média de C/N no substrato alimentado foi de 21:1. Como inóculo (cultura iniciadora do processo) os autores empregaram uma mistura contendo dejetos de vacas e efluente de um biodigestor em operação numa indústria de óleo vegetal. A maior velocidade de produção de biogás (2,62 L.L<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>) foi obtida empregando 6% ST com TR<sub>H</sub> de 12 dias. Nessas condições o rendimento em biogás foi de 594,96 L.kg<sup>-1</sup> de sólidos voláteis alimentado e a concentração de metano nesse composto foi de 55%. A eficiência de degradação dos sólidos voláteis foi de 65,6%.

Utilizando a combinação de dois biodigestores tubulares Bouallagui *et al.* (2004) aumentaram a eficiência do processo semicontínuo citado anteriormente para 96% na redução da carga orgânica alimentada e conseguiram alcançar um processo de alta estabilidade e significativa produtividade de biogás (0,74 L.L<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>). A Demanda Química de Oxigênio (DQO) do efluente no final desse processo de metanização foi menor que 1500 mg.L<sup>-1</sup>.

Fazendo uso de frascos de DBO de 300 mL, Kalia e Joshi (1995) empregaram diferentes concentrações de cascas de ervilhas (1 a 2 cm de tamanho) como substrato e avaliaram a produção de biogás durante 25 dias de incubação a 40 °C. O maior rendimento em biogás foi de 362 L.kg<sup>-1</sup> ST reduzidos, quando foi empregado 1% m.v<sup>-1</sup> de ST. Nessas condições de processo foi observada uma redução percentual de ST igual a 38%.

Kalia e Joshi (1995) avaliaram também a produção de gás metano em frascos Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) de 300 mL utilizando como substrato pedaços de 1-2 cm de caule da bananeira *Musa indica* (92% de ST, 83% de sólidos

orgânicos e 15%-20% de lignina e celulose). O material foi previamente seco ao sol e tratado quimicamente para redução do teor de fibras. O processo foi conduzido em batelada, em diferentes temperaturas de incubação (37 °C e 50 °C) empregando as seguintes concentrações de ST (% m.v<sup>-1</sup>): 2, 4, 8 e 16. Os maiores valores de rendimentos em biogás (271-267 L.kg<sup>-1</sup> ST) foram obtidos a 37 °C empregando as duas menores concentrações de sólidos totais. A 50 °C, para as mesmas concentrações de ST, esses valores foram de 217 e 229 L.kg<sup>-1</sup> ST. Esses valores foram bem superiores aos observados por Deivanai e Kasturi Bai (1995), onde obtiveram a produção de apenas 2 a 9 L.kg<sup>-1</sup> ST, só que utilizando substrato *in natura*, sem o pré-tratamento.

A biometanização de refugos de banana realizada por Deivanai e Kasturi Bai (1995) foi conduzida durante um mês, em processo descontínuo, a 30 °C, onde foi observada redução de 25 % dos sólidos totais e de 39,6% dos sólidos voláteis constituintes do resíduo. A produção máxima de biogás obtida foi de 9,22 kg L<sup>-1</sup> ST, sendo que 72% desse volume foi de gás metano.

Utilizando cascas de bananas das indústrias de alimentos de Nova Delhi, cortadas em pedaços de 5-10 mm e em pó, Bardiya *et al.* (1996) usaram um biodigestor de laboratório de 2,0 L alimentado com meio contendo 7-10% de sólidos totais e alcançaram, com 25 dias TR<sub>H</sub>, uma produção constante de biogás de 188 kg L<sup>-1</sup> ST e 181 kg L<sup>-1</sup>, respectivamente, mostrando assim um pequeno incremento no rendimento ao ser utilizado a casca de banana em pedaços. Dessa produção, aproximadamente 55 % do volume foi de gás metano.

Segundo Yadvika *et al.*, (2004) uma análise crítica da literatura revela que existem várias técnicas que podem ser empregadas para o aumento da produção de biogás. Entre essas, pode-se citar: uso de aditivos (biomassa verde, seleção de microrganismos e aditivos inorgânicos), recirculação e filtração do lodo, variação operacional de parâmetros como temperatura, pH, TR<sub>H</sub> e tamanho das partículas de substrato, relação carbono/nitrogênio, concentração de sólidos. Estas alternativas para o aumento da produção de biogás serão bem sucedidas desde que empregadas nas condições certas para cada tipo de técnica sendo necessário um estudo extensivo mais apurado para comprovar os resultados.

### 3.9 O CASO DOS RESÍDUOS DA BANANICULTURA

A banana é a mais importante das frutas nos países tropicais. Dentre todas as frutíferas cultivadas no mundo, é ela que apresenta o maior volume de produção. Em muitos países ela é a principal fonte de arrecadação e geradora de empregos e renda para a maioria da população (FAO, 2006).

Em 2005, a exemplo dos anos anteriores, a maior produção da fruta foi registrada na Índia, totalizando 23,2% da oferta mundial. O Brasil, com uma produção anual de 6,7 milhões de toneladas, foi o segundo em produção, com 9,8%, seguido pela China com 8,8% e pelo Equador, com 8,1% (FAO, 2006).

Ainda de acordo com a FAO (2006), a bananeira é uma das principais frutíferas em exploração no Brasil. A quantidade de bananas produzidas anualmente no País só é superada pela quantidade de laranjas.

A bananeira é cultivada, sem exceção, em todo território brasileiro. Dados divulgados pelo Centro de Sócio-economia e Planejamento Agrícola do Estado de Santa Catarina (CEPA, 2006), mostraram que em 2005 Santa Catarina participou com 9,8% da produção brasileira de bananas, sendo superado apenas por São Paulo com 17,3% da produção nacional.

Nos últimos três anos a produção de bananas em Santa Catarina alternou-se com a produção de maçãs em importância sócio-econômica para o Estado. A bananicultura tem sido um forte componente na renda de um grande número de pequenos agricultores. Segundo o último censo agropecuário do IBGE, realizado no período entre agosto/95 a julho/96, cerca de 28 mil propriedades exploram a cultura e cinco mil delas têm nessa atividade sua principal fonte de renda.

Em 2005, o estado de Santa Catarina produziu 668 mil toneladas de bananas, principalmente as espécies *Musa sapientum* e *Musa cavendishii*, popularmente conhecidas na região como banana branca e banana nanica ou nanicão, respectivamente.

Conforme dados da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA, 2006), de cada 100 quilos de frutas colhidas, 46 não são aproveitados. Isto significa uma perda diária de 15 toneladas de alimentos que vão para o lixo das Ceasas (Centrais de Abastecimento) de todo o país, e de mais 14 toneladas que são

descartadas todos os dias no varejo, antes mesmo de chegarem ao consumidor final.

Além disto, de acordo com dados levantados em uma empresa de alimentos situada no município de Garuva, um dos maiores produtores da banana nanica na região nordeste do Estado, para cada tonelada de banana colhida aproximadamente quatro toneladas de resíduos lignocelulósicos são gerados (3 toneladas de pseudo-caule, 160 kg de engaços, 480 kg de folhas e 440 kg de cascas). Uma parte das cascas que são normalmente destinadas à alimentação de suínos, e os demais resíduos são dispersos no campo e permanecem ali até decomposição natural.

Essa ação antrópica, além do transtorno causado pela quantidade de material espalhado no solo conduz à geração de gás metano e dióxido de carbono pela degradação das matérias orgânicas através da ação de bactérias específicas normalmente encontradas na natureza. Esses gases são apontados como os principais responsáveis pelo aquecimento da superfície terrestre e destruição da camada de ozônio na estratosfera (RIBEIRO, 2003).

O aproveitamento desses resíduos na produção de insumos ou na sua transformação em verdadeira “commodity” além de permitir a redução da poluição ambiental permitiria agregar valor à cultura da banana que tem enfrentado nos últimos anos grandes desafios gerados pela oscilação do produto no mercado nacional (ANDRADE, 2005).

Entre as possibilidades de valorização desses resíduos encontra-se a sua utilização como biomassa na geração de energia renovável e o seu emprego como fonte natural na extração de eventuais compostos de interesse comercial.

O uso sustentável da biomassa a partir de resíduos para fins energéticos é uma das grandes opções em termos ambientais. Em termos de emissão de gás carbônico apresenta balanço praticamente nulo (devido à absorção de carbono pela fotossíntese), em termos das demais emissões, quando comparada aos combustíveis fósseis, também apresenta vantagens, pois as emissões de SO<sub>x</sub> são desprezíveis e as emissões de particulados e NO<sub>x</sub> podem ser controlados com tecnologia amplamente dominada no mundo.

## 4 MATERIAL E MÉTODOS

### 4.1 SUBSTRATO

Foram utilizados como substrato ou biomassa os resíduos agroindustriais cascas de banana, folhas, pseudocaule e engaços (Figura 2) provenientes da bananeira *Musa cavendishii*, a fruta é popularmente conhecida na região como nanica. Esses resíduos foram coletados na Indústria de Alimentos Waldemar Arndt, fornecedora dos produtos da marca Típiqus, localizada no município de Garuva, na região Nordeste de Santa Catarina.



**Figura 2** – Resíduos empregados como biomassa na geração de biogás: cascas de banana (A), pseudocaule (B), folhas (C) e engaço (D)

#### 4.1.1 Cominuição do substrato

Após a coleta no campo, todos os resíduos foram conduzidos aos laboratórios de pesquisa da Univille e submetidos, individualmente, à cominuição. Inicialmente os resíduos foram triturados em moinho de facas Triturador Forrageiro CID-125 (Figura 3) e em seguida em liquidificador doméstico Britânia de 2L.

A cominuição em liquidificador foi realizada com adição de água da rede de abastecimento até a obtenção de uma massa fluida, de baixa viscosidade. A relação água/biomassa ( $L$  de  $H_2O.kg^{-1}$  de biomassa *in natura*) empregada para cada resíduo foi função da concentração inicial de substrato programada especialmente para cada ensaio de biodigestão, com base nas suas características físicas determinadas por Conradi (2005), principalmente o teor de sólidos totais.

O tempo de cominuição no liquidificador foi de aproximadamente 3 minutos para cada um dos resíduos ou até que as partículas sólidas atingissem tamanho médio inferior a 3mm (inspeção visual).



**Figura 3** - Triturador Forrageiro CID-125 empregado na operação inicial de cominuição das cascas de banana, engaço, folhas e pseudocaule da bananeira

## 4.2 COMPOSIÇÃO DO INÓCULO

Foram utilizados dois tipos de inóculo: (1) uma mistura composta por 60% v/v de suspensão microbiana coletada na lagoa de Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) de Joinville-SC e 40% v/v de suspensão microbiana proveniente de lixiviação de compostagem fornecida pelo Colégio Agrícola de Araquari-SC; (2) suspensão microbiana proveniente da unidade de geração de biogás de dejetos de suínos da Granja Sinuelo, localizada no município de Araquari, SC.

Inóculo (1): foi definido anteriormente por Coelho (2006), a partir de testes rápidos de biodegradação dos substratos a serem avaliados empregando várias combinações de suspensões microbianas, inclusive suspensão proveniente de lixiviado do Aterro Sanitário de Joinville. Esses ensaios foram conduzidos durante duas semanas de fermentação para cada substrato avaliado.

Inoculo (2): foi constituído de duas frações líquidas obtidas de diferentes pontos do biodigestor em operação da Granja Sinuelo: 50% do volume composto por suspensão obtida na entrada do biodigestor e 50% coletada na sua saída. O material obtido na entrada do biodigestor eventualmente vinha misturado com areia, a qual era normalmente empregada na limpeza das baias onde estavam os suínos.

As percentagens volumétricas desses inóculos programados para o meio de fermentação foram de 20% para o caso dos ensaios realizados em frascos Erlenmeyer (ensaios E1 a E6), de 10% em garrafas plásticas (ensaios E7 e E8) e 50% para os ensaios desenvolvidos em biorreator de bancada (ensaios E9 e E10), conforme tabela 5 apresentada na página 59).

### 4.3 ENSAIOS DE BIODEGRADAÇÃO

Foram realizados efetivamente dezoito ensaios de biodegradação com os resíduos avaliados.

Numa primeira etapa (item 4.3.1) foram determinadas as concentrações ideais de cada um dos resíduos no meio de biodegradação e em seguida avaliada a biodegradação conjunta dos mesmos. Esses ensaios foram realizados em frascos Erlenmeyer de 250 mL contendo 100 mL de volume de trabalho ( $V_T$ ).

Na segunda etapa (item 4.3.2) foram realizados ensaios de biodigestão da mistura de resíduos selecionada na etapa anterior empregando como biodigestores garrafas plásticas de 1L e  $V_T = 500$  mL. Nesta etapa foram avaliados os efeitos do pré-tratamento da biomassa sobre a produção de biogás.

Numa última etapa (item 4.3.4) foram realizados os ensaios de metanização da biomassa em biodigestor com dorna de 10L e controle. A Tabela 5 apresenta esses ensaios com as suas principais características.  $V_T = 5L$ .

Tabela 5 – Ensaios de biodegradação realizados com os resíduos lignocelulósicos gerados na bananicultura.

<b>Identificação dos ensaios</b>	<b>Tipo de resíduo empregado</b>	<b>Biodigestor</b>	<b>Principais objetivos dos ensaios</b>
E1 (x3)	Cascas de banana	Frascos Erlenmeyer com inóculo contendo suspensão microbiana de ETE e de compostagem	Determinar o efeito da concentração inicial de substrato (biomassa) sobre a velocidade de redução da DQO.
E2 (x3)	Engaço		
E3 (x3)	Folhas		
E4 (x3)	Pseudocaule		
E5	Mistura dos resíduos cascas, folhas e pseudocaule	Idem aos ensaios anteriores	Avaliar o efeito do tratamento térmico do substrato sobre a velocidade de redução da DQO.
E6			
E7	Idem aos ensaios E5 e E6	Garrafas plásticas com inóculo de biodigestor em operação	Avaliar o efeito da hidrólise ácida do substrato sobre a produção de biogás.
E8			
E9	Idem aos ensaios E5 e E6	Biorreator de bancada	Comparação entre inóculos e determinação da produção de biogás em processo descontínuo controlado.
E10		Idem ao ensaio anterior	Estudos preliminares da produção de biogás em processo contínuo.

#### 4.3.1 Determinação da concentração ideal de biomassa na biodegradação – Ensaio E1 a E4

Os ensaios foram conduzidos em frascos Erlenmeyers de 250mL contendo 100 mL de volume de trabalho ( $V_T$ ) e inóculo na concentração de 20% v/v.

Os frascos foram acondicionados em agitador orbital CERTOMAT-HR, com frequência de agitação de  $100 \text{ min}^{-1}$  e temperatura de incubação de  $30 \text{ }^\circ\text{C}$ .

As concentrações iniciais de substratos programadas para cada um dos resíduos avaliados, expressas em grama de sólidos totais por litro de meio de fermentação ( $\text{gST.L}^{-1}$ ) e convertidas em grama de massa úmida em função dos teores de umidade definidos por Conradi (2005), foram de: 10, 20 e  $40 \text{ gST.L}^{-1}$ . A Tabela 6 apresenta os valores utilizados para cada ensaio.

Após cominuição de cada um dos substratos conforme descrito no item 4.1.1, as soluções resultantes (“soluções-mães”) foram diluídas com água nas proporções volumétricas 1:4, 1:2 e 1:1 (sem diluição) de forma a obter as três diferentes concentrações de sólidos totais pretendidas no meio de biodigestão (Tabela 6).

Todos os ensaios foram realizados, no mínimo, em triplicata, sendo que o tempo de processo para todos os ensaios realizados em trinta dias, conforme definido anteriormente por Coelho (2006).

Cada ensaio foi constituído por, no mínimo, nove frascos possibilitando assim a retirada periódica de três amostras ao longo da realização dos ensaios. As amostras foram retiradas no início do processo, após 15 dias de biodigestão e no final do ensaio, com 30 dias de incubação. Foram determinados em cada amostra os valores de sólidos totais (ST), sólidos voláteis (SV) e Demanda Química de Oxigênio (DQO).

A cada dois dias, foi medido o pH e corrigido, quando necessário, para 7,2 através da adição de NaOH 1N.

Tabela 6 – Concentrações das biomassas empregadas nos ensaios de biodigestão realizados em frascos Erlenmeyer de 250mL (Ensaio E1 a E4).

