

RUI GUILHERME CAVALEIRO DE MACÊDO ALVES

**TRATAMENTO E VALORIZAÇÃO DE DEJETOS DA SUINOCULTURA
ATRAVÉS DE PROCESSOS ANAERÓBIOS – OPERAÇÃO E AVALIAÇÃO DE
DIVERSOS REATORES EM ESCALA REAL**

FLORIANÓPOLIS – SC

ABRIL/2007



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA
AMBIENTAL**

**TRATAMENTO E VALORIZAÇÃO DE DEJETOS DA
SUINOCULTURA ATRAVÉS DE PROCESSOS ANAERÓBIOS –
OPERAÇÃO E AVALIAÇÃO DE DIVERSOS REATORES EM
ESCALA REAL**

Tese apresentada ao Curso de Pós-Graduação
em Engenharia Ambiental, do Centro
Tecnológico da Universidade Federal de Santa
Catarina, como requisito à obtenção do título
de Doutor.

Orientador: Prof. Paulo Belli Filho, PhD.

RUI GUILHERME CAVALEIRO DE MACÊDO ALVES

FLORIANÓPOLIS

ABRIL/2007

Ficha Catalográfica

Alves, Rui Guilherme Cavaleiro de Macêdo
Tratamento e Valorização de Dejetos da Suinocultura Através de Processos Anaeróbios – Operação e Avaliação de Diversos Reatores em Escala Real

Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Santa Catarina.
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. 2007.

Título em Inglês: Treatment and Valuation of Dejections of the Swine Manure Through Anaerobic Processes - Operation and Evaluation of Diverse Reactors in Real Scale

1. Introdução. 2. Objetivos. 3. Revisão Bibliográfica. 4. Metodologia. 5. Resultados e Discussões. 6. Conclusões 7. Recomendações. 8. Referências Bibliográficas.

**TRATAMENTO E VALORIZAÇÃO DE DEJETOS DA
SUINOCULTURA ATRAVÉS DE PROCESSOS ANAERÓBIOS –
OPERAÇÃO E AVALIAÇÃO DE DIVERSOS REATORES EM
ESCALA REAL**

por

RUI GUILHERME CAVALEIRO DE MACÊDO ALVES

Tese submetida ao corpo docente do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de

DOUTOR EM ENGENHARIA AMBIENTAL

na Área de Tecnologias de Saneamento Ambiental

Aprovada por:

Prof. Dr. Jorge de Lucas Jr. (membro externo)

Pesq. Dr. Paulo A V de Oliveira (membro externo)

Prof. Dr. Hugo Moreira Soares (membro externo)

Profa. Dra. Rejane H R da Costa (membro interno)

Prof. Dr. Luiz Sergio Philippi (moderador)

Coordenador PPGEA

Prof. Dr. Paulo Belli Filho (orientador)

FLORIANÓPOLIS, SC

ABRIL/2007

Dedico esta tese aos meus filhos, Julinha e Ruizinho,
como incentivo e prova de que “nunca é tarde” para se realizar um sonho.

AGRADECIMENTOS

A Deus.

A Débora (esposa) e Juliana e Rui (filhos), por terem viajado esta “viagem” comigo, abrindo mão do conforto e da vida estável que tínhamos para que pudéssemos realizar este sonho.

Aos meus pais, Orlindo e Diquinha (em memória) e irmãos: Reginaldo, Regilene, Rosana, Roberto, Rogério e Rômulo; pelo apoio, pela amizade, pelo carinho...

Ao professor e amigo Paulo Belli Filho, pela orientação e estímulo para finalizarmos este trabalho.

Aos membros da banca examinadora, pelas críticas e sugestões finais para a concretização desta tese.

Ao amigo Hugo Gosmann, coordenador do projeto “Validação de Tecnologias para o Manejo, Tratamento e Valorização dos Dejetos Suínos em Santa Catarina – Pequenas e Médias Produções”, que abrigou nosso projeto de pesquisa e possibilitou esta tese.

Aos professores Hugo Moreira Soares e Rejane Helena Ribeiro da Costa que muito contribuíram para a realização deste trabalho.

Ao senhor Vilivaldo Michels, proprietário da granja, e seus funcionários Valízio e Ademir pela colaboração e presteza com que me receberam durante esses quase dois anos de trabalho de campo.

A UFPA, e em particular, aos professores Evaristo Clementino Rezende dos Santos (culpado por tudo isso) e Antonio Noronha Tavares, chefes do Departamento de

Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA/CT/UFGA), anterior e atual, respectivamente, que liberaram minha carga horária para este doutorado.

Ao professor José Almir Rodrigues Pereira pelo apoio dado para que eu pudesse finalizar este projeto.

Aos professores Paulo Fernando Norat Carneiro, Maria de Valdívila Costa Norat Gomes, Lindemberg Lima Fernandes, Luiza Carla Girard Teixeira Machado, Ana Rosa Baganha Barp, Cláudio José Cavalcante Blanco, André Montenegro; novos e velhos amigos, pelo incentivo permanente.

A CAPES pela concessão da bolsa de pós-graduação para cursar este doutorado, e aos financiadores deste projeto de pesquisa: FUNCITEC, FINEP. CNPq.

Aos amigos do “grupo de suínos”: Alexandre Ghilardi Machado, Alan Henn, Iria Sartor Araújo, José Luiz Rocha Oliveira, Luiz Walter da Silva Monteiro, pelos bons (e “maus”) momentos vividos durante nossas viagens e convívio durante todo o experimento.

Ao casal Flávia Andréa da Silva Cabral (a gargalhada mais gostosa do LABEFLU) e Adriano Ribeiro (o catarinense mais paraense que conheci), por serem grandes amigos.

As bolsistas: Tatiana Furlaneto, Janaína Schmitt, Mariana Smitt e Mariana Bin que “comandaram” a execução da parte analítica do experimento no laboratório.

Aos amigos do LABEFLU, de convívio diário, Maria Eliza Hassemer, Rosane Campos, Rafael Oliveira e Delmira Wolff que de alguma forma contribuíram para este trabalho.

SUMÁRIO

	PAG.
LISTA DE FIGURAS	
LISTA DE TABELAS	
LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS	
RESUMO	
ABSTRACT	
1. INTRODUÇÃO	19
2. OBJETIVOS	25
2.1. Objetivo geral	25
2.2. Objetivos específicos	25
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	26
3.1. Dejetos da suinocultura	26
3.2. Legislação ambiental para a suinocultura	28
3.3. Digestão anaeróbia	29
3.3.1. Fatores intervenientes	32
3.3.2. Cinética da digestão anaeróbia	38
3.4. Reatores anaeróbios aplicados para dejetos suínos	40
3.4.1. Biodigestor de lodo	40
3.4.2. Lagoa anaeróbia	44
3.4.3. Reator UASB	46
3.5. A experiência recente da UFSC: reatores anaeróbios tratando dejetos suínos	48
3.5.1. Biodigestor	49
3.5.2. Lagoa anaeróbia	50
3.5.3. Reator UASB	51
3.6. Partida de reatores anaeróbios	52
3.7. Biogás	53
3.7.1. Composição do biogás	54
3.7.2. Produção de biogás	55
3.8. Valorização do biogás	57