Biomassa	Identificação dos Ensaio	Concentração do substrato	
		(gST.L <sup>-1</sup> )	(g mu.L <sup>-1</sup> )*
Casca de banana	E1a	8,0 ± 1,0	70,4
	E1b	14,0 ± 0,0	123,2
	E1c	27,0 ± 0,2	237,6
Engaço	E2a	4,9 ± 0,70	85,8
	E2b	8,9 ± 1,4	155,8
	E2c	16,7 ± 2,3	292,3
Folhas	E3a	8,6 ± 0,5	53,3
	E3b	10,8 ± 0,1	67,0
	E3c	22,1 ± 0,1	137,0
Pseudocaule	E4a	4,2 ± 0,4	90,0
	E4b	5,2 ± 0,1	111,3
	E4c	8,5 ± 0,5	182,0

\*Valor calculado a partir do valor médio de sólidos totais (ST) em função dos valores de teor de umidade determinadas por Conradi (2005).

#### 4.3.2 Determinação da influência do tratamento térmico sobre a velocidade de degradação dos substratos – Ensaio E5 e E6

Foi utilizada a mistura de resíduos composta por 50% m/m de cascas de banana, 25% m/m de folhas de bananeira e 25% m/m de pseudocaule, definida em função dos resultados obtidos na etapa anterior (ensaios E1 a E4).

Os resíduos foram inicialmente triturados em moinho de facas, conforme descrito no item 4.1.1, pesados e então misturados e cominuídos em liquidificador doméstico durante, no máximo, três minutos.

Foram realizadas duas séries de ensaios: (1) Ensaio E5 – uso da biomassa *in natura*, (2) Ensaio E6 – uso da biomassa previamente cozida a 70°C durante 30 minutos.

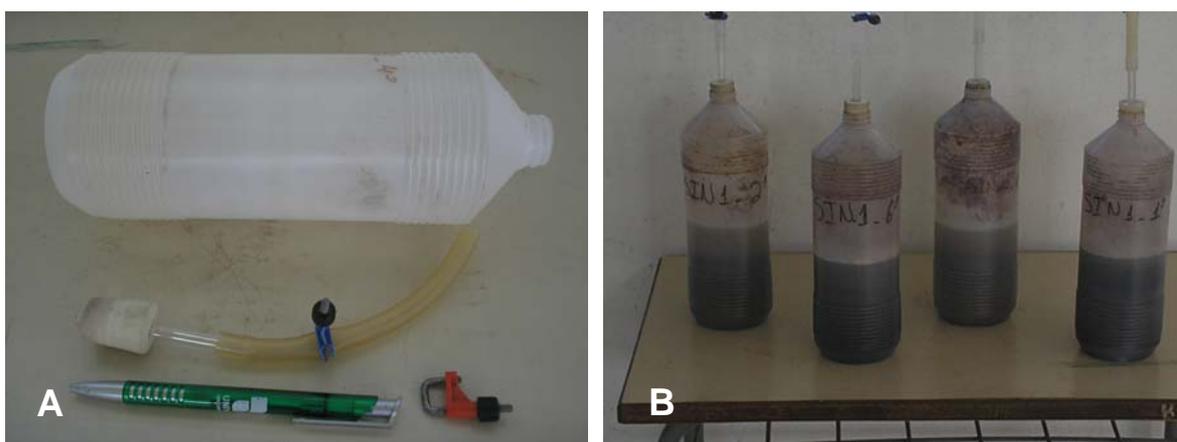
Cada série foi composta por nove frascos erlenmeyer de forma a possibilitar a retirada de amostras, em triplicata, a cada 15 dias de processo.

A cada dois dias foi verificado o pH do meio de cada um dos frascos e corrigido o seu valor, caso necessário, para 7,2 através da adição de solução NaOH 1N.

Em nenhuma desses ensaios foi possível determinar a composição do biogás formado.

#### 4.3.3 Influência da hidrólise ácida sobre a metanização – Ensaio E7 e E8

Como biodigestores foram empregadas garrafas plásticas de 1L contendo sistema de vedação e mangueira de silicone para coleta do biogás produzido, (Figura 4). O volume de trabalho foi de 500 mL.



**Figura 4** – Garrafas plásticas de 1L empregadas como biodigestor nos Ensaio E7 e E8: (A) garrafa vazia com rolha e tubo para retirada de amostra para análise do biogás formado, (B) garrafas após a inoculação do substrato.

Como substrato foi empregado a mistura composta por cascas de banana, folhas da bananeira e pseudocaule, conforme descrito no item 4.3.2.

Foram avaliadas duas diferentes condições de processo: (1) Ensaio E7 – uso da biomassa *in natura* (biomassa preparada de forma igual a do ensaio E5), definido como ensaio padrão e, (2) Ensaio E8 – biomassa previamente hidrolisada a 120°C, durante 15 minutos, empregando-se H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 1% m/m, conforme indicado por YADVIKA *et al.* (2004).

Cada ensaio foi constituído de doze biodigestores, mantidos em estufa microbiológica a 30 °C, sem agitação.

A cada sete dias foram retidas duas garrafas de cada um dos ensaios para as determinações de DQO, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), ST e SV e os gases CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub> e H<sub>2</sub>S (ver item 4.4). Cada garrafa constituiu uma amostra.

A cada três dias, todos os meios dos biodigestores remanescentes de cada ensaios foram homogeneizados em um único volume e realizado o ajuste

do pH para 7,2 através da adição de NaOH 1N. Após correção do pH a mistura foi redistribuída nos biodigestores e reconduzidos a estufa para continuidade do processo de biodegradação.

#### 4.3.4 Metanização em biodigestor com pH controlado

Foram avaliados dois tipos de processos: (1) Ensaio E9 – Processo Descontínuo e (2) Ensaio E10 – Processo Contínuo.

Foi empregado como biodigestor o biorreator de bancada New Brunswick, modelo SF-116 (Figura 5) com sistema de controle automático de pH, temperatura e agitação.



**Figura 5** – Biorreator New Brunswick empregado como biodigestor nos Ensaios E9 e E10: sistema em operação.

A dorna empregada foi de 10L e o sistema de agitação foi composto de duas turbinas espaçadas de 100 mm, contendo cada uma seis pás planas (“*flat-blade*”) de diâmetro 75 mm (Figura 6). A distância da última turbina ao fundo da dorna foi de 150 mm.



**Figura 6** – Dorna de 10L e sistema de agitação utilizados no biorreator New Brunswick, Ensaios E9 e E10

O volume de trabalho foi de 5L contendo 50% v/v de inoculo. A temperatura de metanização foi de 30°C e o pH 7,2, controlado automaticamente através da adição de NaOH 6M. A frequência de agitação empregada foi de 130 min<sup>-1</sup>.

Como substrato foi utilizado mesma composição de biomassa dos ensaios realizados anteriormente, sem pré-tratamento, ou seja, 50% m/m de cascas de banana, 25% m/m de folhas de bananeira e 25% m/m de pseudocaule, todos *in natura*.

O volume de biogás gerado durante o processo de metanização foi determinado de forma indireta empregando coluna de água acondicionada em proveta plástica graduada de 2L emborcada em bandeja de plástico com água, conforme descrito no item 4.4.5.

#### 4.3.4.1 Processo descontínuo – Ensaio E9

Foram realizadas duas fermentações empregando os dois tipos de inóculos utilizadas nas etapas anteriores: Ensaio E9a – inóculo proveniente de suspensão microbiana de ETE + compostagem e Ensaio E9b – inóculo proveniente de efluente de granja de criação de suínos.

A concentração inicial de substrato pretendida no biodigestor foi de 20 gST.L<sup>-1</sup>. Para tanto foi preparada uma mistura inicial de biomassa *in natura* contendo 509 g de massa úmida (mu) de cascas de banana (57,8 gST), 465 gmu de pseudocaule (21,7 gST) e 136 gmu de folhas de bananeira (21,9 gST), resultando na relação entre os resíduos em termos de mu de 3,74:3,42:1, respectivamente. A mistura foi então cominuída, conforme descrito no item 4.1.1, seguido da adição de água destilada até volume final de 3L, resultando numa concentração final em biomassa de 370,1 gmu.L<sup>-1</sup> ou 33,8 gST.L<sup>-1</sup>, para uma concentração correspondente a cada um dos resíduos empregados de 169,8 gmu.L<sup>-1</sup>, 155,0 g mu.L<sup>-1</sup> e 45,3 g mu.L<sup>-1</sup>, respectivamente. O valor de demanda química de oxigênio (DQO) na mistura foi de 19,6 g DQO.L<sup>-1</sup>.

Na dorna foram colocados 2,5 L dessa mistura inicial de biomassa e 2,5 L do inóculo descrito no item 4.2, resultando numa concentração inicial estimada de 16,9 gST por litro, (141,5 gmu.L<sup>-1</sup> de cascas, 129,2 gmu.L<sup>-1</sup> de pseudocaule e 37,7gmu.L<sup>-1</sup> de folhas).

No início do ensaio, assim como a cada sete dias e no final do processo de biodigestão, foram retiradas amostras para determinação dos valores de demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO<sub>5</sub>), ST, SV e composição do biogás formado (ver item 4.4.6.1).

O final do processo foi definido como o tempo de metanização no qual o valor de DQO chegou a 2000 mg.L<sup>-1</sup>. Neste instante, além da amostra normalmente retirada para as análises anteriormente citadas, foi retirada outra amostra do caldo residual e enviada para a empresa Natrium Química, para a determinação das concentrações de nitrogênio, fósforo e potássio. Estas últimas análises foram

essenciais para a avaliação da possibilidade do uso do resíduo final da biodigestão como biofertilizante.

#### 4.3.4.2 Processo contínuo – Ensaio E10

Foram realizados dois ensaios de biodigestão contínua nas mesmas condições de processo. Cada um desses ensaios foi iniciado com um processo descontínuo realizado nas condições descritas no item 4.3.4.1.

O início da alimentação do biodigestor foi realizado quando a DQO do meio em metanização atingiu valores da ordem de  $2,5 \text{ g DQOL}^{-1}$ .

Como substrato de alimentação foi empregada a mistura de biomassa composta por cascas de banana ( $19,3 \text{ gST.L}^{-1}$  ou  $169,7 \text{ gmu.L}^{-1}$ ), pseudocaule ( $7,2 \text{ gST.L}^{-1}$  ou  $155,0 \text{ gmu.L}^{-1}$ ) e folhas de bananeira ( $7,3 \text{ gST.L}^{-1}$  ou  $45,3 \text{ gmu.L}^{-1}$ ), totalizando  $33,8 \text{ gST.L}^{-1}$  ou  $370,0 \text{ gmu.L}^{-1}$ .

As vazões específicas de alimentação (D) testadas foram de  $0,024 \text{ L.dia}^{-1}$  e  $0,004 \text{ L.dia}^{-1}$ , equivalentes às vazões diárias de alimentação (F) de  $0,12 \text{ L.dia}^{-1}$  e  $0,02 \text{ L.dia}^{-1}$ , respectivamente. Os volumes diários de substratos correspondentes a cada F foram adicionados de uma só vez no biodigestor após a retirada de mesmo volume do meio em biodigestão.

## 4.4 MÉTODOS ANALÍTICOS

Com exceção às análises da composição do biogás gerado nos processos avaliados, todas as demais análises aqui descritas foram realizadas, no mínimo, em duplicata.

### 4.4.1 Sólidos Totais

As determinações das concentrações de sólidos totais (ST) e sólidos voláteis (SV) foram realizados através de análises gravimétricas empregando cadinhos de porcelana previamente secos em estufa (105°C, durante 48 horas) até massa constante.

Cada cadinho recebeu 5 mL de amostra e, após determinação da massa amostrada, foi reconduzido à estufa até massa constante. Após a secagem, os cadinhos foram mantidos em dessecador por 30 minutos e então pesados em balança analítica.

Os valores de ST foram calculados empregando a Equação 5.

$$ST = \frac{ms}{V_a} \quad (5)$$

$ms$  – massa seca da amostra (g)

$V_a$  – volume de amostra (L)

#### 4.4.2 Sólidos Voláteis

Após a determinação dos valores de ST (item 4.4.1), os cadinhos contendo as amostras secas foram conduzidas à mufla e mantidas a 550 °C durante 1 hora para eliminação total dos voláteis ainda existentes nessas biomassas. Em seguida, após retornarem à temperatura ambiente em dessecador, foram pesados e determinados a massa final de inertes (cinzas).

Os valores de sólidos voláteis (SV) foram calculados empregando a Equação 6.

$$SV = \frac{\left( \frac{ms - c}{ms} \right)}{V_a} \quad (6)$$

$c$  – massa de cinzas (g)

$ms$  – massa seca da amostra (g)

$V_a$  – volume de amostra (L)

#### 4.4.3 Demanda Química de Oxigênio

As determinações de Demanda Química de Oxigênio (DQO) foram realizadas empregando o Kit DQO Reagente da Hach, na faixa de 0 a 1500 mg O<sub>2</sub>L<sup>-1</sup>, código 21259.

Seguindo metodologia proposta pelo fornecedor (Hach Company, 1997, 2004), foram pipetados 5 mL de amostra em balão volumétrico de 500 mL e adicionado água destilada até completar o volume do balão. Após homogeneização, 2 mL da solução foram transferidos para o tubo de vidro contendo o reagente kit DQO/Hach e então acondicionado em digestor Hach modelo Digital Reactor Block 200, (DRB200) a 150°C durante 120 minutos. Em seguida, a mistura foi resfriada em béquer com água e gelo e conduzida para a leitura de absorbância em

espectrofotômetro DR/4000 também da Hach empregando o programa 2720, com comprimento de onda 620 nm. Para cada amostra digerida foram realizados, no mínimo, cinco leituras de absorbância.

#### 4.4.4 Demanda Bioquímica de Oxigênio

Os valores da Demanda Bioquímica de Oxigênio ( $DBO_5$ ), foram determinados empregando-se metodologia proposta pela HACH, segundo Manual de Instrução BodTrac TM, Hach Company (1998).

Para essas análises foi necessário determinar primeiramente o valor da DQO correspondente a cada amostra. Conhecido o valor da DQO, foi calculado o volume de amostra ( $V_a$ ) a ser adicionada ao reagente do kit, conforme Equação 7.

$$V_a = \frac{DQO}{350.10} \quad (7)$$

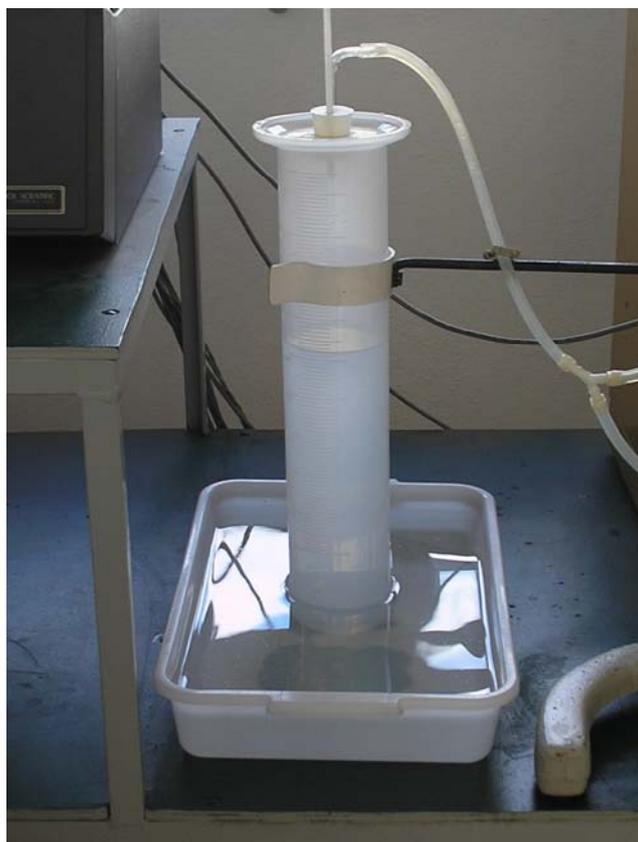
Foi usado o valor de 350 na Equação 7 com o objetivo de reduzir-se a DQO original da amostra para a faixa provável do valor de DBO recomendada pelo fornecedor do kit (0 a 700 mg DBO.L<sup>-1</sup>). Por exemplo: para uma amostra com DQO original de 5000 mgDQO.L<sup>-1</sup> necessita-se de um volume 350 vezes menor para obter-se uma concentração no kit dentro da faixa desejada. O valor 10 foi empregado com o objetivo de reduzir escala, ou seja, o método da Hach prevê um volume de amostra inicial de 1L enquanto que aqui se optou pelo uso de apenas 100 mL de amostra para a determinação da DBO.

O método consistiu no seguinte procedimento: com uma pipeta graduada de 10 mL foi coletado o volume  $V_a$  específico a cada uma das amostras analisadas e misturado ao reagente kit-DBO em uma proveta graduada de 100 mL contendo água primeiramente aerada. Em seguida foi completado o volume com o mesmo tipo de água até 95 mL.

Em seguida os frascos com as amostras foram conectados ao aparelho de MOD.DBOTraK-HACH através de sondas com tampas em roscas, onde permaneceram em sistema de agitação na estufa incubadora bacteriológica em temperatura de 20 °C, durante 5 dias.

#### 4.4.5 Determinação do volume de biogás gerado no biodigestor

O volume de biogás gerado no biodigestor (fermentador New Brunswick) foi determinado a partir da leitura da altura da coluna de água deslocada no interior de uma proveta de 2L apresentada na Figura 7.



**Figura 7** - Sistema com proveta plástica empregada na medição do volume de biogás produzido no biodigestor de bancada.

Na parte superior da proveta foram feitos dois furos; onde foram fixados um termômetro para leitura contínua da temperatura do biogás retido na proveta e outro onde foi adaptado um tubo de vidro para entrada do gás gerado no biodigestor com um conector em Y e um septo de vedação para retiradas periódicas de amostras do biogás confinado.

Neste sistema, o biogás produzido no biodigestor foi conduzido através de tubo de silicone (5mm de diâmetro interno) até a proveta e através da sua pressão manométrica exercida sobre a superfície de água a coluna de líquido foi empurrada para fora da mesma, tornando possível a leitura direta do volume de biogás.

A partir do valor de temperatura do biogás contido na proveta e considerando a mistura gasosa como gás ideal, foi convertido o volume de gás lido em volume de gás nas Condições Normais de Temperatura e Pressão (CNTP) e expresso na unidade de  $L_{CNTP}$ , conforme Equação 8.

$$V_{g, CNTP} = \frac{V_d T_{CNTP}}{T} \quad (8)$$

$V_{g, CNTP}$  – volume de biogás nas CNTP ( $L_{CNTP}$ )  
 $V_d$  – volume de água deslocado dentro da proveta (L)  
 $T_{CNTP}$  – temperatura na CNTP ( $T_{CNTP} = 273,15$  K)  
 $T$  – temperatura do gás confinado na proveta (K)

#### 4.4.6 Caracterização do biogás

A caracterização do biogás gerado nas garrafas plásticas (Ensaio E7 e E8), foi realizada a partir da determinação das concentrações dos gases  $CH_4$ ,  $CO_2$  e  $H_2S$  em cada amostra analisada. Para o biogás gerado no biorreator New Brunswick (Ensaio E9 e E10), além dessas determinações, foi realizada a medição do volume de biogás produzido.

#### 4.4.6.1 Determinação da composição do biogás

A caracterização do biogás gerado foi realizada a partir das determinações das concentrações em cromatógrafo a gás Agilent, série 6890 com mostrador automático série 7683, empregando coluna HP-PLOT Q da Agilent (Port n° 19091P-Q04) com 30 m de comprimento, diâmetro 0,32mm e filme de espessura 20µm.

Para a coleta do biogás foi empregada uma ampola de vidro de 300 mL com uma tampa em rosca e vials, onde foram coletadas as amostras com o auxílio de uma seringa e, na outra extremidade uma torneira esmerilhada para coletar o biogás, conforme pode ser observado na Figura 8.



**Figura 8** – Ampola de vidro usada para a coleta de biogás

Antes da coleta da amostra a ampola de vidro foi lavada com ar atmosférico para retirar possíveis impurezas, com o auxílio de uma bomba a vácuo. Em seguida foi fechada a ampola com vácuo e coletado 300 mL de biogás no sistema de proveta acoplada ao biodigestor.

A injeção da amostra no forno do cromatógrafo (1 mL) foi realizada manualmente através da seringa Hamilton Pat.eb. 315080 com embolo de teflon e capacidade volumétrica de 5,0 mL. Entre cada amostra injetada foi realizada a limpeza da seringa através de repetidas sucções de ar ambiente.

No forno, a amostra foi inicialmente aquecida a 45°C e em seguida elevada para 90°C (velocidade média de aquecimento de 25°C por minuto), 240°C (15°C por minuto) e 260°C (10°C por minuto), permanecendo por 2 minutos em cada uma dessas temperaturas até ser conduzida ao detector.

Foi utilizado o detector de condutividade térmica (TCD) com temperatura de 250 °C e vazão de referência He a 20 mL.min<sup>-1</sup> e N<sub>2</sub> (makeup) a 7,0 mL.min<sup>-1</sup>.

Como gás de arraste foi utilizado o gás H<sub>e</sub> com vazão constante de 2,2 mL.min<sup>-1</sup>.

As concentrações volumétricas dos gases CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub> e H<sub>2</sub>S foram determinadas a partir da conversão da sua área específica fornecida pelo cromatograma, (Anexo1) em fração volumétrica empregando curva de calibração previamente estabelecida conforme apresentada no (Anexo 2; itens: 2a<sub>1</sub>, 2a<sub>2</sub> e 2a<sub>3</sub>). Os volumes do padrão utilizados na curva de calibração foram de 0,1, 0,2, 0,4, 0,7 e 1,0 mL. Como padrão foi empregada uma mistura primária desses gases contendo (em porcentagem volumétrica) 40,03% de CH<sub>4</sub>, 29,95% de CO<sub>2</sub> e 30,02% de H<sub>2</sub>S, fornecido pela empresa White Martin de Joinville-SC.

#### 4.4.7 Caracterização do lodo gerado

No final do processo de biodigestão anaeróbia, foi feita análise química do lodo gerado para determinação do teor de Nitrogênio total, Fósforo e potássio, para possível uso na agricultura como biofertilizante, conforme metodologia utilizada pela empresa Natrium Química em anexo.

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 DETERMINAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO IDEAL DE BIOMASSA NA BIODEGRADAÇÃO: ENSAIOS E1 A E4.

A Tabela 7 apresenta os resultados obtidos na biodigestão dos resíduos cascas de banana (E1), engaço (E2), folhas (E3) e pseudocaule (E4), conduzidos nas mesmas condições experimentais, conforme descrito no item 4.3.1.

Tabela 7 – Valores de sólidos totais (ST) e demanda química de oxigênio (DQO) obtida nos ensaios de biodigestão empregando como substrato três diferentes concentrações (a, b e c) dos resíduos sólidos, cascas de banana (E1), engaço (E2), folhas (E3) e pseudocaule (E4).

Ensaio	ST (g ST.L <sup>-1</sup> )			DQO (g DQO.L <sup>-1</sup> )		
	Tempo de processo (dias)			Tempo de processo (dias)		
	0	15	30	0	15	30
E1a	8,8±1,0	9,4±0,3	5,2±0,0	18,0±5,3	5,3±0,6	0
E1b	14,0±0,0	7,7±0,2	7,2±0,2	17,0±1,0	7,3±0,6	0
E1c	27,0±0,2	27,9±0,0	12,7±0,1	24,7±2,5	5,7±3,5	0
E2a	4,9±0,7	4,5±0,1	5,4±0,1	4,8	2,4	3,0
E2b	8,9±1,4	6,7±0,0	7,3±0,2	*	2,6	2,6
E2c	16,7±2,3	10,8±0,9	9,5±0,5	6,3±0,7	3,0±0,4	1,7
E3a	8,6±0,5	5,1±0,2	5,4±0,1	3,3±0,9	1,1±0,1	0
E3b	10,8±0,1	8,4±0,2	9,0±0,8	8,0±1,0	1,7±0,4	0
E3c	22,1±0,1	17,5±0,2	18,1±0,4	9,7±0,9	3,2±1,0	0
E4a	4,2±0,4	2,8	*	2,6±0,7	0	*
E4b	5,2±0,1	3,8	*	4,0±0,2	0	*
E4c	8,5±0,5	6,5	*	7,0±0,2	0	*

\* não determinado

A biodegradabilidade dos quatro tipos de sólidos empregados pode ser observada na redução do seu valor de DQO no meio de biodigestão, apresentado na Tabela 7.

Após 15 dias de processo, a DQO respectiva a cada uma das concentrações de cascas de banana testadas (8,8 gST.L<sup>-1</sup>, 14,0 gST.L<sup>-1</sup> e 27,0 gST.L<sup>-1</sup>, com 20% v/v de inóculo) apresentou redução de 71%, 57% e 77% em relação aos seus valores iniciais. Nas condições experimentais empregadas (temperatura 30°C e frequência de agitação 100 min<sup>-1</sup>), a concentração de 27,0 gST.L<sup>-1</sup> apresentou maior porcentagem de redução da DQO inicial sendo, portando, considerada como uma boa indicativa da concentração ideal para a continuidade dos trabalhos. Se desconsiderarmos a contribuição do inóculo nesse valor, a concentração de sólidos totais relativa somente ao substrato foi de 23,8 gST.L<sup>-1</sup>.

Para o caso das folhas, esses valores de porcentagem de redução da DQO relativos a cada concentração de substrato empregada foram de 66,7% (ensaio E3a), 78,7% (ensaio E2b) e 67,0%, (ensaio E3c). Os valores de ST devidos somente ao substrato (sem o inóculo) foram de 3,3 gST.L<sup>-1</sup>, 9,6 gST.L<sup>-1</sup> e 16,8 gST.L<sup>-1</sup>, sendo que a concentração em torno de 10 gST.L<sup>-1</sup> seria a mais indicada para a biodegração desse material.

De acordo com os resultados apresentados na Tabela 7, pode-se facilmente verificar que o pseudocaule foi totalmente biodegradado nos primeiros 15 dias de processo. No entanto, devido ao valor médio da DQO específica do ensaio (0,7±0,1 g DQO.g<sup>-1</sup>.ST<sup>-1</sup>, com inóculo) comparada ao ensaio com a casca de banana (1,4±0,6 g DQO.g<sup>-1</sup>.ST<sup>-1</sup>, com inóculo), com o dobro, não foi possível determinar o tempo mínimo para a sua biodegradação. Porém, pôde ser constatado que se trata, também, de um bom substrato para a biodigestão anaeróbia visando uma futura produção de biogás.

Quando o engaço foi utilizado como substrato, mesmo após 30 dias de processo não foi obtida redução da DQO presente no início da sua biodigestão como a que ocorreu com os outros três resíduos avaliados.

O maior valor de velocidade média de redução da DQO ( $\bar{g}_{DQO}$ ) relativo aos primeiros 15 dias de processo foi de 0,22 g DQO.L<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup> para uma concentração inicial de 16,7±2,3 g ST.L<sup>-1</sup> de engaço (ensaio E2c). Comparativamente ao emprego das cascas de banana (E1c) como substrato ( $\bar{g}_{DQO} = 1,27$  g DQO.L<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>) o valor de

$\bar{g}_{DQO}$  do engaço foi de aproximadamente seis vezes menor. Em relação às folhas da bananeira ( $\bar{g}_{DQO} = 0,43 \text{ g DQO.L}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ ) e ao pseudocaule ( $\bar{g}_{DQO} \approx 0,47 \text{ g DQO.L}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ ) a diferença foi da ordem de duas vezes menor. Esse baixo valor  $\bar{g}_{DQO}$  do engaço, principalmente se comparado com o  $\bar{g}_{DQO}$  do pseudocaule não era esperado. De acordo com estudos de (Conradi *et al.*, (2005) foi verificado que o engaço possui propriedades físicas e químicas superiores às do pseudocaule, para a biodigestão. Os autores concluíram que entre os quatro tipos de resíduos, apenas o pseudocaule e não o engaço merecia maior estudo para o seu emprego como substrato na biodigestão. Mesmo com esta discrepância o engaço foi descartado para a continuidade de nossos estudos, pois, em função da baixa quantidade de biomassa desse tipo de resíduo gerada no campo comparativamente à quantidade dos outros três substratos não justificaria, neste momento, novos estudos para a elucidação das dúvidas aqui geradas.

Em função dos resultados observados nesses ensaios e considerando que na instalação futura de um biodigestor industrial deve-se procurar empregar de forma conjunta todos os resíduos biodegradáveis (visando uma maior praticidade na operação do sistema) recomenda-se uma carga inicial de alimentação do biodigestor (processo contínuo) composta por (em ST) 50% de cascas, 25% de folhas e 25% de pseudocaule, com tempo de retenção mínimo de 15 a 30 dias. É importante lembrar que na geração desses resíduos, no campo, essas relações não são as mesmas. Tomando como exemplo uma indústria de alimentos da região nordeste de Santa Catarina, que têm a banana como principal matéria-prima da produção, foi constatada uma geração média mensal (em massa úmida), durante o ano de 2005 de nove toneladas de cascas, dez toneladas de folhas e vinte toneladas de pseudocaule. Isso resultaria numa mistura composta de 23% de cascas, 26% de folhas e 51% de pseudocaule; bem diferente da indicada em função dos resultados aqui obtidos. O ajuste dessa diferença deve ser buscado futuramente visando uma otimização do processo.

## 5.2 DETERMINAÇÃO DA INFLUÊNCIA DO TRATAMENTO TÉRMICO SOBRE A VELOCIDADE DE DEGRADAÇÃO DOS SUBSTRATOS: ENSAIOS E5 E E6.

Visando a busca de novas possibilidades que permitissem um incremento na velocidade de biodigestão dos resíduos cascas de banana, folhas e pseudocaule da bananeira (uso de meio de fermentação composto respectivamente por 50%, 25% e 25% em massa) realizou-se novos ensaios comparando o uso desses resíduos *in natura* (ensaio E5) com o uso da mistura previamente tratada (ensaio E6, cozimento do substrato a 70°C durante 30 min). A Tabela 8 apresenta os resultados obtidos nestes ensaios de biodegradação realizados nas mesmas condições experimentais dos ensaios anteriores, conforme descrito no item 4.3.2.

Tabela 8 – Valores de sólidos totais (ST) e demanda química de oxigênio (DQO) obtidos nos ensaios de biodegradação empregando como substrato a mistura composta de cascas de banana (50% m/m), pseudocaule (25% m/m) e folhas (25% m/m) *in natura* (ensaio E5, substrato sem tratamento térmico) e previamente tratada (ensaio E6, cozimento do substrato a 70°C durante 30 min)

Substrato <i>in natura</i> , sem tratamento térmico (Ensaio E5)			Substrato com tratamento térmico a 70°C durante 30 min (Ensaio E6)		
tempo (dias)	ST (gST.L <sup>-1</sup> )	DQO (g DQO.L <sup>-1</sup> )	tempo (dias)	ST (gST.L <sup>-1</sup> )	DQO (g DQO.L <sup>-1</sup> )
0	24,6 ± 0,6	13,3 ± 0,3	0	23,4 ± 2,0	16,6 ± 1,1
5	15,0 ± 0,4	6,6 ± 0,6	8	13,5 ± 1,1	4,4 ± 0,0
17	13,2 ± 1,2	5,7 ± 0,8	15	15,3 ± 0,5	4,1 ± 0,2
25	10,7 ± 1,3	3,8 ± 0,3	27	12,4 ± 0,4	3,8 ± 0,5
31	12,2 ± 0,7	3,0 ± 0,5	33	15,3 ± 0,5	3,0 ± 0,7

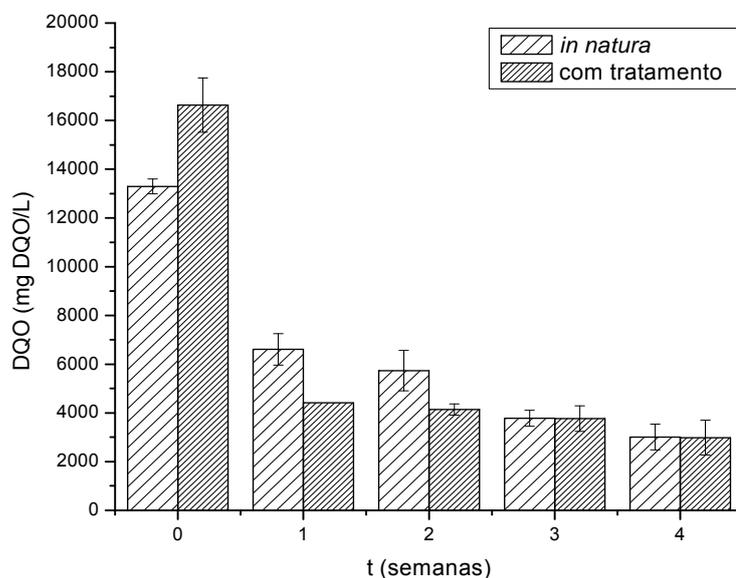
Os desvios padrões observados nas determinações de ST e DQO, apresentados na Tabela 8, conduziram a coeficientes de variação da ordem de 12% em ST e de 23% em DQO. Estes desvios são justificados pelo fato de que o meio de fermentação foi constituído por sólidos em suspensão e, portanto, facilmente sujeito à condição de meio heterogêneo se não for muito bem agitado. Além disto, neste

estudo, cada biodigestor (frasco Erlenmeyer) constitui uma amostra e portanto, sujeito às diferenças significativas entre as análises realizadas.