3.9. Contextualização deste trabalho	58
4. MATERIAIS E MÉTODOS	61
4.1. Localização da propriedade	61
4.2. Definição do tratamento	61
4.2.1. Caixa de recepção e de distribuição (CR)	64
4.2.2. Lagoa de decantação (LD)	65
4.2.3. Estação elevatória (EE)	65
4.2.4. Biodigestor de lodo (Bio)	68
4.2.5. Lagoa anaeróbia (LA)	69
4.2.6. Reator UASB (UASB)	70
4.3. Partida do sistema	73
4.4. Alimentação do sistema de tratamento	74
4.5. Avaliação do sistema de tratamento	75
4.6. Teste de atividade metanogênica específica	82
4.7. Procedimentos analíticos dos testes físico-químicos	85
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	87
5.1. Caracterização do dejetos suíno bruto (DSB) afluente do sistema de tratamento	87
5.2. Vazão de dejetos na propriedade	88
5.3. Parâmetros operacionais	89
5.3.1. Temperatura ambiente	90
5.3.2. Vazão de alimentação (Q) e tempo de detenção hidráulica (TDH)	91
5.3.3. Temperatura interna (TI) nos reatores	93
5.4. Parâmetros de controle nas unidades avaliadas	95
5.4.1. Potencial redox (Eh)	95
5.4.2. Potencial hidrogeniônico (pH)	97
5.4.3. Alcalinidade (Alc) e ácidos voláteis totais (AVT)	98
5.4.4. Carga orgânica volumétrica (COV) e taxa de aplicação superficial (TAS)	101
5.5. Série de sólidos (ST, SVT, SFT e SSed)	103
5.6. Matéria orgânica	110
5.6.1. Demanda química de oxigênio (DQO)	110
5.6.2. Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)	111

5.7. Nutrientes	113
5.7.1. Nitrogênio	113
5.7.2. Fósforo	117
5.8. Produção de biogás	118
5.9. Avaliação dos sólidos no interior dos reatores anaeróbios	120
5.9.1. Lagoa anaeróbia	120
5.9.2. Reator UASB	122
5.9.3. Biodigestor de lodo	123
5.9.4. Atividade metanogênica específica (AME)	125
5.10. Crescimento da biomassa nos reatores	126
5.10.1. Lagoa anaeróbia	126
5.10.2. Reator UASB	127
5.10.3. Biodigestor de lodo	129
6. CONCLUSÕES	131
6.1. Avaliação da remoção da matéria carbonácea na lagoa de decantação, lagoa anaeróbia e reator UASB	131
6.2. Avaliação do biodigestor alimentado com lodo decantado da lagoa de decantação	133
6.3. Avaliação da partida dos reatores	133
6.4. Avaliação das características do processo	134
6.4.1. Sólidos no interior dos reatores	134
6.4.2. Crescimento da biomassa	135
7. RECOMENDAÇÕES	136
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	140
APÊNDICES	149

LISTA DE FIGURAS

FIGURA	PÁG.
Figura 1.1 – Fluxograma do sistema de tratamento e valorização de dejetos	22
Figura 1.2 – Maquete do sistema de tratamento e valorização de dejetos	23
Figura 3.1 – Esquema da digestão anaeróbia da matéria orgânica	31
Figura 3.2 – Representação esquemática de um biodigestor de lodo de fluxo ascendente	42
Figura 3.3 – Esquema de funcionamento de uma lagoa anaeróbia coberta	46
Figura 3.4 – Esquema de funcionamento de um Reator UASB	47
Figura 3.5 – Biodigestor clássico monitorado por MONTEIRO (2005)	49
Figura 4.1 – Mapa de localização da propriedade	62
Figura 4.2 – Modelo UFSC/EPAGRI/EMBRAPA de STVDS	63
Figura 4.3 – Representação esquemática do sistema de tratamento e valorização avaliado	64
Figura 4.4 – Caixa de recepção e de distribuição (CR)	65
Figura 4.5 – Lagoa de decantação (LD)	67
Figura 4.6 – Estação elevatória (EE)	67
Figura 4.7 – Vista externa do biodigestor de lodo (Bio)	69
Figura 4.8 – Vista externa da lagoa anaeróbia (LA)	71
Figura 4.9 – Vista externa do reator UASB	72
Figura 4.10- Pontos de amostragem de lodo no biodigestor de lodo	78
Figura 4.11- Pontos de amostragem de lodo no reator UASB	78
Figura 4.12- Perfil do biodigestor de lodo para cálculo da biomassa	80
Figura 4.13- Perfil do reator UASB para cálculo da biomassa	81
Figura 4.14- Medidor volumétrico de gás	81
Figura 4.15- Teste de atividade metanogênica específica (AME)	84
Figura 5.1 – Vazão de dejetos suínos na propriedade	89
Figura 5.2 – Temperatura ambiente ($TA_{MÁX}$ e $TA_{MÍN}$) registradas nos dias de coleta	91
Figura 5.3 – Tempo de detenção hidráulica nos reatores do sistema de tratamento	92

Figura 5.4 –	Temperatura interna nos reatores do sistema de tratamento	94
Figura 5.5 –	Temperatura interna no biodigestor de lodo	94
Figura 5.6 –	Potencial redox nos reatores do sistema de tratamento	95
Figura 5.7 –	Potencial redox no biodigestor de lodo	96
Figura 5.8 –	pH nos reatores do sistema de tratamento	97
Figura 5.9 –	pH no biodigestor de lodo	98
Figura 5.10-	Alcalinidade nos reatores do sistema de tratamento	99
Figura 5.11-	Alcalinidade no biodigestor de lodo	99
Figura 5.12-	Ácidos voláteis totais nos reatores do sistema de tratamento	100
Figura 5.13-	Ácidos voláteis totais no biodigestor de lodo	100
Figura 5.14-	Carga orgânica volumétrica nos reatores durante o experimento	103
Figura 5.15-	Sólidos totais (ST) nos reatores do sistema de tratamento	105
Figura 5.16-	Sólidos totais (ST) no biodigestor de lodo	105
Figura 5.17-	Sólidos voláteis totais (SVT) nos reatores do sistema de tratamento	106
Figura 5.18-	Sólidos voláteis totais (SVT) no biodigestor de lodo	106
Figura 5.19-	Sólidos fixos totais (SFT) nos reatores do sistema de tratamento	107
Figura 5.20-	Sólidos fixos totais (SFT) no biodigestor de lodo	107
Figura 5.21-	Sólidos sedimentáveis (SSed) nos reatores do sistema de tratamento	109
Figura 5.22-	Sólidos sedimentáveis (SSed) no biodigestor de lodo	109
Figura 5.23-	Demanda química de oxigênio nos reatores do sistema de tratamento	110
Figura 5.24-	Demanda química de oxigênio no biodigestor de lodo	111
Figura 5.25-	Demanda bioquímica de oxigênio nos reatores do sistema de tratamento	112
Figura 5.26-	Demanda bioquímica de oxigênio no biodigestor de lodo	112
Figura 5.27-	Nitrogênio total Kijedhal nos reatores do sistema de tratamento	115
Figura 5.28-	Nitrogênio total Kijedhal no biodigestor de lodo	115
Figura 5.29-	Nitrogênio amoniacal nos reatores do sistema de tratamento	116
Figura 5.30-	Nitrogênio amoniacal no biodigestor de lodo	116
Figura 5.31-	Fósforo total nos reatores do sistema de tratamento	117
Figura 5.32-	Fósforo total no biodigestor de lodo	118
Figura 5.33-	Produção diária de biogás (em m ³) no biodigestor de lodo	119