A partir dos valores apresentados na Tabela 8 pode-se verificar que os valores de  $\bar{g}_{DQO}$  relativos aos específicos intervalos de tempo de cada um dos ensaios foram praticamente iguais, ou seja, para os primeiros cinco dias de processo do ensaio E5 a velocidade média de redução da DQO de  $1,55 \pm 0,30 \text{ gDQO.L}^{-1}.\text{dia}^{-1}$  para o Ensaio 5 e para os oito primeiros dias do ensaios E6 foi de  $1,52 \pm 0,21 \text{ g DQO.L}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ , caindo para, aproximadamente,  $0,1 \text{ g DQO.L}^{-1}.\text{dia}^{-1}$  nos períodos subseqüentes de cada um dos ensaios e permanecendo assim até o final do processo de biodegradação.

Em ambas as condições avaliadas, foram constatadas uma redução percentual da DQO inicial presente no meio de biodegradação em torno de 80%. Este valor foi superior aos valores alcançados com o uso individual de cada um desses resíduos como substrato, conforme discutido anteriormente, indicando que a mistura dos resíduos teve um efeito positivo sobre esse parâmetro.

Com o objetivo de auxiliar a comparação dos resultados dos valores de DQO apresentados na Tabela 8, a Figura 9 foi construída.



**Figura 9** – Comparação entre os valores de DQO em função do tempo de fermentação (semanas) obtidos nos ensaios com substrato *in natura* (Ensaio E5) e com substrato tratado termicamente a 70 °C/30 min (Ensaio E6).

De acordo com o teste de Tuckey (nível de significância de 0,05) foram constatadas diferenças estatísticas entre os resultados de DQO obtidos nos Ensaio E5 e E6 no início dos ensaios, na primeira e na segunda semana de processo. A diferença existente no início da fermentação foi devida, provavelmente, ao modo de preparo do meio de fermentação. Enquanto que no Ensaio E6 o substrato foi submetido ao tratamento térmico conduzido a 70°C, durante 30min, o substrato do Ensaio E5 foi utilizado *in natura*, ou seja, sem tratamento térmico; apenas cominuído como o anterior. Uma maior digestão do substrato significa uma maior solubilização e, conseqüentemente, uma maior disponibilidade de compostos orgânicos solúveis no meio; portanto, um maior valor da DQO. Para a primeira e a segunda semana de fermentação, a diferença existente entre os dois ensaios foi devido ao efeito positivo que o tratamento térmico teve sobre o processo. No entanto, esse efeito não permaneceu até o final dos experimentos. A partir da segunda semana de fermentação não houve diferença significativa entre os Ensaio E5 e E6.

Em função dos resultados aqui observados e considerando que o tratamento térmico representa a inclusão de mais uma operação unitária no processo de biodigestão com conseqüente aumento de mão-de-obra e custo (maior gasto de energia) optou-se por continuar trabalhando com o substrato *in natura*.

### 5.3 INFLUÊNCIA DA HIDRÓLISE ÁCIDA SOBRE A METANIZAÇÃO: ENSAIOS E7 A E8.

Nos ensaios realizados anteriormente não foi possível determinar a produção de biogás (volume e composição) em função das condições experimentais empregadas (uso de grande número de frascos Erlenmeyer - 15 frascos/ensaio, sob agitação constante).

Com estes novos ensaios procurou-se realizar essas determinações e buscou-se, também, verificar se uma hidrólise ácida prévia dos substratos favoreceria ou não a produção de biogás.

O efeito positivo da hidrólise ácida de substratos complexos sobre a produção de metabólitos secundários já é bem conhecido em outros tipos de processos fermentativos. Revisões sobre o tema realizadas por Lee (1997) e por Cheng (2002) além dos trabalhos de “Soderstrom” *et al.* (2003), Yu e Zhang (2003), Saha *et al.* (2005), Del Campo *et al.* (2006) e Cara *et al.* (2008) comprovaram esse efeito. Todas essas citações são referentes à produção de etanol a partir de substratos lignocelulósicos. Não foram encontrados na literatura disponível trabalhos que tratassem do uso da hidrólise ácida na produção de biogás.

Outro fato importante a ser destacado nestes ensaios é que o inóculo empregado até agora era constituído de suspensões microbianas provenientes de estação de tratamento de esgoto e de compostagem enquanto que aqui foi feito uso de inóculo proveniente de biodigestor em operação numa granja de criação de suínos, conforme descritos no item 4.2. Esta mudança foi feita com objetivo de se verificar o comportamento desse novo inóculo, produtor de gás metano a partir de dejetos suínos, diante de substratos lignocelulósicos (*in natura* e previamente hidrolisados) como os empregados neste estudo (casca de banana, folhas e pseudocaule de bananeira).

As Tabelas 9 e 10 apresentam os principais resultados obtidos nestes ensaios.

Tabela 9 – Valores da demanda química de oxigênio (DQO), sólidos totais (ST), sólidos voláteis (SV), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), pH e composição do biogás gerado (CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub> e H<sub>2</sub>S) em função do tempo de biodigestão obtidos no Ensaio E7 (uso de garrafas plásticas com substrato *in natura* e 10 % v/v de inóculo proveniente de dejetos de suínos).

Parâmetro	Tempo de processo (dias)					
	0	7	14	21	28	35
DQO(gDQO.L <sup>-1</sup> )	17,3±3,2	28,6±12,6	14,5±1,6	18,2±0,7	16,6±0,4	13,7±2,4
ST (gST.L <sup>-1</sup> )	14,4±0,0	11,5±0,4	12,1±0,0	14,4±2,2	15,5±0,3	15,5±0,7
SV (gSV.L <sup>-1</sup> )	13,6±0,0	11,2±0,2	12,5±1,5	13,6±2,2	13,2±2,1	13,5±0,3
DBO(gDBO.L <sup>-1</sup> )	6,6±0,6	8,4±1,6	9,8±1,9	11,7±0,9	9,7±0,0	9,2±0,3
pH*	7,2	-	5,6/7,5	5,6/7,5	6,6/7,5	7,2/7,5
CH <sub>4</sub> (%v/V)	0	0,32	6,00	26,00	25,41	22,92
CO <sub>2</sub> (%v/V)	0	99,54	93,90	73,99	74,57	77,07
H <sub>2</sub> S(%v/V)	0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

\* Os dois valores de pH contendo barras apresentam as leituras do pH antes e após a sua correção para o valor desejado de 7,5.

Tabela 10 – Valores da demanda química de oxigênio (DQO), sólidos totais (ST), sólidos voláteis (SV), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), pH e composição do biogás gerado (CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub> e H<sub>2</sub>S) em função do tempo de biodigestão obtidos no Ensaio E8 (uso de garrafas plásticas com substrato previamente hidrolisado com H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 1% m/m e contendo 10 % v/v de inóculo proveniente de dejetos de suínos).

Parâmetro	Tempo de processo (dias)					
	0	7	14	21	28	35
DQO(gL <sup>-1</sup> )	14,7±5,3	15,8±2,0	20,2±0,2	16,1±0,1	14,8±1,2	19,0±1,5
ST (gST.L <sup>-1</sup> )	31,9±0,0	27,5±0,1	30,0±1,0	31,9±1,1	32,4±1,5	31,8±1,5
SV (gSV.L <sup>-1</sup> )	14,7±0,0	20,1±3,6	15,5±1,9	14,7±0,3	19,5±5,2	12,6±1,2
DBO(gDBO.L <sup>-1</sup> )	7,2±0,0	7,3±1,0	8,3±01,0	8,6±0,9	8,8±0,1	6,8±0,1
pH	7,2	*	4,2/7,2	6,5/7,2	7,1/7,2	7,3/7,2
CH <sub>4</sub> (%v/V)	0	0	0	0	0	0
CO <sub>2</sub> (%v/V)	0	100,00	100,00	95,72	96,36	97,15
H <sub>2</sub> S(%v/V)	0	0,00	0,00	4,28	0,30	2,84

\* Os dois valores de pH contendo barras apresentam as leituras do pH antes e após a sua correção para o valor desejado de 7,5.

Conforme pode ser observado nas Tabelas 9 e 10, em nenhum dos ensaios realizados foi observado a biodegradação total do substrato como ocorreu nos ensaios anteriores (Ensaio E1 a E6, itens 5.1 e 5.2). Tanto o erro no uso do volume de inóculo (uso de 10% v/v de inóculo ao invés de 20% v/v conforme o pretendido e descrito no item 4.2) como o novo tipo de inóculo empregado nestes ensaios podem ter contribuído para este tipo de comportamento. O erro no volume de inóculo só foi percebido no final do período de inoculação.

Mesmo assim é importante destacar que, em comparação ao substrato *in natura*, o uso da hidrólise prejudicou o processo de produção de biogás. Os objetivos maiores desse tipo de processo para obter alto rendimento em biogás e alta concentração de CH<sub>4</sub> no biogás gerado. Além de não ter sido detectado a formação de CH<sub>4</sub> no biogás gerado, a hidrólise ácida conduziu à formação de H<sub>2</sub>S.

A produção de H<sub>2</sub>S a partir do substrato hidrolisado, pode ser explicada pelo fato de que a hidrólise ao ser realizado com ácido sulfúrico, com posterior correção do pH do meio de fermentação com hidróxido de sódio possibilitou a formação de sulfato de sódio. Alguns grupos de bactérias que usam o catabolismo oxidativo

podem utilizar o sulfato de sódio como fonte inorgânica de energia e o reduzem a  $H_2S$ . Segundo Schmitt *et al.* (2006), a redução biológica de sulfato em digestores anaeróbios em geral é considerada como um processo indesejável por duas razões: o sulfato oxida material orgânico que deixa de ser transformada em metano e no processo forma o gás sulfídrico, que é corrosivo e confere odor muito desagradável tanto à fase líquida como ao biogás, além de poder ser tóxico para o processo de metanogênese.

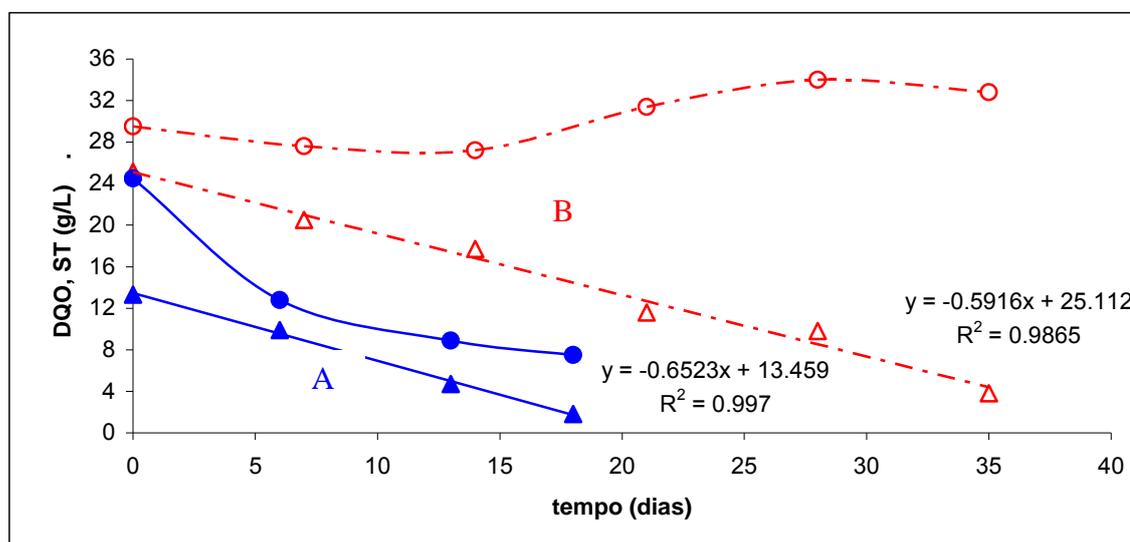
#### 5.4 METANIZAÇÃO EM BIODIGESTOR DE BANCADA – PROCESSO DESCONTÍNUO: ENSAIOS E9a e E9b.

Devido às dificuldades operacionais encontradas nos ensaios realizados nas etapas anteriores de estudo, principalmente em relação ao controle do pH que vinha sendo feito manualmente a cada dois dias de processo e visando comparar a potencialidade dos dois tipos de inóculos já empregados (suspensões microbianas de ETE + compostagem e de biodigestor em operação com dejetos de suínos), realizou-se dois experimentos em biodigestor de bancada em regime descontínuo com volume de trabalho de 5L, contendo 50% v/v de inóculo, conforme descrito no item 4.3.4.

No Ensaio E9a foi empregado o inóculo de ETE + compostagem e no Ensaio E9b foi utilizado o inóculo proveniente de biodigestor em operação na granja de criação de porcos. Em ambos os casos, o substrato foi o mesmo, constituído da mistura dos resíduos cascas de banana (50%), folhas (25%) e pseudocaule (25%), todos *in natura*.

Em função de problemas de ordem técnica não foi possível acompanhar a produção de biogás no caso do Ensaio E9a, nem tampouco determinar a sua composição. Estas determinações foram realizadas apenas com o Ensaio E9b (Tabela 11).

Os parâmetros acompanhados no Ensaio E9a foram apenas os de ST, e DQO. A Figura 10 apresenta estes valores juntamente com os valores relativos ao Ensaio E9b.



**Figura 10** – Valores de DQO (▲, △) e ST (●, ○) em função do tempo de biodigestão de resíduos *in natura* da bananicultura em biorreator de bancada, empregando 50% do volume de trabalho de inóculo constituído de: (A) suspensões microbianas provenientes de ETE + compostagem (Ensaio E9a), (B) suspensão microbiana proveniente de biodigestor em operação em granja de criação de suínos, (Ensaio E9b).

Os maiores valores iniciais, tanto de DQO como de ST, no Ensaio E9b foram devido à origem do inóculo visto este ser proveniente de efluente rico em fezes de porcos (alta DQO) e terem areia misturada (material empregado na higienização dos chiqueiros).

Conforme pode ser observado na Figura 10, a partir das suas respectivas equações das retas ajustadas, os valores de velocidade de redução de DQO ( $\mathcal{G}_{DQO}$ ) foram da mesma ordem de grandeza. A pequena diferença percentual (9,3 %) entre os dois valores de  $\mathcal{G}_{DQO}$  ( $0,65 \text{ gDQO.L}^{-1}\text{dia}^{-1}$  para o Ensaio E9a e  $0,59 \text{ gDQO.L}^{-1}\text{.dia}^{-1}$  para o Ensaio E9b) pode ser devida à provável existência de um maior número de bactérias hidrolíticas no inóculo do Ensaio E9a e portanto, uma maior eficiência na biodegradação do substrato lignocelulósico. Cabe lembrar que esse inóculo foi constituído por 40% v/v de suspensão microbiana proveniente de compostagem formada basicamente por substratos lignocelulósicos.

O importante a ser destacado nestes ensaios é que o uso do inóculo da granja de suínos proporcionou também uma eficiente redução da DQO. Os

respectivos valores de redução percentual para os dois ensaios foram de 86% para o E9a e 85% para o E9b.

A potencialidade da geração de biogás a partir dessa redução da DQO pelos microrganismos existentes no inóculo da granja de suínos pode ser comprovada a partir dos resultados de volume e composição do biogás obtidos no Ensaio E9b-1. A Tabela 11 apresenta esses dados.

Tabela 11 - Valores de ST, DQO, DBO, volume ( $V_{g, CNTP}$ ) e composição ( $CH_4$ ,  $CO_2$  e  $H_2S$ ) do biogás gerado em função do tempo de biodigestão dos resíduos *in natura* da bananicultura em biorreator de bancada empregando 50% do volume de trabalho de inóculo proveniente de biodigestor em operação em granja de criação de suínos (Ensaio E9b-1)

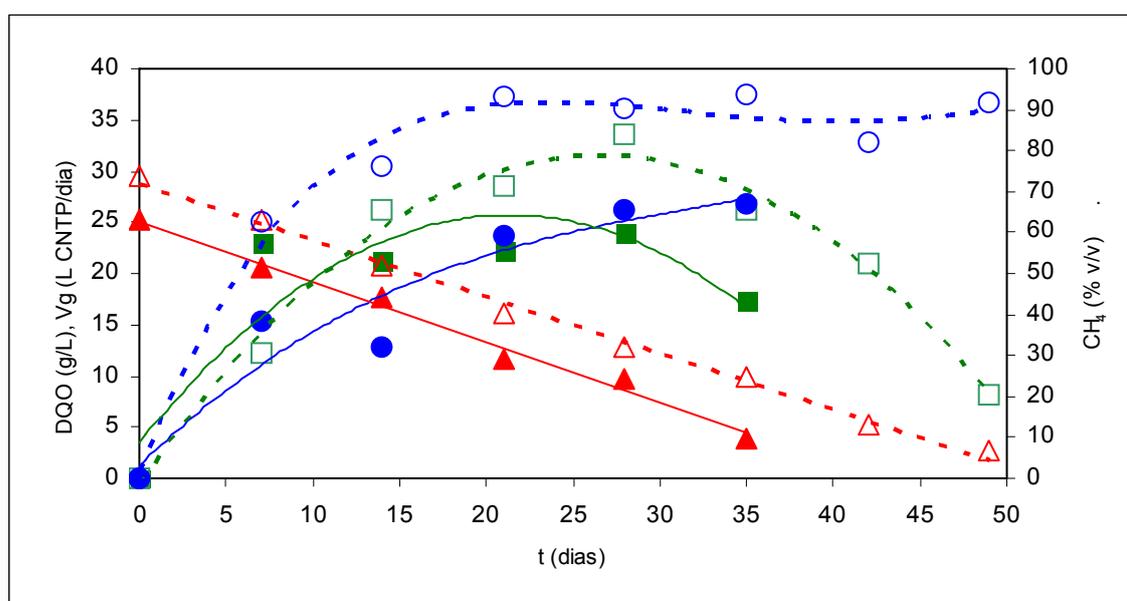
Parâmetro	Tempo de processo (dias)					
	0	7	14	21	28	35
ST ( $g.L^{-1}$ )	29,5	27,6	27,2	31,4	34,0	32,8
DQO ( $g.L^{-1}$ )	25,2	20,5	17,7	11,6	9,8	3,8
DBO ( $g.L^{-1}$ )	12,0	11,2	10,1	6,7	3,2	2,8
$V_g$ ( $L_{CNTP}.dia^{-1}$ )	0	23,1	21,3	22,3	24,0	17,5
$CH_4$ (%v/V)	0	38,38	32,09	59,37	65,52	66,83
$CO_2$ (%v/V)	0	60,54	67,90	40,62	34,47	33,16
$H_2S$ (%v/V)	0	0	0	0	0	0

Este ensaio foi repetido e os seus resultados, estão apresentados na Tabela 12.

**Tabela 12** - Valores de ST, DQO, DBO, volume ( $V_{g, \text{CNTP}}$ ) e composição ( $\text{CH}_4$ ,  $\text{CO}_2$  e  $\text{H}_2\text{S}$ ) do biogás gerado em função do tempo de biodigestão dos resíduos *in natura* da bananicultura em biorreator de bancada empregando 50% do volume de trabalho de inóculo proveniente de biodigestor em operação em granja de criação de suínos (Ensaio E9b-2)

Parâmetro	Tempo de processo (dias)								
	0	7	14	21	28	35	42	49	
ST ( $\text{g.L}^{-1}$ )	30,9	27,1	27,2	24,6	26,0	25,3	23,4	23,8	
DQO ( $\text{g.L}^{-1}$ )	29,6	25,3	20,7	16,1	12,8	9,9	5,3	2,9	
DBO ( $\text{g.L}^{-1}$ )	13,7	12,9	11,3	9,5	7,3	4,8	3,1	2,2	
$V_g$ ( $\text{L}_{\text{CNTP}} \cdot \text{dia}^{-1}$ )	0	12,2	26,29	28,63	33,62	26,29	20,89	8,10	
$\text{CH}_4$ (%v/v)	0	62,8	76,42	93,02	90,19	93,54	82,16	91,51	
$\text{CO}_2$ (%v/v)	0	37,1	23,50	6,97	9,80	6,45	17,83	8,48	
$\text{H}_2\text{S}$ (%v/v)	0	0	0	0	0	0	0	0	

A partir das Tabelas 11 e 12 foi construída a Figura 11 contendo apenas os valores de DQO,  $V_g$  e  $\text{CH}_4$  observados nos dois ensaios (E9b-1 e E9b-2).



**Figura 11** – Valores de demanda química de oxigênio (DQO,  $\blacktriangle$  e  $\triangle$ ); volume gerado de biogás nas CNTP, ( $V_g$ ,  $\blacksquare$  e  $\square$ ) e porcentagem de gás metano produzido ( $\text{CH}_4$ ,  $\bullet$  e  $\circ$ ) obtidos nos Ensaio E9b-1 (linhas cheias) e na sua repetição, E9b-2 (linhas tracejadas)

As diferenças observadas entre os resultados do (Ensaio E9b-1) e da sua repetição (Ensaio E9b-2) apresentados na Figura 11, nas variáveis de processo DQO, produção de biogás ( $V_g$ ) e produção de  $CH_4$  podem ser justificadas pela impossibilidade do uso de inóculo de mesma composição microbiana. Quando o inóculo foi coletado para o Ensaio E9b-2 observou-se a existência de sangue diluído e de uma maior quantidade de areia no tanque receptor de efluente da granja, resultado da limpeza realizada pela empresa após o abate de alguns porcos. A influência destas alterações no inóculo pôde ser comprovada pelos maiores valores da DQO e ST no início do Ensaio E9b-2 (Tabela 12,  $t = 0$ ).

Com o ajuste linear ( $R^2 = 0,9939$ ) da variação da DQO em função do tempo de biodigestão determinou-se a velocidade média da redução de DQO para o Ensaio E9b-2 ( $\mathcal{G}_{DQO} = 0,55 \text{ g DQO.L}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ ). Este valor foi 6,8% menor do que aquele obtido no Ensaio E9b-1 ( $\mathcal{G}_{DQO} = 0,59 \text{ g DQO.L}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ ), identificado simplesmente como E9b na Figura 10. Em função disto e considerando também o valor de DQO inicial, foram necessárias 46h de processo no Ensaio E9b-2 para reduzir em 85% o valor da DQO inicial, mesmo valor obtido no Ensaio E9b-1 com 35h de biodigestão.

De acordo com a Figura 11, a produção máxima de biogás obtida na metanização dos resíduos da bananicultura foi de  $33,62 \text{ L}_{\text{CNTP}}.\text{dia}^{-1}$  e foi alcançada no Ensaio E9b-2.

A produção acumulada, após 49 dias de processo, foi de  $1094 \text{ L}_{\text{CNTP}}$ . Considerando a concentração inicial de sólidos totais neste ensaio de  $30,9 \text{ gST.L}^{-1}$ , conforme Tabela 12, e o  $V_T = 5 \text{ L}$ , o rendimento do processo ( $Y_{P/S}$ ) foi de  $7080 \text{ L}_{\text{CNTP}}.\text{kg}^{-1}\text{ST}$ . Este valor está superestimado. Descontando a produção de biogás devido à contribuição do inóculo, estimada em 67% do volume de biogás produzido (cálculo efetuado com base na sua DQO inicial de  $39,6 \text{ g DQO.L}^{-1}$  em relação à DQO inicial do substrato de  $19,6 \text{ g DQO.L}^{-1}$ ), o valor de rendimento devido somente ao substrato (resíduos da bananicultura) foi de  $4272 \text{ L}_{\text{CNTP}}.\text{kg}^{-1}\text{ST}_{\text{substrato}}$ .

É impossível valores de rendimento desta ordem. Mesmo considerando que toda a biomassa disponível no biodigestor, no início do processo ( $\text{ST} = 30,9 \text{ g.L}^{-1}$ ) fosse convertida em biogás contendo 100% de gás metano (hipótese de gás ideal), o rendimento máximo teórico seria de  $1398 \text{ L}_{\text{CNTP}}.\text{kg}^{-1}\text{ST}$ .

Reverendo todo o procedimento efetuado nas medidas de volume de gás produzido (item 4.3.4) e realizando novamente todos os cálculos envolvidos nesta discussão foi encontrado um erro operacional. Como o biorreator permanecia fechado entre cada medida (período de uma semana) ocorria o acúmulo de biogás produzido na dorna de fermentação, com conseqüente aumento da sobrepressão no sistema. Ao ser “zerada” a proveta para a tomada da leitura de volume de água deslocado (convertida em volume de biogás na CNTP pela Equação 8) não teria sido dado tempo suficiente para o alívio da sobrepressão formada na “cabeça” do bioreator. Com isto, as medidas de  $V_g$  ficaram superestimadas. Como esse erro só foi detectado após a realização dos ensaios não foi possível corrigir os resultados aqui apresentados. No entanto, este fato não comprometeu as discussões feitas anteriormente sobre os outros parâmetros avaliados. É importante deixar claro que este tipo de “erro” não ocorreu com o processo contínuo, realizado após este ensaio.

Deivanai e Kasturi Bai (1995) e Kalia *et al.* (1995) trabalhando com o processo descontínuo, empregaram como substrato refugos da banana, pseudocaule de bananeira e alcançaram valores de rendimento da ordem de  $9\text{Lkg}^{-1}\text{ST}$  e  $229\text{Lkg}^{-1}\text{ST}$ , respectivamente; sendo que no primeiro caso foi empregado o substrato *in natura* e, no segundo caso, substrato com pré-tratamento químico. Bouallagui *et al.* (2004) alcançaram o rendimento máximo de  $160\text{L}_{\text{CH}_4}\cdot\text{kg}^{-1}\text{ST}$ , após 47 dias de processo, com uma mistura de rejeitos de frutas e vegetais fornecidas por um supermercado.

Para o caso do uso de dejetos de suínos como única fonte de carbono para a geração de biogás, a produção específica de biogás esperada é da ordem de  $450\text{L}\cdot\text{kg}^{-1}\text{SV}$  ( $\approx 338\text{L}\cdot\text{kg}^{-1}\text{ST}$ ), conforme Embrapa (2007).

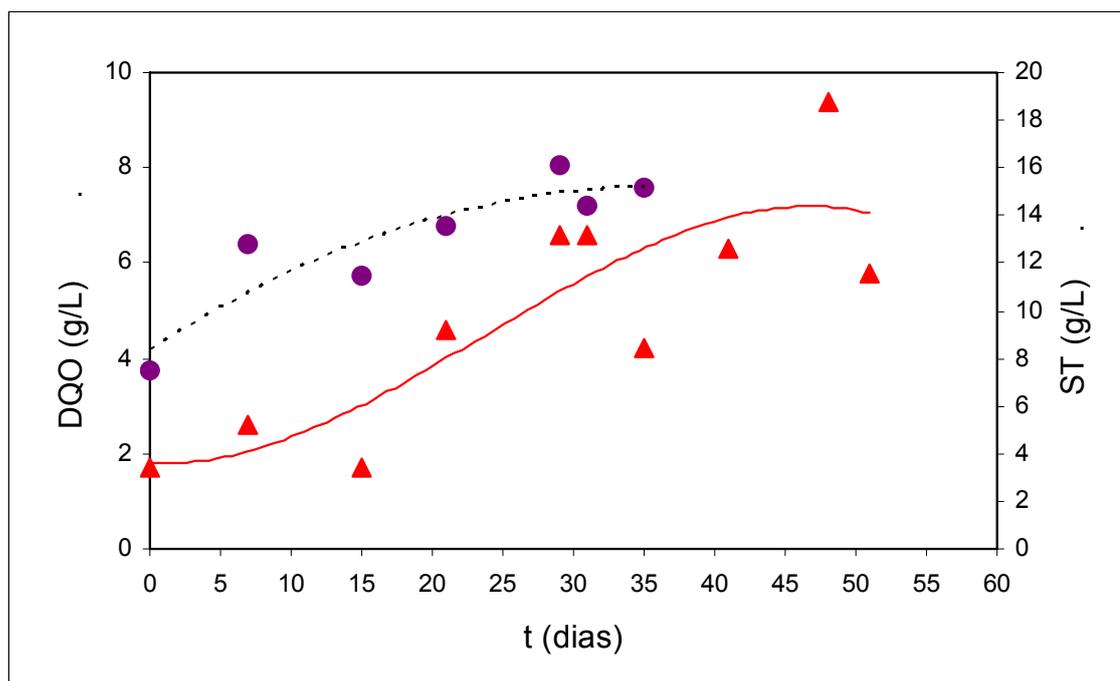
## 5.5 METANIZAÇÃO EM BIODIGESTOR DE BANCADA – PROCESSO CONTÍNUO: ENSAIOS E10.

Conforme pode ser observado nos resultados apresentados dos ensaios em processo descontínuo (Ensaio E9b-1 e E9b2, Figura 11), a produção de biogás ( $\text{CH}_4 + \text{CO}_2$ ), mesmo tendo sido superestimada, teve o seu maior valor de acúmulo

no biodigestor com 28 dias de processo, em ambos os ensaios. Neste ponto, o valor médio de DQO entre os dois ensaios foi de  $11,3 \pm 2,1$  g DQO.L<sup>-1</sup>, sugerindo ser este um valor “ideal” para iniciar os estudos da produção de CH<sub>4</sub> em processo contínuo. Como a velocidade de biodegradação do substrato, expresso como velocidade média de redução da DQO ( $\bar{q}_{DQO}$ ) foi de  $0,57 \pm 0,03$  g DQO.L<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup> e considerando o volume de trabalho de 5 L, a quantidade máxima possível de substrato empregado na alimentação para manter a DQO constante no biodigestor deveria ser de 2,85 g DQO.dia<sup>-1</sup>, correspondente à 4,9 gST.dia<sup>-1</sup> e 53,7 g mu.dia<sup>-1</sup>, conforme definido no item 4.3.4.1., ou seja, uma alimentação diária de aproximadamente 26,9 g de cascas de banana, 13,4 g de pseudocaule e 13,4 g de folhas de bananeira, todos *in natura*. Como o valor de DQO determinado no substrato empregado foi de 19,6 g DQO.L<sup>-1</sup>, a vazão máxima teórica de alimentação (F), ou taxa de alimentação, seria de 0,145 L de substrato.dia<sup>-1</sup> ou 0,029 dia<sup>-1</sup> de vazão específica de alimentação (D).

Para o primeiro ensaio em processo contínuo (Ensaio E10-1), optou-se pela vazão de alimentação de 0,120 L.dia<sup>-1</sup> (D = 0,024 dia<sup>-1</sup>) ou 0,47 gDQO.L<sup>-1</sup>, como ponto de partida, de forma a ter-se uma maior segurança na alimentação e evita uma possível lavagem do biodigestor. Esse valor foi de 17% abaixo do valor máximo definido (D = 0,029 dia<sup>-1</sup>).