Figura 5.34-	DQO e ST no lodo da lagoa anaeróbia	121
Figura 5.35-	Percentual de SFT e SVT no lodo da lagoa anaeróbia	121
Figura 5.36-	DQO no lodo do reator UASB	122
Figura 5.37-	ST no lodo do reator UASB	123
Figura 5.38-	Percentual de SFT e SVT no lodo do reator UASB	123
Figura 5.39-	DQO no lodo do biodigestor de lodo	124
Figura 5.40-	ST no lodo do biodigestor de lodo	125
Figura 5.41-	Percentual de SFT e SVT no lodo do biodigestor de lodo	125
Figura 5.42-	Atividade metanogênica específica nos reatores	126
Figura 5.43-	Crescimento da biomassa na lagoa anaeróbia	127
Figura 5.44-	Crescimento da biomassa no reator UASB	127
Figura 5.45-	Crescimento da biomassa na profundidade do reator UASB	128
Figura 5.46-	Crescimento percentual da biomassa no reator UASB	129
Figura 5.47-	Crescimento da biomassa do biodigestor de lodo	129
Figura 5.48-	Crescimento da biomassa na profundidade do biodigestor de lodo	130
Figura 5.49-	Crescimento percentual da biomassa do biodigestor de lodo	130
Figura 7.1 –	Tratamento e valorização de dejetos trabalhados por bacias hidrográficas	138

LISTA DE TABELAS

TABELA	PÁG.
Tabela 1.1 – Produção mundial de carne suína segundo a USDA	20
Tabela 3.1 – Produção de dejetos suínos em diferentes fases de desenvolvimento	27
Tabela 3.2 – Produção de dejetos de suínos (valores recomendados para projetos)	27
Tabela 3.3 – Caracterização média de dejetos suínos estudados no sul do Brasil	27
Tabela 3.4 – Caracterização físico-química dos dejetos suínos em Concórdia/SC	28
Tabela 3.5 – Constantes cinéticas para digestão anaeróbia a 35°C	39
Tabela 3.6 – Composição (em % dos ST) do lodo de esgoto e animal	43
Tabela 3.7 – Média da concentração de sólidos e nutrientes de lodos de animais e de esgoto	43
Tabela 3.8 – Eficiência do biodigestor monitorado por MONTEIRO (2005)	49
Tabela 3.9 – Parâmetros avaliados na série de lagoas estudadas por MEDRI (1997)	50
Tabela 3.10 – Eficiência do sistema de lagoas tratando dejetos suínos	50
Tabela 3.11 – Características do lodo de inóculo utilizado por HENN (2005)	54
Tabela 3.12 – Composição química aproximada do biogás	55
Tabela 3.13 – Consumo médio de biogás segundo o uso	58
Tabela 4.1 – Resumo das características construtivas da estação elevatória (EE)	66
Tabela 4.2 – Resumo das características construtivas do biodigestor de lodo (Bio)	68
Tabela 4.3 – Resumo das características construtivas da lagoa anaeróbia (LA)	70
Tabela 4.4 – Resumo das características construtivas do reator UASB	72
Tabela 4.5 – Datas das coletas válidas realizadas	77
Tabela 4.6 – Frequência de análises dos parâmetros para monitoramento do sistema	82
Tabela 4.7 – Composição das soluções estoques de nutrientes	84
Tabela 4.8 – Composição da solução estoque de ácidos voláteis	84

	14
Tabela 5.1 – Composição média do dejetos suíno bruto	88
Tabela 5.2 – Eficiência de remoção de sólidos nos reatores e no sistema de tratamento	109
Tabela 5.3 – Relação DBO_5/DQO nos reatores e no efluente do sistema de tratamento	113
Tabela 5.4 – Consumo de energia elétrica na propriedade	120

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

ABIPECS – Associação Brasileira de Informações e Pesquisa em Carne Suína

ACCS – Associação Catarinense de Criadores de Suínos

Afl. Bio – Afluente Biodigestor de Lodo

Afl. LD – Afluente Lagoa de Decantação

AGV – Ácidos Graxos Voláteis

AME – Atividade Metanogênica Específica

CC – Ciclo Completo

CF – Coliformes Fecais

COV – Carga Orgânica Volumétrica

CT – Ciclo de Terminação

CTVDA – Central de Tratamento e Valorização de Dejetos Animais

DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio

DESVPAD – Desvio Padrão

DN – Diâmetro Nominal

DQO – Demanda Química de Oxigênio

DSB – Dejeito Suíno Bruto

Efl. Bio – Efluente Biodigestor de Lodo

Efl. LA – Efluente Lagoa Anaeróbia = Afluente Reator UASB

Efl. LD – Efluente Lagoa de Decantação = Afluente Lagoa Anaeróbia

Efl. UASB – Efluente Reator UASB

Eh – Potencial Redox ou Potencial de Oxi-redução

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária

ENS – Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental

EPAGRI – Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina

FATMA – Fundação do Meio Ambiente do Estado de Santa Catarina

FINEP – Financiadora de Estudos e Projetos

FUNCITEC – Fundação de Ciência e Tecnologia

kWh – Quilo Watt Hora

mV – Mili Volt

MWh – Mega Watt Hora
N-NH₄⁺ - Nitrogênio Amoniacal
NTK – Nitrogênio Total Kejdal
PA – Ponto de Amostragem
PEAD – Poli Etileno de Alta Densidade
pH – Potencial Hidrogeniônico
PT – Fósforo Total
Q – Vazão
Q(MD) – Vazão Média Diária
S.Sed – Sólidos Sedimentáveis
SF – Sólidos Fixos Totais
ST – Sólidos Totais
SV – Sólidos Voláteis Totais
TA_{MÁX} – Temperatura Ambiente Máxima
TA_{MÍN} – Temperatura Ambiente Mínima
TDH – Tempo de Detenção Hidráulica
TI_(MED) – Temperatura Interna Média
UASB – Upflow Anaerobic Sludge Blanket
UFSC – Universidade Federal de Santa Catarina
UNESP – Universidade Estadual Paulista
UPL – Unidade de Produção de Leitões
USDA – Departamento de Agricultura dos Estados Unidos
VAL.MÁX – Valor Máximo
VAL.MÍN – Valor Mínimo
% Bio – Eficiência Biodigestor de Lodo
% LAn – Eficiência Lagoa Anaeróbia
% LD – Eficiência Lagoa de Decantação
% UASB – Eficiência Reator UASB
% SIST – Eficiência Sistema de Tratamento

RESUMO

Neste trabalho foram operados e avaliados diversos reatores de digestão anaeróbia construídos em escala real numa propriedade de média produção de suínos, sob condições climáticas do sul do Brasil. O caráter inovativo do trabalho foi assegurado pela configuração do tratamento do efluente clarificado através da seqüência lagoa de decantação → lagoa anaeróbia → reator UASB. Uma parcela dos sólidos sedimentados na lagoa de decantação, correspondente a vazão de 0,86 m³/dia, alimentou um biodigestor de lodo. A operação do sistema de tratamento se deu em duas fases, chamadas FASE 1 – de Alta Carga – e FASE 2 – de Baixa Carga, caracterizadas pela diminuição das vazões de alimentação do sistema de tratamento, de 9,0 m³/dia para 6,8 m³/dia. As cargas aplicadas (COV) nos reatores foram de 0,07 kg SVT/ m³.dia, na lagoa anaeróbia; 1,27 – 1,51 kg DQO/m³.dia, no reator UASB; e 0,79 – 1,22 kg ST/m³.dia, no biodigestor de lodo. A lagoa de decantação foi operada com taxa de aplicação superficial (TAS) de 0,13 – 0,18 m³/m².dia. O sistema de tratamento apresentou eficiência de remoção de DQO variando de 82 a 85%, de DBO, de 89 – 93%, de ST, de 21,7 – 55,3% e de Ssed, de 98,6 a 99,5%. No biodigestor de lodo as eficiências de remoção da DQO e DBO foram de 51 – 71% e de 58 – 82%, respectivamente; a produção média de biogás foi de 6,26 m³/dia, com produção específica de 0,17 m³ biogás/kg ST.dia. A partida dos reatores com inóculo de dejetos suínos foi considerada improdutiva. A taxa de crescimento da biomassa nos reatores foi de 0,047, 0,030 e 0,163 kg SVT/m³.dia, para a lagoa anaeróbia, reator UASB e biodigestor de lodo, respectivamente.

PALAVRAS CHAVES: Suinocultura, dejetos suínos, digestão anaeróbia, reatores anaeróbios, produção de biogás

ABSTRACT

In this work had been operated and evaluated diverse constructed reactors of anaerobic digestion in real scale in a property of average swine production, under climatic conditions of the south of Brazil. The innovative character of the work was assured by the configuration of the treatment of the effluent one clarificado through the sequence lagoon of decantation → anaerobic lagoon → reactor UASB. A parcel of solids sedimented in the decantation lagoon, correspondent the outflow of 0,86 m³/day, fed a biodigestor of silt. The operation of the treatment system if gave in two phases, called PHASE 1 - High Load - and PHASE 2 - Decrease Load, characterized for the reduction of the outflows of feeding of the treatment system, of 9,0 m³/day for 6,8 m³/day. The loads applied (COV) in the reactors had been of 0,07 kg SVT/m³.day, in the anaerobic lagoon; 1,27 - 1.51 kg DQO/m³.day, in reactor UASB; and 0,79 - 1,22 kg ST/m³.day, in the biodigestor of silt. The decantation lagoon was operated with tax of superficial application (TSA) of 0,13 - 0,18 m³/m².day. The treatment system presented efficiency of removal of QOD varying of 82 - 85%, BOD, 89 - 93%, of TS, 21.7 - 55.3% and of SSed, of 98,6 - 99.5%. In the biodigestor of silt the efficiencies of removal of QOD and BOD had been of 51 - 71% and of 58 - 82%, respectively; the average production of biogas was of 6,26 m³/day, with specific production of 0,17 m³ biogas/kg TS.day. The start up of the reactors with inoculo of dejections swines was considered unproductive. The tax of growth of the biomass in the reactors was of 0.047, 0.030 and 0.163 kg SVT/m³.day, for the anaerobic lagoon, reactor UASB and biodigestor of silt, respectively.

KEY WORDS: Swine manure, dejections swines, anaerobic digestion, anaerobic reactors, production of biogas

1. INTRODUÇÃO

Dados do Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (USDA), em 2004, apresentados no site da Associação Brasileira de Informações e Pesquisa em Carne Suína (ABIPECS) apontam que China, União Européia e Estados Unidos, nesta ordem, conforme a Tabela 1.1, apresentam-se no topo da produção mundial de suínos, com o Brasil vindo logo a seguir.

A Associação Catarinense de Criadores de Suínos (ACCS) ratifica o Brasil como o quarto maior produtor de suínos do mundo, com cerca de 33,1 milhões de animais, equivalentes a 2,75 milhões de toneladas de carcaça (dados de produção referentes ao ano de 2004); e MIRANDA (2005) destaca que o estado de Santa Catarina possui um rebanho da ordem de 5,5 milhões de cabeças e tem a base de sua produção, ligada ao agronegócio, apoiada nas pequenas propriedades, que juntadas às médias e grandes, totalizam, aproximadamente 60 mil instalações.

Esta atividade apresenta-se com grande importância cultural, social e econômica para as regiões onde se desenvolve, porém, se expressa também, com o ônus de uma baixa qualidade ambiental, proporcionando dentre outros, conflitos de usos das águas e degradação da saúde ambiental, bem como, prejudicando o surgimento e o desenvolvimento de outras atividades econômicas.

DA SILVA (2000) afirma, referendado por MIRANDA *et al* (2002), que Santa Catarina possui uma produção anual de 18 milhões de metros cúbicos de dejetos suínos, que são lançados no meio ambiente afetando a qualidade de seus reservatórios naturais: (a) as águas – expressa em termos de poluição orgânica, proliferação de microrganismos entéricos, aumento das concentrações de nitrato e de cobre; (b) os solos – expresso em excesso de fósforo e em taxas elevadas de aplicação dos dejetos como fertilizantes; e (c) o ar – evidenciado pela superpopulação de insetos, pela geração de maus odores e pela emissão de gases relacionados com os problemas do Efeito Estufa.

Tabela 1.1 – Produção mundial de carne suína segundo a USDA

PAÍS	PRODUÇÃO (milhões de toneladas)			
	2001	2002	2003	2004
China	41,845	43,866	44,100	44,938
União Européia	17,419	17,825	17,850	17,900
Estados Unidos	8,691	8,929	8,931	8,980
Brasil	2,230	2,565	2,600	2,670
Canadá	1,729	1,854	1,910	1,940
Rússia	1,560	1,630	1,705	1,760
Polônia	1,550	1,640	1,740	1,660
Japão	1,254	1,236	1,260	1,255

Fonte: Adaptado de ABIPECS (2005)

Segundo OLIVEIRA (2002), a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) percapta de suínos, com 85 kg, é de 189 a 208 g/animal.dia (média de 198,5 g/animal.dia). Comparando-se com o esgoto sanitário, onde a DBO percapta varia de 45 a 75 g/hab.dia (média de 60 g/hab.dia); pode-se afirmar então, que a poluição orgânica promovida por um suíno é 3,3 vezes maior que a produzida por um homem. Comprova-se, portanto que o potencial poluente da suinocultura em Santa Catarina é equivalente a uma população superior a 18 milhões de habitantes. Oitenta por cento dessa carga poluente estão concentradas na região oeste do Estado. No sul, encontram-se os vinte por cento restantes, com destaque para a região de Braço do Norte, posto que, nela concentra-se a maior densidade de suínos do país, com significância a nível mundial: são 792 suínos/km², perdendo apenas para a região da Bretanha, na França (MIRANDA *et al*, 2002).

Historicamente, no período de uma década, entre os anos de 1985 e 1996, essa região apresentou um aumento desordenado na população de suínos, que teve um crescimento de cerca de 200%, potencializando os problemas de poluição ambiental referente ao destino final dos dejetos e que ainda hoje são manejados em desacordo com a legislação ambiental em vigor colocando em risco a sustentabilidade e a própria expansão da suinocultura como atividade econômica.

O fato é que, na região, prioritariamente, o manejo dos dejetos é praticado utilizando-se a técnica da armazenagem para distribuição no solo, com vistas à fertilização. Mas, geralmente, mal operados e dimensionados, estes sistemas não atendem aos requisitos da legislação ambiental. Como agravante, segundo DA SILVA (2000), a produção de dejetos suínos, no Estado, apresenta um excedente, relacionado à capacidade suporte do solo, nas propriedades existentes nas zonas de produção intensiva, da ordem de 65% do volume total produzido. Em outras palavras, 11,7 milhões de metros cúbicos de dejetos suínos são produzidos, anualmente, em excesso no Estado.