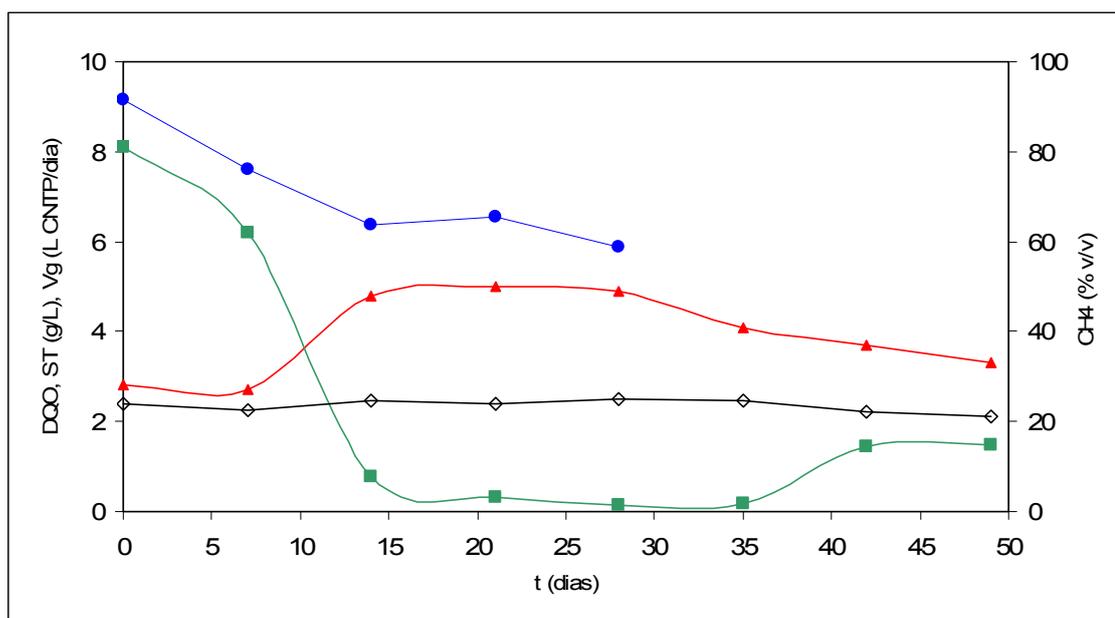
Além disso, a alimentação foi iniciada somente quando o valor da DBO fosse a mínima possível de forma a procurar atender a norma NBR 13.969-97, ou seja, uma redução de 80% da DBO inicial. Conforme pode ser observado nas Tabelas 11 e 12 o valor médio da DBO no processo descontínuo, iniciador do processo contínuo, foi de  $12,8 \pm 1,2$  g DBO.L<sup>-1</sup>. Tomando como base esse valor e considerando o valor final da DBO igual a 2,6 g DBO.L<sup>-1</sup> como o necessário para atender a norma 13.969-97, o tempo mínimo para iniciar a alimentação seria de 35 dias de processo, ou seja, praticamente no final da fonte de carbono disponível para o metabolismo microbiano. Este procedimento foi então adotado, conforme apresentado na Figura 12.



**Figura 12** – Valores de demanda química de oxigênio (DQO, ▲) e concentração de sólidos totais (ST, ●) obtidos no processo contínuo com vazão de alimentação de  $0,120 \text{ L}\cdot\text{dia}^{-1}$  ( $D = 0,024 \text{ dia}^{-1}$ ). Ensaio E10-1.

Conforme pode ser observado na Figura 12, desde o início da alimentação ( $t=0$ ) tanto os valores de DQO e de ST aumentaram no meio de fermentação. Este tipo de comportamento é típico de processo onde ocorre o estado de lavagem. Após 49 dias de alimentação, o ensaio foi descartado.

Um segundo ensaio (Ensaio E10-2) foi então realizado nas mesmas condições do anterior, exceto que  $F$  foi reduzido para  $0,02 \text{ L}\cdot\text{dia}^{-1}$ ; o que implicou no fornecimento de  $0,68 \text{ gST}\cdot\text{dia}^{-1}$  ( $7,4 \text{ g mu}\cdot\text{dia}^{-1}$  ou  $0,47 \text{ g DQO}\cdot\text{dia}^{-1}$ ). Com isto, o valor da vazão específica de alimentação ( $D$ ) resultou em  $0,004 \text{ dia}^{-1}$  ou  $0,094 \text{ g DQO}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{dia}^{-1}$ . A Figura 13 apresenta os resultados obtidos neste ensaio. A tabela contendo todos os resultados relativos a este ensaio pode ser vista no Anexo 4.



**Figura 13** – Valores de demanda química de oxigênio (DQO, ▲), de sólidos totais (ST, ◇), de volume gerado de biogás nas CNTP ( $V_g$ , ■) e da composição do biogás ( $CH_4$ , ●) obtidos no Ensaio E10-2: processo contínuo com  $F = 0,02 \text{ L.dia}^{-1}$  ( $0,094 \text{ gDQO.L}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ ).

Com a redução de  $F$  para  $0,02 \text{ L.dia}^{-1}$ , mesmo tendo o valor de DQO sofrido um pequeno aumento como ocorreu no ensaio anterior ( $F = 0,120 \text{ L.dia}^{-1}$ ) foi possível observar um início de recuperação do processo após 35 dias de fermentação, o que não foi percebido anteriormente. Após 49 dias de processo o rendimento em biogás foi de  $214,7 \text{ L.kg}^{-1} \text{ ST alimentado}$ .

Este valor foi próximo daquele obtido por Kalia *et al.* (2000),  $267\text{-}271 \text{ L.kg}^{-1} \text{ ST}$  no processo descontínuo com  $ST_{\text{inicial}} = 20\text{-}40 \text{ gST.L}^{-1}$ ; e superior ao observado por Bardiya *et al.* (1996),  $188 \text{ L.kg}^{-1} \text{ ST}$ , o qual utilizou cascas de banana *in natura* como substrato no processo contínuo, com  $TR_H = 25$  dias e concentração média de ST no meio de fermentação de  $36 \text{ g.L}^{-1}$ .

Apesar de não ter sido possível prosseguir com o ensaio E10-2 devido a problemas técnicos com o sistema de agitação (engripamento), foi possível perceber que muito estudo ainda precisa ser realizado aqui. Segundo Chernicharo (1997), o tempo “ideal” de retenção hidráulica ( $TR_H$ ) recomendado para biodigestores (ou biorreatores) de mistura completa conduzidos a  $30 \text{ }^\circ\text{C}$  é de 14 dias. Esse valor está bem abaixo do valor empregado em E10-2 ( $TR_H = 250$  dias).

Além do valor de  $TR_H$ , sabe-se que para obter altos valores de produtividade em processos contínuos é normalmente necessário operar o biodigestor com altas

taxas de retenção microbiana. Em biorreatores de mistura completa (CSTR – “continuous stirred tank reactor”) como o aqui empregado, isto não é possível pois o equipamento não dispõe de mecanismos de retenção de sólidos. Para altas taxas de retenção microbiana, Chernicharo (1997) recomenda outros tipos de biorreatores como o de leito granular expandido (EGSB - “expanded granular sludge bed”) e o de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB “upflow anaerobic sludge bed”). O primeiro recomendado para uso somente quando o substrato estiver solúvel na alimentação. Em ambos os casos, a carga orgânica alimentada chega a valores da ordem de 25 kg DQO.m<sup>-3</sup>.dia, ou seja, 1250 vezes maior do que a empregada no Ensaio E10-2.

Novos estudos precisam ser realizados em processo contínuo para melhor análise e comparação dos trabalhos aqui citados.

## 5.6 USO DO EFLUENTE DO BIODIGESTOR COMO BIOFERTILIZANTE

Após a biodigestão anaeróbia da biomassa para a produção de biogás, o resíduo formado no processo é um efluente (lodo) rico em nutrientes e pode ser utilizado na agricultura como biofertilizante, conforme já demonstrou Andreoli (1999) nas culturas do feijão, milho, cana-de-açúcar e frutíferas em geral.

Para que o lodo possa ser usado como biofertilizante na agricultura, necessita de alguns critérios e procedimentos legais, para não causar impactos ao meio ambiente. O lodo deve ser caracterizado através de análises tais como: metais, excesso de nutrientes, análises de patógenos, coliformes fecais e totais, e não podem causar alterações no solo como, por exemplo, do pH.

Não se têm ainda uma legislação específica no Brasil para o uso de lodos como biofertilizantes quando estes são gerados em biodigestores que fazem uso de vegetais como principal fonte orgânica de carbono.

A Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental de São Paulo (CETESB) possui a Norma P.4.230 para aplicação de lodos de sistemas de tratamento biológico em áreas agrícolas. Essa norma, própria do estado de São

Paulo, estabelece os procedimentos, critérios e requisitos para a elaboração de projetos, implantação e operação de sistemas de aplicação de lodos de sistemas de tratamento biológico de despejos líquidos sanitários ou industriais, em áreas agrícolas, visando atendimento de exigências ambientais.

A Norma P.4.230 cita como documentos complementares as seguintes normas: (1) da Associação Brasileira de Normas Técnicas – ABNT: NBR 10.004 - Classificação dos resíduos, NBR 10.005 - Lixiviação dos resíduos, NBR 10.006 - Solubilização dos resíduos, NBR 10.007 - Amostragem de resíduos, NBR 12.988 – Líquidos Livres – verificação em Amostra de Resíduo e NBR 13.221 – Transporte de resíduo; (2) da CETESB: Norma Técnica L6.350 – Solos, determinação da biodegradação de resíduos, método respirométrico de Bartha, método de ensaio e Norma Técnica L5.620 que trata da mutação gênica reversa em *Salmonella typhimurium* e do Teste de Ames.

Visando avaliar as propriedades do biofertilizante obtido neste trabalho, análises químicas e de coliformes foram realizadas no efluente gerado no Ensaio E9b-1 (processo descontínuo).

A análise de coliformes (totais e fecais) foi realizada no laboratório de Pesquisa em Meio Ambiente da Univille empregando a técnica de tubos múltiplos com diluições de  $10^0$  a  $10^4$ , mostrou que o Número Mais Provável (NMP) de coliforme totais foram de  $9 \times 10^5$  NMP/100mL. Não foram identificados coliformes termotolerantes (fecais) nas amostras analisadas. Segundo a norma Norma P.4.230, para um efluente ser utilizado como biofertilizante é exigido uma densidade inferior de coliformes fecais de  $2 \times 10^6$  NMP/gST.

Na empresa de análises química de Joinville (Natrium Química), foram realizadas as determinações das concentrações totais de N, P e K, principais nutrientes empregados em formulações de adubos químicos. Os valores encontrados foram de  $857 \text{ mgN.L}^{-1}$ ,  $387 \text{ mgP.L}^{-1}$  e  $6320 \text{ mgK.L}^{-1}$ .

Os três elementos principais indispensáveis às plantas são: (1) *nitrogênio*, necessário durante os primeiros estágios do crescimento, para promover o desenvolvimento de caules e folhas; (2) *fósforo*, que estimula o crescimento e acelera a formação de sementes ou de frutos, nos estágios avançados do crescimento; (3) *potássio*, essencial ao desenvolvimento de amido das batatas e cereais, dos açúcares dos frutos e vegetais e do material fibroso das plantas; um

suprimento amplo no solo ajuda, às vezes, a impedir a doença e a diminuir os efeitos de uma excessiva aplicação de nitrogênio (SHEREVE e BRINK, 1997).

Ainda segundo os autores, o valor total dos nutrientes nos solos é surpreendentemente baixo. Nos Estados Unidos, a camada arável de terra cultivada contém, segundo estimativas feitas, 0,14% de N, 0,14% de  $P_2O_5$  e 1% de  $K_2O$ .

Os valores médios de N, P e K indicados para um adubo químico dependem de vários fatores, espécies de vegetais cultivados, pH do solo, área aplicada etc.

A utilização de adubos orgânicos de origem animal torna-se prática útil e econômica para os pequenos e médios produtores de hortaliças, de vez que enseja melhoria na fertilidade e na conservação do solo (Galvão *et al.*, 1999).

No entanto, maiores ou menores as doses a serem utilizadas dependerão do tipo, textura, estrutura e teor de matéria orgânica no solo (Trani *et al.*, 1997) e, quando utilizada vários anos consecutivos proporciona acúmulo de nitrogênio orgânico no solo, aumentando seu potencial de mineralização e sua disponibilidade para as plantas (Scherer, 1998).

## 5.7 ANÁLISE ECONÔMICA

Levando em consideração a capacidade calorífica do Biogás em comparação aos demais tipos de gás, GLP, gás natural, e também da lenha (40% de água), foi analisado a capacidade de geração energética entre as diversas fontes e os custos para mantê-las:

- 1) Gás Natural, 1 kg custa R\$1,20 e tem 8500 kcal de capacidade;
- 2) Biogás, 1 kg custa R\$ 0,65 e tem 5000 kcal de capacidade;
- 3) GLP , 1 kg ,custa R\$ 5,00 e tem 10800 kcal de capacidade;
- 4) Lenha Seca (40% água), 1 kg, custa R\$0,35 e tem 2400 kcal de capacidade.

Em face às comparações do uso de biogás (a partir do substrato da bananicultura) foi percebido que o mesmo só seria comercialmente viável se fosse

processado em unidade de biomassa com capacidade mínima de 50m<sup>3</sup>. Embora os custos operacionais (matéria-prima, processo, transportes do biogás) sejam relativamente baixos, eles passam a ser significativos no custo do processo se for produzida baixa quantidade de biogás. Os valores a serem considerados mensalmente como custo incluem um funcionário para permitir o processo (cuja mão-de-obra não seria exclusiva para este fim), transporte da matéria-prima (podendo neste caso até ser terceirizada), os impostos (que podem ser em muito reduzidos) e a manutenção. O custo inicial de um biodigestor tipo indiano (que usa apenas cimento, areia e tijolo) com capacidade de 50 m<sup>3</sup> sairia por aproximadamente R\$ 8.000,00.

Tomando como base de cálculo o rendimento, em biogás, de 15 L.kg<sup>-1</sup>ST de resíduo, valor este normalmente alcançado nesse tipo de processo, pode-se dessa forma gerar aproximadamente 10 m<sup>3</sup> de biogás diariamente, ou aproximadamente 3650m<sup>3</sup> de biogás por ano. Este valor em termos econômicos equivale a aproximadamente R\$ 4.500,00 anuais. Para uma empresa que empregue energia a partir da queima da lenha, onde grande parte do processo para esta geração de energia seria aproveitada também no biodigestor, os custos fixos seriam equiparados. Tornando o retorno do investimento original em torno de 3 anos do início da operação.

Nesta análise não foi considerado o possível ganho financeiro advindo dos créditos de carbono que podem ser comercializados nas Bolsas de Valores desde que possuam certificação, conforme apresentado no item 3.7.

## CONCLUSÕES

Com base nos resultados obtidos neste trabalho e considerando as condições experimentais empregadas, pode-se chegar às seguintes conclusões:

- ✓ O engaço *in natura* em função da sua baixa velocidade de biodegradação e devido à sua baixa produção no campo em relação aos demais resíduos avaliados, não possui potencial para uso como substrato de fermentação na geração de biogás. A composição ideal do meio de fermentação foi de (em massa úmida, mu): 50% m/m de cascas, 25% m/m de pseudocaule e 25% m/m de folhas;
- ✓ O tratamento prévio dos componentes do meio de fermentação (cozimento ou hidrólise ácida) não proporcionou ganho nos parâmetros produtivos quando comparado ao uso do substrato *in natura*;
- ✓ Tanto o inóculo formado por suspensões microbianas proveniente de ETE + compostagem como o obtido de biodigestor de granja de criação de suínos proporcionaram a biodegradação de mais de 85% da carga orgânica inicial empregada como substrato. Os valores de  $\rho_{DQO}$  foram de 0,65 e 0,59 gDQO.L<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>, respectivamente;
- ✓ O emprego de 50% v/v de inóculo proveniente do biodigestor da granja de suínos e o uso de substrato na concentração inicial de 16,9 g ST.L<sup>-1</sup> (141,5 g mu.L<sup>-1</sup> de cascas, 129,2 g mu.L<sup>-1</sup> de pseudocaule e 37,7 g mu.L<sup>-1</sup> de folhas) conduziu à formação de biogás contendo 66,8% v/v de CH<sub>4</sub>, sem a presença de H<sub>2</sub>S;
- ✓ Nas condições experimentais avaliadas em processo contínuo ( F = 0,02 L.dia<sup>-1</sup> = 0,676 gST. dia<sup>-1</sup> = 7,4 g mu. dia<sup>-1</sup> = 0,47 gDQO.dia<sup>-1</sup>; D = 0,004 dia<sup>-1</sup> = 0,094 gDQO.L<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>) foi obtido o rendimento máximo em biogás de 214,7 L<sub>CNTP</sub>.kgST alimentado.

- ✓ Além do biogás produzido, o processo de metanização gerou como subproduto um resíduo líquido contendo  $857 \text{ mg N.L}^{-1}$ ,  $387 \text{ mg P.L}^{-1}$  e  $6320 \text{ mg K.L}^{-1}$ , que poderá retornar ao campo como biofertilizante.