Falta, enfim, um plano estratégico de tratamento e valorização dos dejetos para a sua aplicação no solo e/ou lançamento num corpo receptor, de modo que: (a) não se alterem negativamente suas características físico-químicas; (b) que atente para a não contaminação dos mananciais de água superficial e subterrânea; (c) que não agrida a qualidade do ar; e (d) que não produza a descapitalização do produtor rural.

Como forma de atenuar as conseqüências da poluição ambiental, decorrentes das atividades da suinocultura no Estado, e com vistas a garantir a sustentabilidade do processo, o Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (ENS) da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), juntamente com a Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (EPAGRI) e a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), desde 1994, vem desenvolvendo pesquisas relacionadas às alternativas tecnológicas e econômicas, além de outras estratégias para a sustentabilidade do setor.

Neste contexto foi elaborado e desenvolvido o projeto “Validação de Tecnologias para o Manejo, Tratamento e Valorização dos Dejetos de Suínos em Santa Catarina – Pequenas e Médias Produções” alimentado com recursos do Ministério da Ciência e Tecnologia, através da Financiadora de Estudos e Projetos (FINEP), e do Governo do Estado de Santa Catarina, através da Fundação de Ciência e Tecnologia (FUNCITEC).

Por meios deste, em face das justificativas e do histórico da região apresentada, construiu-se em escala real, numa propriedade de média produção de suínos no município de Braço do Norte uma estação de tratamento e valorização de dejetos que contempla: (a) pré-tratamento; (b) tratamento anaeróbico, com lagoa anaeróbia seguida de um reator UASB; (c) tratamento aeróbico, com lagoa facultativa aerada seguida de lagoa de

maturação; e (d) pós-tratamento, através de um filtro de pedras, com possibilidades de reuso do efluente tratado (ver as Figuras 1.1 e 1.2).

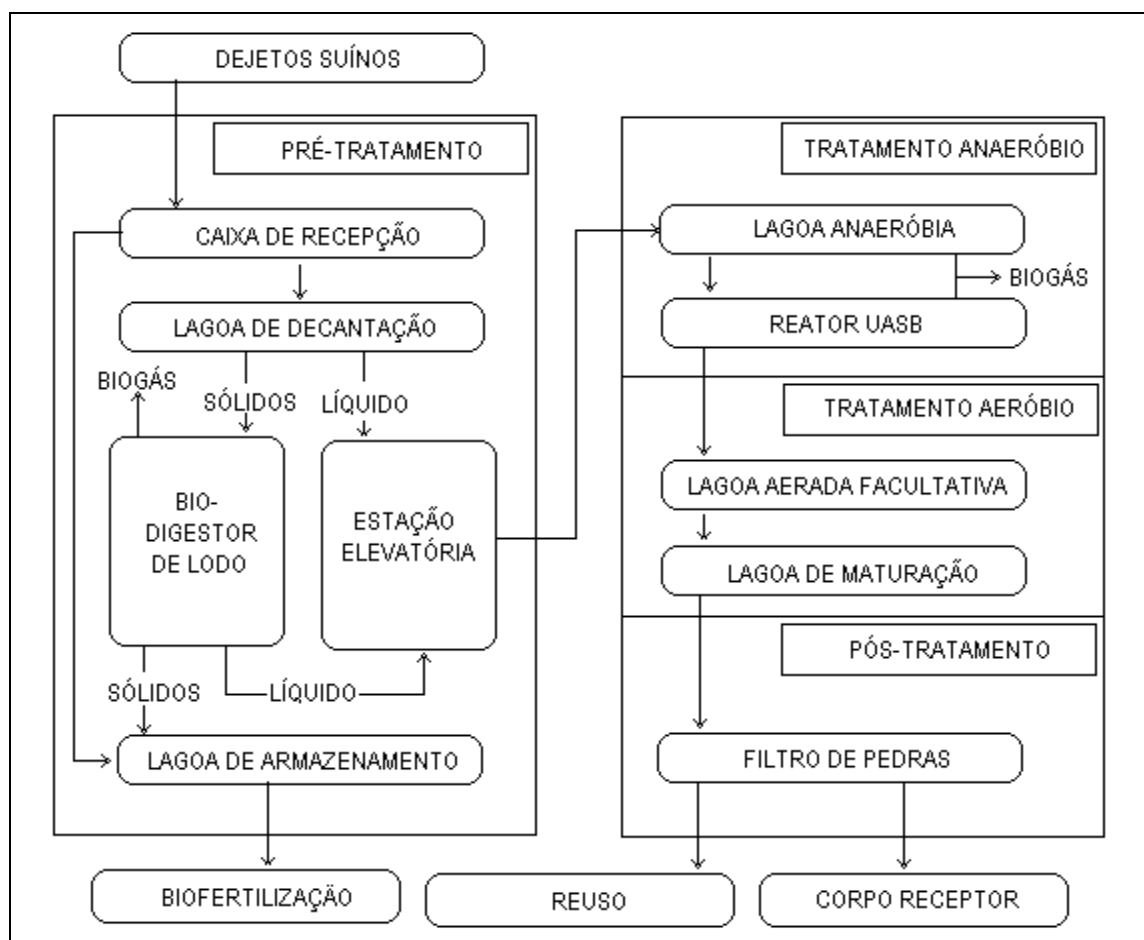


Figura 1.1 – Fluxograma do sistema de tratamento e valorização de dejetos

As bases científicas para as definições tecnológicas para o desenvolvimento do modelo UFSC/EMBRAPA/EPAGRI de gestão e tratamento dos dejetos, para uma média produção de suínos, estão fundamentadas, entre outros, nos trabalhos de BELLI F^o (1995), SILVA (1996), GOSMANN (1997), MEDRI (1997), CARMO JR. (1998), DELAVEQUIA (2000), BELLI F^o *et al* (2001) e SEZERINO (2002).

Dentre as potencialidades de tratamento pesquisadas e implementadas pelo projeto destaca-se a digestão anaeróbia, devido a sua capacidade de mineralizar sólidos voláteis, reduzindo a DQO e gerando biogás, com a possibilidade de aproveitamento do metano

desse biogás como fonte alternativa na geração de energia elétrica, contemplando inteiramente a prática de valorização dos dejetos, com a redução dos gases de efeito estufa.