## SUGESTÕES DE NOVOS TRABALHOS

- ✓ Reavaliação da produção de volume de CH<sub>4</sub> em processo descontínuo empregando como inóculo diferentes proporções de suspensões microbianas provenientes de compostagem e de biodigestor em operação em granja de criação de suínos;
- ✓ Avaliar a produção de biogás em processo semi-contínuo com corte de 50% do volume de trabalho;
- ✓ Determinar o efeito da vazão de alimentação do substrato sobre a produção de CH<sub>4</sub> visando a maximização da produção de biogás;
- ✓ Determinar o efeito da concentração de substrato no meio de alimentação e o respectivo tempo de retenção hidráulica sobre a produção de biogás.

## REFERÊNCIAS

- Agência de Notícias BBC. **O petróleo no mundo**. Disponível em: <[http://www.bbc.co.uk/portuguese/especial/1930\\_oilg/page5.shtml#](http://www.bbc.co.uk/portuguese/especial/1930_oilg/page5.shtml#)>. Acesso em: 8 julho. 2008.
- AGUIAR, W. M, **O uso de fontes alternativas de energia como fator de desenvolvimento social para segmentos marginalizados da sociedade**. Rio de Janeiro, 2004.
- ANDRADE, J. A. C. **Análise da produção de banana orgânica no município de itapajé – ceará**. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2005.
- ANEEL – Agência Nacional de Energia Elétrica. **Fontes alternativas de geração de energia elétrica**. Disponível em: <<http://www.aneel.gov.br>>. Acesso em: 22 março. 2008.
- BARDIYA, N., SOMAYAJI, D., KHANINA, S. **Biomethanation of banana pell and pineapple waste**. Bioresource technology, vol. 58, p. 73-76. 1996.
- BARRERA, **Biodigestores: energia, fertilidade e saneamento para a zona rural**. São Paulo. 1993.
- BASERJA, U., **Biogas production from cowdung: influence of time and fresh liquid manure**. Swiss-Biotech. Vol. 2, p. 19-24. 1984.
- BOUALLAGUI. H. A.; TORRIJOS C, M. J. J.; GODONC, R.; MOLETTA C.; BEN CHEIKH. R. B, Y.; TOUHAMI A, J.P.; DELGENES C, HAMDIA. M. **Two -phases anaerobic digestion of fruit and vegetable wastes: bioreactors performance**. Received 8 December 2003; received in revised form 6 May 2004; accepted 14 May 2004.
- CAMPANHOLA, C.; LUIZ, A.J.B.; LUCCHIARI JR., A. **O problema ambiental no Brasil**. Campinas: UNICAMP/IE, cap.3, p.251-81, 1996.

- CAMPOS, J. R. **PROSAB – Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo**. Rio de Janeiro, 1999.
- CARA, C., RUIZ, E., OLIVEIRA, J., M., SÁEZ, F., CASTRO, E., **Conversion of olive tree biomass into fermentable sugars by dilute acid pretreatment and enzymatic saccharification**. *Bioresource technology* 99. p, 1869-1876. 2008.
- CASTRO, L. R., CORTES L.A .B., V: **Influência da Temperatura no Desempenho de Biodigestores com esterco bovino**. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 2, n.1. p 97 – 102. Campina Grande – PB, 1998.
- CECCHI, F., TRAVERSO, P. G., CESCO, P., **Anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste-digester performance**. *Sci. of Total Env*, vol. 56, p. 183-197, 1986.
- CENBIO. **Relatório de Atividades – Projeto ENERGO-BIOG**, São Paulo, 2004.
- CHENG, Y., S., J., **Hydrolysis of lignocellulosic materials for ethanol production: a review**. *Bioresource Technology* 83. p. 1-11. 2002.
- CHERNICHARO, C. A. L., **Reatores anaeróbios. Princípios do tratamento Biológico de águas residuárias**. DESA/UFMG. Belo Horizonte – MG, v.5, 1997.
- COATES, J. **Development Characterisation and stabilisation of granular methanogenic sludges**. Thesis, National University of Ireland, 1991.
- COELHO, S.T.; GOLDEMBERG, J. **Geração de energia a partir da biomassa (exceto resíduos do lixo e óleos vegetais)**. *In: Fontes Renováveis de Energia no Brasil*, Organizador: Maurício Tiomno Tolmasquim, Editora Interciência, Rio de Janeiro, 2003.
- COELHO. B. **Produção de biogás a partir de biomassa: determinação da biodegradabilidade dos resíduos orgânicos gerados na industrialização da banana**. Joinville, SC. 2006.
- CONRADI V. **Caracterização Físico-Química de Resíduos Agroindustriais Gerados no Processo de Fabricação dos Produtos Industrializados de Banana Visando Sua Utilização Para Produção de Biogás**. Joinville, SC. 2005.
- COSTA, A. R; SILVA, N. F; GOMES, F. P. B. Biodigestor. **Série Cadernos de Pesquisa**. Goiânia – GO. Editora da Universidade Católica de Goiás, p. 11, 1985.
- COSTA. D. F. **Geração de energia elétrica a partir do biogás do tratamento de esgoto**. São Paulo, 2006.
- COTTON, W. R.; PIELKE, R. A. **Human impacts on weather and climate**. Cambridge: Cambridge University Press, 288 p. 1995.

- DEL CAMP, ZAPE, I., A., M., ECHEVERRÍA, M., ECHEVERRÍA, I., **Diluted acid hydrolysis pretreatment of agri-food wastes for bioethanol production.** An International Journal. Industrial Crops And Products 24. p. 214-221. 2006.
- DEVANAI, K., KASTURI. R. B. **Batch biomethanation of banana trash and coir pith.** Bioresource technology. Vol. 52, p. 93-94, 1995.
- Digital Reactor Block 200, (DRB200), Hach Company, 4<sup>o</sup>.ed, 2004.
- EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Embrapa fruta.** Disponível em: <[http://www.jornalentreposto.com.br/antiores/janeiro\\_2006/transporte.htm](http://www.jornalentreposto.com.br/antiores/janeiro_2006/transporte.htm)> - 17k. Acesso em: 28 junho. 2008.
- EMBRAPA. **Geração e utilização de biogás em unidades de produção de suínos.** <[http://www.cnpsa.embrapa.br/sgc\\_publicacoes/publicacoes\\_/4/77tar.pdf](http://www.cnpsa.embrapa.br/sgc_publicacoes/publicacoes_/4/77tar.pdf)> em: 7 fevereiro. 2007.
- EMBRAPA. **Plano nacional de agroenergia -2006-2011.** 2<sup>o</sup> Ed, Brasília, 2006. Disponível em: <<http://www.embrapa.br>>. Acesso em: 27 junho.2008.
- ESTADOS UNIDOS. **Environmental Protection Agency. Evaluating ruminant livestock efficiency projects and programs.** In: PEER review draft. Washington: Environmental Protection Agency, p 48, 2000.
- FBDS – Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável. **Energias alternativas: eficiência energética.** Disponível em: <[http://www.fbds.org.br/article.php3?id\\_article=64](http://www.fbds.org.br/article.php3?id_article=64)>. Acesso em: 4 julho.2008.
- FORTUNATO. P. **AIE reduz demanda por petróleo em 2008 e preço oscila.** Disponível em: <<http://www.portalexame.abril.com.br>>. Acesso em: 12 julho. 2008.
- GALVÃO, J. C. C.; Miranda, G. V.; Santos, I. C. **Adubação orgânica.** Revista Cultivar, São Paulo, v.2 n.9, p.38-41, 1999.
- GASPAR, R. M. A. B. L. **Utilização de biodigestores em pequenas e médias propriedades rurais com ênfase na agregação de valor: um estudo de caso na região de Toledo - PR.** 2003.
- Gazeta Mercantil, **Biogás: Fonte de desenvolvimento sustentável e potencial energético.** São Paulo, p. C-4, 20 set. 2005.
- GOLDEMBERG, J; LUCON, O. **Energia e meio ambiente no Brasil.** São Paulo, 2006.
- GONÇALVES, A. D. M. A.; HARDOIM, P. C, **Avaliação do potencial do emprego do biogás nos equipamentos utilizados em sistemas de produção de leite.** 2003. An. 3. Enc. Energ. Meio Rural. 2003.

- GOTTSCHALK, G. Methane and Acetate Fermentation. *In: Bacterial Metabolism* (Springer series in microbiology), Ed. Springer-Verlag New York Inc., 1979.
- GREENBERG, ARNOLD. E., EATON, ANDREW, D., CLESCERI, LEONOR. *Standasd methods for the examination of water and wastewater*. 20. ed Washington: Americas Public Health Assoc, v: 1, 1998.
- GREENPEACE, **Greenpeace apresenta caminho para Brasil conquistar matriz elétrica sustentável.** (2007). Disponível em: <<http://www.carbonobrasil.com>>. Acesso em: 22 fevereiro.2008.
- GUIMARÃES, J. R. e NOUR, E. A. A. **A evolução da atmosfera terrestre. Cadernos Temáticos de Química Nova na escola.** n.1. p.41-49, 2001.
- HAANDEL, A.C; LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbio de esgotos: manual para regiões de clima quente.** Campina Grande. SP. Epgraf, p. 210, 1994.
- HACH (1997). DR/400 Spectrophotometer Procedues Manual.
- HAMMAD. M., BADORNEH. D., TOHBOUB. K. **Evaluating variable organic waste to produce methane.** Energy conversion & management. Vol. 40. p.1463-1475, 1999.
- HARDODOIM, P. C; GONÇALVES, A.D. M. A. **Avaliação do potencial do emprego do biogás nos equipamentos utilizados em sistemas de produção de leite.** Lavras, MG, 2003.
- HARPER, L.A.; DENMEAD, O.T.; FRENEY, J.R.; BYERS, F.M. **Direct measurements of methane emissions from grazing and feedlot cattle.** Journal of Animal Science, Savoy, v.77, p.1392-1401, 1999.
- IBGE. **Anuário Estatístico do Brasil**, Brasília, 2001.
- JANNUZZI, G. M, **Uma avaliação das atividades recentes de p&d em energia renovável no Brasil e reflexão para o futuro.** Campinas, SP, 2003.
- KALIA, V. C., JOSHI, A. P., **Conversion of waste biomass (Peaschells) into hydrogen and methane through anaerobic digestion.** Biores. Technol. 53, p.165-168. 1995.
- KALIA, V., C., SONAKYA, V., RAIZADA, N., **Anaerobic digestion of banana stem waste.** Bioresource Technology 73. p. 191-193. 2000.
- KHALILI. A. E. **Créditos de carbono.** Disponível em: <<http://www.ambientebrasil.com.br/.../noticias/index.php3&conteudo=./noticias/amyra/creditos.html>>. Acesso em: 27 julho. 2003.

- LA FARGE, B. **Le Biogaz – Procédés de Fermentation Méthanique**. Paris: Masson, 1979.
- LEAL. M. R. L. V. **O potencial de aproveitamento da energia da biomassa** Inovação Uniemp v.1 n.3 Campinas. SP. nov./dez/2005.
- LEE, J., **Biological conversion of lignocellulosic biomass to ethanol**. Journal of Biotechnology 56, p. 1-24. 1997.
- LETTINGA, G.; FIELD, J.; LIER, J. van; ZEEMAN, G.; HULSHOFFPOL, L.W. **Advanced anaerobic wastewater treatment in the near future. Water Science and Technology**. Londres: v.35, n.10, p. 5-12, 1997.
- LIMA, M. A. de; CABRAL, O. M. R.; MIGUEZ, J. D. G. **Mudanças climáticas globais e a agropecuária brasileira**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, p. 397, 2001.
- LORA, E. S. **Prevenção e controle da poluição nos setores energético industrial e de transporte**. 2º. Ed.- Rio de Janeiro: Interferência, 2002.
- LUCAS. Jr, J. **Algumas condições sobre o uso do estrume de suínos como substrato para três sistemas de biodigestores anaeróbios**. Jaboticabal. SP, p-137. 1994.
- Manual de Instrução BodTrac TM, Hach Company (1998).
- MARTA-ALVEZ, J., CECCHI, F., PAVAN, P. LLABRES, P., **The performance of digesters treating the organic fraction of municipal solid wastes differently sorted**. Biological Wastes, vol. 33, p. 181-199. 1990.
- MATTOZO. V. A., **Mídia digital de informação científica e tecnológica sobre energia**. Florianópolis, 2002.
- McKENDRY, P. **Energy Production from Biomass (Part 1): Overview fo biomas**. In: Bioresource Technology, n.83, p. 37-46, 2002.
- MEISTER, R. **Estudo de modelo em escala piloto de reator USB**. Curitiba. PR, 2005.
- MENDONÇA, M. J. C.; GUTIEREZ, M. B. S. **O efeito estufa e o setor energético brasileiro**. Texto de Discussão 179, Edição própria, IPEA, 2000.
- NASCIMENTO, E. F. **Biodigestão anaeróbia: efeito do de retenção hidráulica e recirculação do efluente, em substrato com estrume de suínos**. 1995.

NEGRÃO P. C. L.; URBAN P. L. M. **Álcool como “Commodity” internacional**. Dez. 2004-Janeiro. 2005. Seção Artigos. Disponível em: <<http://www.ecen.com/eee47/eee47p/>> Acesso em: 12 junho. 2008.

NETO. A. J. O. **Energia alternativa processo de desenvolvimento tecnológico, econômico e ambiental**. Brasília, DF. 2006. Disponível em: <[http://www.anppas.org.br/encontro\\_anual/encontro3/arquivos/TA417-12032006004736.DOC](http://www.anppas.org.br/encontro_anual/encontro3/arquivos/TA417-12032006004736.DOC)>. Acesso em: 28 junho. 2008.

NOGUEIRA, L. A. H. **Biodigestão: a alternativa energética**. São Paulo: 1986.

OCDE; FAO 2006, **Agricultural outlook 2006-2015, Organização para Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OCDE) e Agência para Agricultura e Alimentação**. (FAO/ONU). 2006.

OLIVEIRA, L. B. ROSA, L. P. **“Brazilian waste potential: energy, environmental, social and economic benefits”**. *Energy Policy*. v 31. p. 1481-1491, 2003.

OLIVEIRA, P. A. V.; HIGARASHI, M, M. **Geração e Utilização de Biogás em Unidades de Produção de Suínos**. Concórdia, SC, 2006.

OLIVEIRA, R. A. **Efeito da 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**. São Carlos – SP, 1997.

OLIVEIRA. F., AREAM. **A energia uma abordagem geral**. Disponível em: <[www.aream.pt/artigos/energiageral.htm](http://www.aream.pt/artigos/energiageral.htm)>. Acesso em: 3 julho. 2008.

OLSEN. J. E., LARSEN. H. E. **Bacterial decimation times in anaerobic digestions of animal slurries**. *Biol. Wastes*. Vol. 21, p. 153-168. 1987.

OLESEN, J.E.; SCHELDE, K.; WEISKE, A.; WEISBJERG, M.R.; ASMAN, W.A.H.; DJURHUUS, J. **Modelling greenhouse gas emissions from European conventional and organic dairy farms**. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. Amsterdam: v.112, p. 207-220, 2006.

PALHARES, J. C. P. **O lixo virou lucro**. *Revista da terra*. 2007. Disponível em: <<http://www.agrosoft.org.br/?q=node/28766>>. Acesso em: 24 jun. 2008.

PAUSS, A., NYUNS, E. J., NAVEAU, N., **Production of methane by anaerobic digestion of domestic refuse**. EEC – conference on Anaerobic and Carbohydrate Hydrolysis of Waste, Luxembourg, p.8-10 May, 1984.