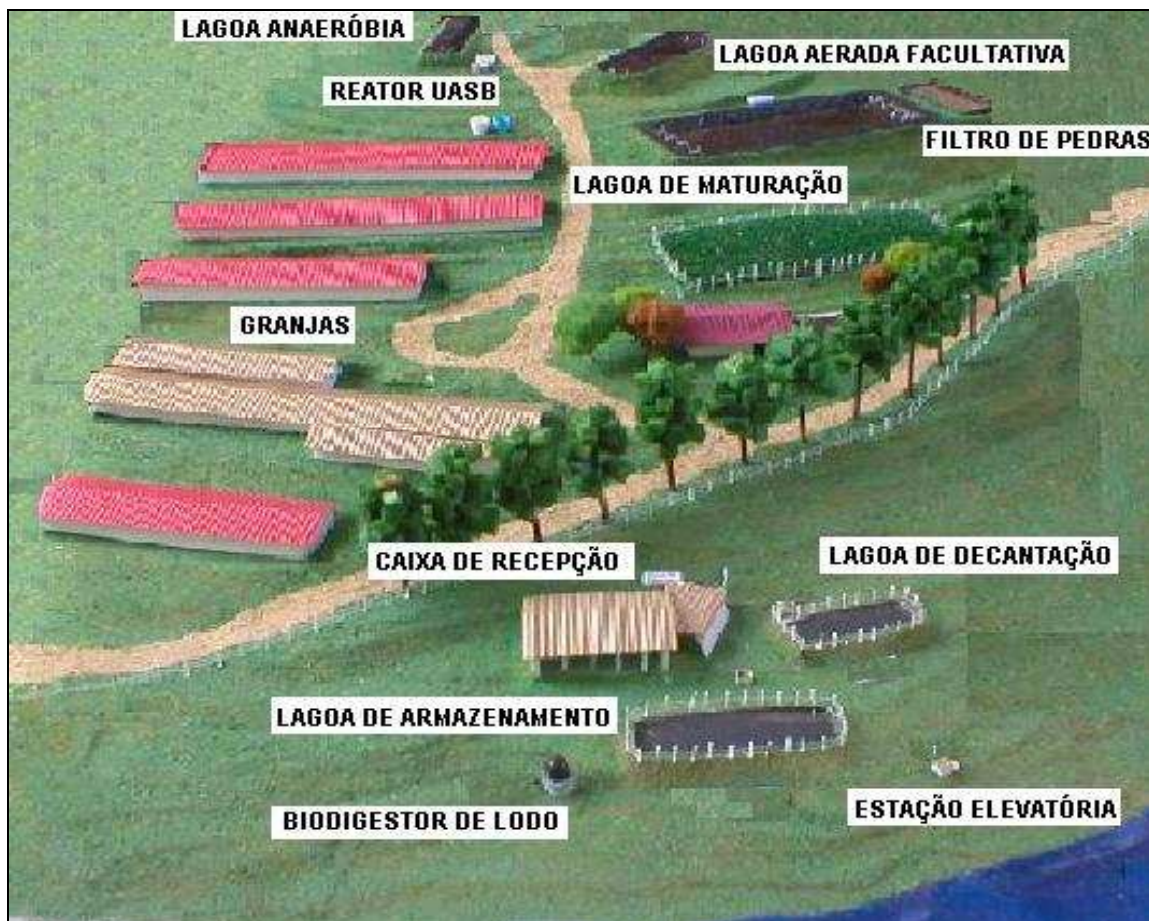


Figura 1.2 – Maquete do sistema de tratamento e valorização de dejetos

A digestão anaeróbia de resíduos da agricultura e esterco de animais foi aplicada na França, Argélia e Alemanha, após a II Guerra Mundial, em um período de carência de energia. Mas na Europa, com o passar do tempo, o seu interesse diminuiu, principalmente, devido aos baixos preços dos combustíveis fósseis (TIETJEN, 1975). Entretanto, motivado pela crise do petróleo, em 1973, voltou a crescer o interesse europeu na produção de energia por digestão anaeróbia de resíduos da agricultura e de lodo animal. Pesquisas com digestão anaeróbia de esterco animal, na Holanda, por exemplo, começaram, sistematicamente, em 1976. Os resultados obtidos levaram a instalação de um primeiro digestor em escala real em uma fazenda de suínos, em 1979. O aumento nos preços da

energia estimulou a construção de diversos digestores e, num curto período de tempo, 25 digestores foram construídos, todos em fazendas de suínos e gado leiteiro (VAN VELSEN, 1981). A direção para a aplicação desses digestores, na época, foi simplesmente a produção de energia.

Além disso, com o aumento dos problemas ambientais, como o efeito estufa devido ao uso excessivo de energia fóssil, pôde-se ter, mais recentemente, um novo impulso para o desenvolvimento de energias alternativas. Segundo LUCAS JR. *et al.* (2005) países como a Índia, por exemplo, possuem atualmente mais de 10.000 biodigestores em operação.

ARROYO (2004), a partir da aplicação do processo anaeróbio para tratamento de dejetos suínos, considerando no biogás uma pureza de 50% de metano e um consumo médio, por residência, de 250 kWh, estimou para um plantel de 5.500.000 cabeças existentes em Santa Catarina, um potencial de geração de energia elétrica da ordem de 31.350 MWh, equivalente ao consumo de 125.400 residências.

Neste trabalho pretende-se operar e avaliar os diversos reatores de digestão anaeróbia (desenvolvidos anteriormente em pilotos e operados sob condições de laboratório) construídos com diferentes configurações e em escala real, monitorados sob as condições reais do dia-a-dia de uma propriedade de média produção de suínos, para fins de tratamento e valorização de dejetos da suinocultura, com avaliação da possibilidade de aplicação do biogás produzido com vistas à geração de energia elétrica na propriedade.

O caráter inovativo do trabalho é assegurado pela configuração do tratamento do efluente clarificado através da seqüência Lagoa de Decantação → Lagoa Anaeróbia → Reator UASB, combinado à valorização de uma parcela dos sólidos decantados, removidos da Lagoa de Decantação e convertidos em biogás através do Biodigestor de Lodo, bem como, por conta de se tratar de reatores construídos em escala real numa propriedade suinícola e operados sob condições reais de vazão e temperatura, principalmente.

Concomitantemente e ao longo da operação do sistema de tratamento e valorização de dejetos suínos implantado na propriedade, pretenderam-se validar metodologias e adequar tecnologias resultantes de experimentos anteriores, com o intuito de definir parâmetros de operação, de monitoramento, de construção, de manutenção e de custos do modelo tecnológico UFSC/EMBRAPA/EPAGRI para tratamento associado à valorização de dejetos suínos, integrando configurações diferentes de reatores.

2. OBJETIVOS

2.1. Geral

Operar, monitorar e avaliar diversos reatores de digestão anaeróbia, construídos com diferentes configurações e em escala real, localizados numa propriedade piloto com média produção de suínos, para fins de tratamento e valorização de dejetos da suinocultura.

2.2. Específicos

- Avaliar a remoção da matéria carbonácea em uma Lagoa de Decantação, uma Lagoa Anaeróbia e um Reator UASB, isolados e conjuntamente, constituintes de um sistema de tratamento de dejetos suínos, que é composto de processos aeróbio e anaeróbio.

- Avaliar um digestor anaeróbio alimentado com o lodo de dejetos de suínos decantado (Biodigestor de Lodo).

- Avaliar a partida de reatores inoculados com o lodo proveniente de um tanque de armazenamento de dejetos suíno.

- Avaliar as características de processo no interior de cada um dos reatores monitorados.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. Dejetos da suinocultura

Os dejetos da suinocultura são compostos, basicamente, por: (a) fezes e urina dos animais; (b) resíduos de rações; (c) água, proveniente do excesso dos bebedouros e da utilizada na limpeza das baias; e (d) pêlos, poeiras e outros materiais minerais decorrentes do processo de criação (DIESEL, 2002). As quantidades e qualidades dos dejetos produzidos variam de acordo com a categoria e as técnicas de criação do produtor, da quantidade de água utilizada nas instalações, das estações do ano e condições climáticas, do tipo de dieta, idade, raça e do grau de confinamento dos animais (GOULART, 1997).

Quanto à categoria de criação do produtor, têm-se: ciclo completo (CC), unidade de produção de leitões (UPL) e ciclo de terminação (CT). A Tabela 3.1 apresenta a produção de dejetos de suínos conforme as diferentes fases de desenvolvimento, bem como, o volume necessário para o dimensionamento da unidade de estocagem desses dejetos.

Reportando-se a experimentos de Gosmann, em 1997, e de Perdomo *et al*, em 1999, COUTINHO (2001) sugere as produções médias diárias de dejetos suínos que são apresentadas, resumidamente, na Tabela 3.2, conforme a categoria de criação. Recomenda ainda que, na falta de informações primárias sobre a produção de dejetos por propriedades, aqueles sejam os valores utilizados para o cálculo da vazão de projeto.

Quanto à qualidade, a Tabela 3.3 apresenta um resumo dos valores da caracterização média dos dejetos de suínos estudados no sul do Brasil, por diversos autores, nos cursos de pós-graduação da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC).

A Tabela 3.4 mostra os valores mínimo, médio e máximo para a caracterização físico-química dos dejetos suínos obtidos por SILVA (1996) na unidade do sistema de tratamento de dejetos da EMBRAPA em Concórdia/SC.

Tabela 3.1 – Produção de dejetos suínos em diferentes fases de desenvolvimento

CATEGORIA DOS ANIMAIS	Esterco (kg/dia)	Esterco + urina (kg/dia)	Dejetos líquidos (L/dia)	Estrutura de estocagem (m ³ /animal/mês)	
				Esterco + Urina	Dejetos Líquidos
Leitão creche	0,35	0,95	1,40	0,04	0,05
25 a 100 kg	2,30	4,90	7,00	0,16	0,25
Porca: reposição, pré-cobrição, cobrição e gestante	3,60	11,00	16,00	0,34	0,48
Porca lactação/leitões	6,40	18,00	27,00	0,52	0,81
Macho	3,00	6,00	9,00	0,18	0,28
Média	2,35	5,80	8,60	0,17	0,27

Fonte: COUTINHO (2001)

Tabela 3.2 – Produção de dejetos de suínos (valores recomendados para projetos)

CATEGORIA	GOSMANN (1997)	PERDOMO (1999)
CC	70 L/dia.matriz	100 L/dia.matriz
UPL	26	60
CT	5,9	7,5

Fonte: Adaptado de COUTINHO (2001)

Tabela 3.3 – Caracterização média de dejetos de suínos estudados no sul do Brasil

PARÂMETROS	UNIDADE	MEDRI (1997)	CAZARRÉ (2000)	ZANOTELLI (2002)
pH	-	6,90	7,06	6,87
DQO _{Total}	mg/L	21.647	20.005	26.387
DBO ₅	mg/L	11.979	-	-
NTK	mg/L	2.205	2.487	2.539
PT	mg/L	633	541	1.215
ST	mg/L	17.240	14.322	22.867
SV	mg/L	10.266	9.304	16.855

Fonte: Adaptado de OLIVEIRA (2002)

Tabela 3.4 – Caracterização físico-química dos dejetos suínos em Concórdia/SC

PARÂMETROS (mg/L)	MÍNIMO	MÉDIO	MÁXIMO
DQO	11.530	25.543	38.448
ST	12.697	22.399	49.432
SV	8.429	16.389	39.024
SF	4.268	6.010	10.409
Sólidos Sedimentáveis ¹	220	429	850
Nitrogênio total	1.660	2.374	3.710
Fósforo total	320	578	1.180

¹ Sólidos sedimentáveis em mL/L.

Fonte: Adaptado de SILVA (1996)

3.2. Legislação Ambiental para a suinocultura

Nos países europeus a legislação de proteção ambiental é muito rígida com relação aos dejetos da suinocultura. No Brasil, somente a partir de 1991 o Ministério Público passou a dar uma maior ênfase ao assunto, fiscalizando e cobrando o cumprimento da legislação, aplicando advertências e multas, e mesmo, pedindo até o fechamento de granjas (DIESEL, 2002).

Mesmo considerada potencialmente poluidora, não existe no Brasil uma legislação específica para a suinocultura. São vários os instrumentos legais, tanto a nível federal quanto estadual, que interferem no ordenamento da atividade, referente principalmente, à localização das instalações, aos padrões de emissão dos efluentes líquidos e a disposição final dos dejetos (HADLICH, 2004).

Quanto à localização das instalações, deve-se atender ao Código Florestal (Lei 7.803, de 18/07/89), respeitando-se a largura da faixa marginal de preservação permanente em cada margem de rio, definida no Artigo 225, § 2º da Constituição da República Federativa do Brasil. No caso dos padrões de emissão dos efluentes líquidos, deve-se primeiramente, observar a classe do curso d'água que servirá de corpo receptor.

Conforme enquadramento estabelecido pela Portaria Estadual 024/79 o Rio Cachoeirinha, em Braço do Norte/SC, é classificado como Classe 2, isto é: águas destinadas ao abastecimento doméstico, após tratamento convencional, à irrigação de hortaliças e/ou plantas frutíferas e à recreação de contato primário (Decreto nº. 14.250/81 – FATMA, 1999). Este enquadramento deve estar baseado não necessariamente no estado atual do curso d'água, mas nos níveis de qualidade que deveriam possuir para atender às necessidades da comunidade; e expressa metas finais a serem alcançadas, podendo ser fixadas metas progressivas intermediárias, obrigatórias, visando a sua efetivação (Resolução nº. 357 – CONAMA, 17/03/05).

Resumidamente, de acordo com o Artigo 19 do decreto supracitado, os efluentes líquidos provenientes da suinocultura poderão ser lançados em rios Classe 2, desde que obedeçam as seguintes condições:

- pH entre 6,0 e 9,0;
- Temperatura inferior a 40°C;
- Materiais sedimentáveis até 1,0 mL/L em teste de 1 hora em “Cone Imhoff”;
- Ausência de materiais flutuantes visíveis;
- Nos lançamentos em trechos de corpos de água contribuintes de lagoas, lagunas e estuários serão também observados os limites máximos para as seguintes substâncias: (a) Fósforo total = 1,0 mg/L; (b) Nitrogênio total = 10,0 mg/L; (c) Ferro total = 15,0 mg/L;
- DBO₅(20°C) máxima de 60 mg/L, podendo ser ultrapassada no caso de efluente de sistema de tratamento que reduza a carga poluidora em no mínimo 80%.

3.3. Digestão anaeróbia

É um processo biológico que ocorre na ausência de oxigênio molecular (O₂) e sob a ação de uma associação de microrganismos (fungos, protozoários e, principalmente, bactérias anaeróbias e facultativas), que transforma a matéria orgânica solubilizada, ou em estado semilíquido (lodo), em biogás, constituído, sobretudo, de gás metano (CH₄) e gás carbônico (CO₂) (BELLI F°, 1995), conforme a reação (1). Como o processo ocorre na

ausência de O₂, usam-se aceptores de elétrons inorgânicos como nitrato (NO₃⁻), sulfato (SO₄²⁻) e CO₂.