- PAVLOSTATHIS, S. G. **Preliminary conversion mechanisms in anaerobic digestion of biological sludges**. Journal of the Environmental Engineering. Londres: v.114, n.3, p. 125, 1998.
- PERES, C. Schwartz. **Microbiologia da digestão anaeróbia**. Viçosa – SP, p. 40, 1982.
- PETROBRAS. **O petróleo e a Petrobrás, para estudantes do ensino médio**. 2005. Disponível em: <<http://www.petrobras.com.br>>. Acesso em: 19 maio. 2008.
- REN21 – Renewables 2007 Global Status Report: Perceptions and Realities. Disponível em: <<http://www.carbonobrasil.com/simplenews.htm>>. Acesso em: 6 julho. 2008.
- RESENDE, A.P.S. **A energia renovável e o meio ambiente**. In: **Energia, Automação e Instrumentação**. p 16, 1998.
- RIBEIRO, L, S. **O impacto do gás natural nas emissões de gases de efeito estufa**. Tese – Universidade Federal do Rio de Janeiro Rio de Janeiro. P.261, 2003.
- ROMLI, M.; KELLER, J.; LEE, P., GREENFIELD, P. **The influence of pH on the performance of two-stage anaerobic treatment system: model prediction and validation, water Science and Technology**. p. 34-44, 1994.
- SAGRANFREDO. **Dejetos Animais – A dupla face benefícios e prejuízos**, Concórdia. 2004. Disponível em: <<http://www.cnpsa.embrapa.br>>. Acesso em: 17 fevereiro. 2008.
- SAHA, B., C., ITEN, L., B., COTTA, M., A., WU., Y., V., **Dilute acid pretreatment, enzymatic saccharification and fermentation of wheat straw to ethanol**. April, Process Biochemistry 40, P. 3693-3700. 2005.
- SALANI, F. **São Paulo ganha R\$ 34 milhões com crédito de carbono**. Jornal Folha de São Paulo. Disponível em: <<http://www1.folha.uol.com.br/foalha/dinheiro/ult91u331829.shtml>>. Acesso em: 20 setembro. 2007.
- SANDES, A. R. R & DI BLASI, G. **Biodiversidade e diversidade química e genética, revista biotecnologia ciência e desenvolvimento**. Brasília. n.13, p.28-32, 2000.
- SANTOS, J. H. T., **Avaliação De Um Sistema De Aquecimento Do Substrato Na Biodigestão Anaeróbia De Dejetos De Suínos**. VIÇOSA, MG, 2004.
- SCARPINELLA, G. A. **Reflorestamento no Brasil e o Protocolo de Kyoto**. Universidade de São Paulo, São Paulo, 2002.

- SCHALCH, V; MORAES, A. J. **BIOGÁS: a energia vinda do lixo urbano e sua relação com a produção e característica do chorume.** São Carlos – SP. 1989.
- SCHERER, E. E. **Utilização de esterco suínos como fonte de nitrogênio: bases para a adubação dos sistemas milho/feijão e feijão/ milho, em cultivos de sucessão.** EPAGRI, Florianópolis, SC. P. 49. 1998.
- SCHMITT, F.; WESHENFELDER, S.; VIDI; T. M. **Tratamento Anaeróbio de Efluentes.** Florianópolis, SC, 2006. Disponível em: <[http://www.enq.ufsc.br/labs/probio/disc\\_eng\\_bioq/trabalhos\\_grad/trabalhos\\_grad\\_2006-1/tratamento\\_anaerobio.doc](http://www.enq.ufsc.br/labs/probio/disc_eng_bioq/trabalhos_grad/trabalhos_grad_2006-1/tratamento_anaerobio.doc)>. Acesso em: 7 julho. 2008.
- SEIXAS. J ; FOLLE. S; MACHETTI. D. **Construção e funcionamento de biodigestores.** Brasília: Embrapa-DID. 1980.
- SHREVE. R. N, BRINKI J. A. **Indústrias de processos químicos.** 4ª edição. Editora Guanabara Koogan S.A: Rio de Janeiro. 1997. 717p.
- SILVA, E. P. **Fontes renováveis de energia para o desenvolvimento sustentável.** Unicamp, SP, 2005.
- SILVA, F. M. **Utilização do biogás como combustível.** In: **Energia, Automação e Instrumentação.** Lavras, PR, 1998.
- SIMABUKULO, L. A. N; Correa, L. F. S; Santos, M. M. O; Martins, M. **Energia, industrialização e modernidade – história social.** (2006), Disponível em: <<http://www.museudaenergia.com.br>>. Acesso em: 18 junho. 2008.
- SIMIONI, J. **Avaliação dos riscos ambientais pela acumulação de Cu e Zn nos solos fertilizados com dejetos de suínos.** Florianópolis, p. 139, 2001.
- SODERSTROM, J., PILCHER, L., GALBE, M., ZACCHI, G., **Two-step steam pretreatment of softwood by dilute H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> impregnation for ethanol production.** Biomass and Bioenergy 24. p. 475-486. 2003.
- SPERLING, M. Von. **Princípios Básicos do Tratamento de Esgotos.** Belo Horizonte, MG 210 p. 1996.
- SPPECE, R. E. **Anaerobic Biotechnology for Industrial Wastewaters.** Ed. Archae Press, p.394. 1996.
- THIAGO. L.; FACTOR; ARAÚJO. J. A. C.; VILLELA. L. V. E J. **Produção de pimentão em substratos e fertirrigação com efluente de biodigestor.** Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental v. 12, n.2, p.143-149, 2008.
- TOLMASQUIM, M., T. **Fontes Renováveis de Energia no Brasil.** Rio de Janeiro, RJ, 515 p., 2003.

TRANI, P. E.; TAVARES, M.; SIQUEIRA, W. J.; SANTOS, R. R.; BISÃO, L. L.; LISBÃO, R. S. **Cultura do alho. Recomendação para seu cultivo no Estado de São Paulo.** Campinas: SP, p. 26. 1997.

UOL, **Brasil fecha maior contrato de crédito de carbono com alemão KFW.** Disponível em: <<http://www.noticias.uol.com.br/ultnot/economia/2006/04/06/ult29u47126.jhtm>>. acesso em: 27 julho. 2007.

USEPA. **Evaluation ruminant livestock efficiency projects and programs: peer review draft. United States Environmental Protection Agency.** WASHINGTON 2000.

USP. **Biodigestor. Centro de Divulgação Científica da Universidade de São Paulo.** Clube da Física. SP, 2002. Disponível em: <<http://www.cdcc.sc.usp.br>>. Acesso em: 18 maio. 2008.

VAN HAANDEL, A. & LETTINGA, G. **Anaerobic sewage treatment. A practical guide for regions with a hot climate.** John Wiley & Sons Ltd. England, p. 226, 1994.

VITORATTO, E. **Tratamento de efluentes líquidos orgânicos. Sistemas anaeróbios.** São Paulo. 2004.

WALTZLAWICK, L. F. **Estimativa de biomassa e carbono em floresta ombrófila mista e plantações florestais a partir de dados de imagens do satélite Ikonos II.** Curitiba, PR, 2003.

Wikipédia. **Créditos de carbono.** 2008. Disponível em: <[http://pt.wikipedia.org/wiki/Cr%C3%A9ditos\\_de\\_carbono](http://pt.wikipedia.org/wiki/Cr%C3%A9ditos_de_carbono)>. Acesso em: 14 julho. 2008.

WIKIPEDIA. **Mecanismo de desenvolvimento limpo.** 2008. Disponível em: <[http://www.pt.wikipedia.org/wiki/Mecanismo\\_de\\_Desenvolvimento\\_Limpo](http://www.pt.wikipedia.org/wiki/Mecanismo_de_Desenvolvimento_Limpo)>. Acesso em: 30 julho. 2008.

WINKLER, M. **Biological treatment of wastewater, Wet Sussex.** England, 1981.

XAVIER C A. N.; SANTOS T. M. e LUCAS Jr. **Avaliação de dois níveis de inóculo em substratos para biodigestão anaeróbia de dejetos bovinocultura leiteira,** 2002.

YADVIKA, S., SREECKRISHNAN, T. R., KOHLI, S., RANA, V. **Ehnhancemente of biogas production from solid substrates using different tecniques-a review.** Bioresource Tecnology, vol. 95, p.1-10. 2004.

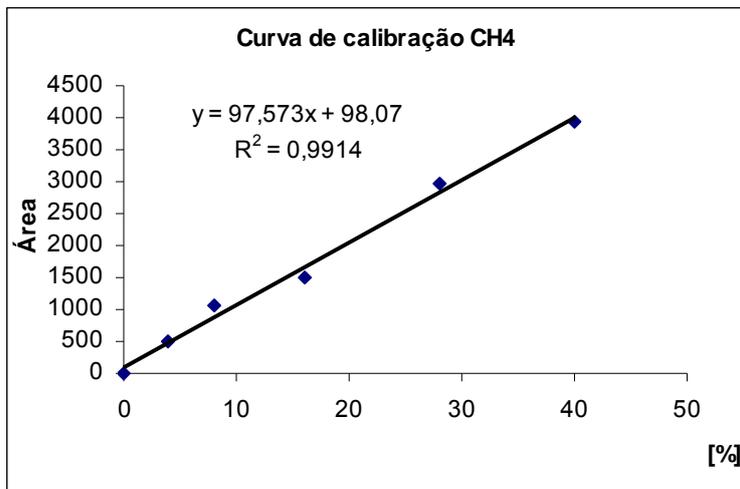
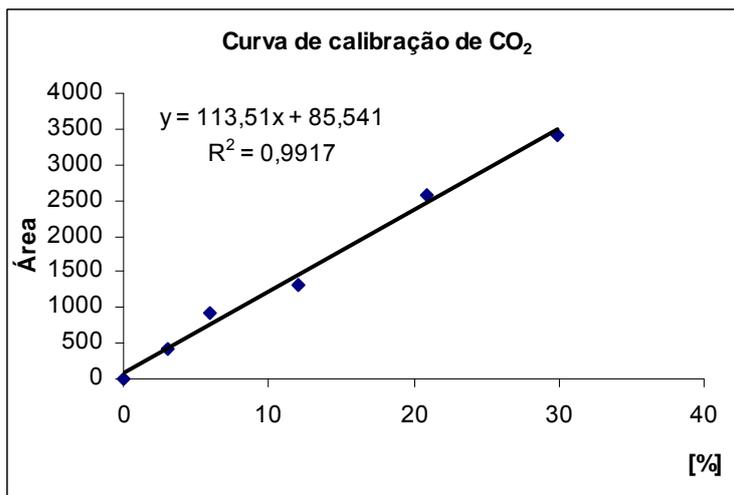
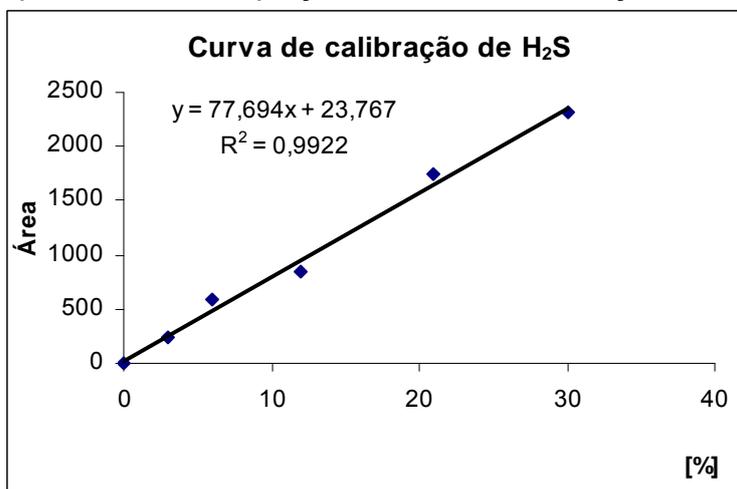
YU, Z, ZANG, H., **Pretreatments of cellulose pyrolysate for ethanol production by *saccharomyces cerevisiae*, *pichia sp. YZ-1* and *Zymomonas mobilis*.**

Biomass and Bioenergy 24. p 257-262. 2003.

ZENNAKI, B.Z., ZADI, A., LAMINI, H., AUBINEAR, M., BOULIF, M., **Methane fermentation of cattle manure: effects of HRT, temperature & substrate concentration.** Tropicultural 14 (4), p. 134-140. 1996.

**APÊNDICE**

**Apêndice 1** – Cromatograma das concentrações volumétricas dos gases CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub> e H<sub>2</sub>S do Ensaio – E9b.

**Apêndice 2 – Equação e curva de calibração dos gases CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>S.****Apêndice 2a<sub>1</sub> – Equação e curva de calibração de CH<sub>4</sub>,****Apêndice 2a<sub>2</sub> – Equação e curva de calibração de CO<sub>2</sub>****Apêndice 2a<sub>3</sub> – Equação e curva de calibração de H<sub>2</sub>S**

**Apêndice 3** – Equação e curva de ajuste para o volume de biogás ( $V_g$ ) gerado no Ensaio E9b-2.

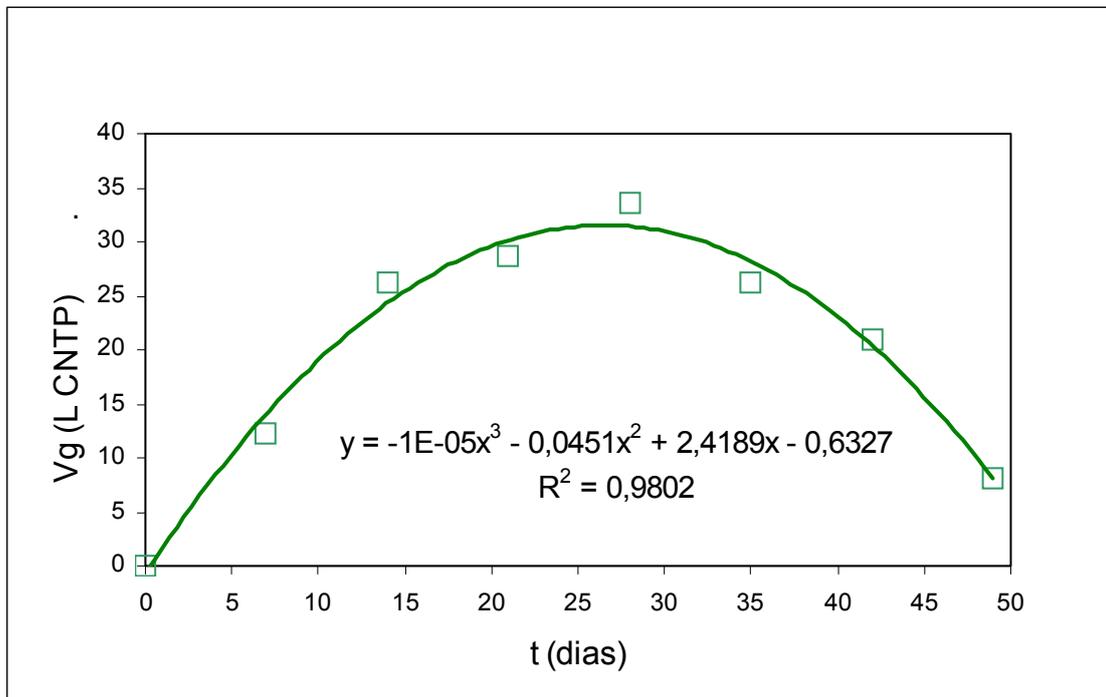


Tabela 13– Valores de produção diária de biogás gerado no Ensaio E9b-2, calculados a partir da equação de ajuste:  $V_g = -1E-05t^3 - 0,0451t^2 + 2,4189t - 0,6327$ .

$V_g$ (L.dia <sup>-1</sup> )	1,74109	4,02462	6,21783	8,32066	10,33305	12,25494	14,082698
$t$ (dias)	11	12	13	14	15	16	17
$V_g$ (L.dia <sup>-1</sup> )	15,82698	17,47701	19,0363	20,50479	21,88242	23,16913	24,36486
$t$ (dias)	18	19	20	21	22	23	24
$V_g$ (L.dia <sup>-1</sup> )	25,46955	26,48314	27,40557	28,23678	28,97671	29,6253	30,18249
$t$ (dias)	25	26	27	28	29	30	31
$V_g$ (L.dia <sup>-1</sup> )	30,64822	31,02243	31,30506	31,49605	31,59534	31,60287	31,51858
$t$ (dias)	32	33	34	35	36	37	38
$V_g$ (L.dia <sup>-1</sup> )	31,34241	31,0743	30,71419	30,26202	29,71773	29,08126	28,35255
$t$ (dias)	39	40	41	42	43	44	45
$V_g$ (L.dia <sup>-1</sup> )	27,53154	26,61817	25,61238	24,51411			
$t$ (dias)	46	47	48	49			

Total de biogás produzido (acumulado) = 1094 L<sub>CNTP</sub>. Considerando  $V_T = 5$  L,  $ST_{\text{inicial}} = 30,9$  g.L<sup>-1</sup> e  $\mu_{\text{inicial}} = 339,9$  g.L<sup>-1</sup> tem-se que:  $ST \cong 0,15$  kg,  $\mu \cong 1,7$  kg, o rendimento em biogás foi de 7293 L.kg<sup>-1</sup> ST e 643 L.kg<sup>-1</sup>  $\mu$ , respectivamente.