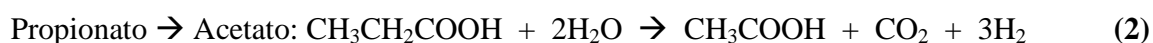


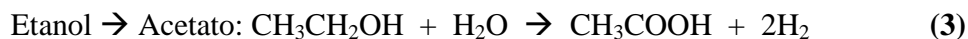
O processo engloba múltiplas etapas com mecanismos bioquímicos complexos e atividades microbiológicas que dependem da natureza do substrato e de condições físico-químicas. Esse processo pode ser descrito em quatro fases principais: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese (METCALF & EDDY, 1991; MALINA JR. & POHLAND, 1992; VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994; CHERNICHARO, 1997); que resumidamente são apresentadas a seguir.

Na primeira fase – ou **hidrólise** – o material orgânico complexo é convertido em compostos dissolvidos de menor peso molecular pela interferência de exo-enzimas excretadas por bactérias fermentativas hidrolíticas. No processo, proteínas são convertidas a aminoácidos; carboidratos se transformam em açúcares solúveis e lipídios em ácidos graxos de longa cadeia e glicerina.

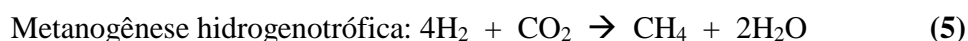
Na segunda fase – ou **acidogênese** – os compostos dissolvidos gerados na hidrólise são absorvidos, metabolizados e excretados, por bactérias fermentativas, na forma de ácidos graxos voláteis (AGV), álcoois, ácidos lácticos e compostos minerais (CO₂, H₂, NH₃...).

Na terceira fase – ou **acetogênese** – por intermédio de bactérias acetogênicas, os produtos da acidogênese são convertidos nos substratos para produção de metano – ácido acético (CH₃COOH), hidrogênio (H₂) e dióxido de carbono (CO₂). Cerca de 70% da DQO afluyente se converte em ácido acético e o restante, em CO₂ e H₂. De acordo com BELLI F^o (1995), citando Fox e Pohland (1994), as reações de acidogênese, em pH = 7 e pressão de 1 atm, que conduzem à formação de ácido acético são as apresentadas em (2) e (3):





Na quarta fase – ou **metanogênese** – o metano é produzido pelas bactérias acetotróficas, a partir da redução do ácido acético; ou, numa segunda via pelas bactérias hidrogenotróficas, a partir da redução do dióxido de carbono. A metanogênese acetotrófica e a metanogênese hidrogenotrófica, respectivamente, são mostradas nas reações (4) e (5):



Teoricamente, o ácido acético pode produzir pelo menos 67% do metano, enquanto os 33% restantes, são provenientes da redução do dióxido de carbono (CO_2) (MAH *et al*, 1977; apud BELLI Fº, 1995). A Figura 3.1 apresenta, esquematicamente, a digestão anaeróbia da matéria orgânica.

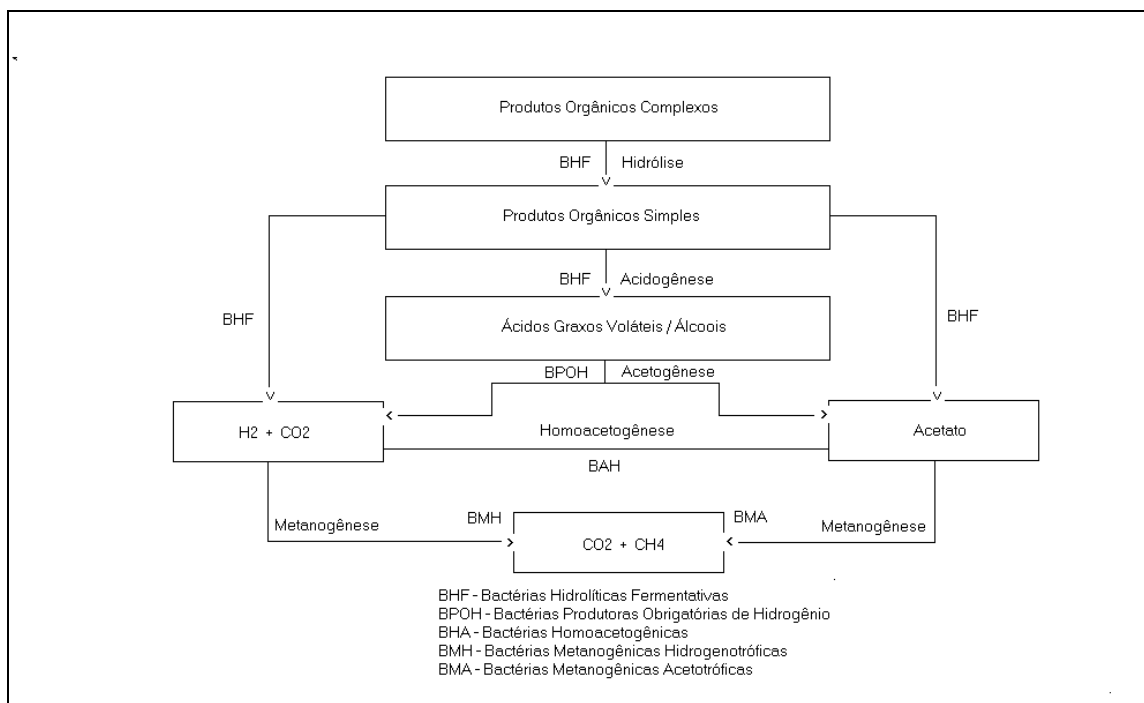


Figura 3.1 – Esquema da digestão anaeróbia da matéria orgânica

Fonte: Adaptado de MAUNIOR, 1991; apud BELLI Fº. (1995)

Quanto a digestão anaeróbia de dejetos suínos, em particular, sabe-se que a (hemi)celulose é a principal componente da fração sólida do lodo animal; e que em sistemas de digestão anaeróbia de lodo animal a etapa da hidrólise, geralmente, é considerada como limitante (HOBSON, 1983). A velocidade de hidrólise deste componente é determinada não só pela restrição microbiológica, tal como o tempo de geração dos organismos envolvidos, mas também, pela relação entre a área superficial e o tamanho da partícula, pela velocidade de produção de celulose e das características físico-químicas do substrato, como por exemplo, a cristalização da celulose, que é a etapa da associação dela com a lignina (GIJZEN, 1987).

3.3.1. Fatores intervenientes

A digestão anaeróbia para se completar depende de certas condições ambientais, além da interação entre bactérias fermentativas e metanogênicas, e de um delicado balanço do sistema ecológico, com especial atenção às bactérias metanogênicas, mais sensíveis às variações das condições do meio.

- Nutrientes

Em função da dificuldade de se conhecer a composição exata das células microbianas, seus requisitos nutricionais, geralmente, são determinados com base na composição empírica de uma célula bacteriana: $C_{60}H_{87}O_{23}N_{12}P$, onde a participação de nitrogênio e fósforo na composição da biomassa, em peso, é de 12 a 13% e de 2 a 3%, respectivamente (MALINA JR. & POHLAND, 1992). A constituição típica percentual das células bacterianas, em relação à presença de água é de 80%, e de material seco, de 20%. Do material seco, 90% são de material orgânico e 10%, de material inorgânico (METCALF & EDDY, 1991).

Os microrganismos podem necessitar, em sua nutrição, da suplementação de nutrientes específicos, denominados de micronutrientes, e que representam cerca de 4% do peso seco das células. Assim, além dos macronutrientes fundamentais (C, H, N, P, S), ferro,

cobalto, níquel, magnésio, cálcio, sódio, bário, molibdênio, tungstênio, molibdato e selênio podem ser requeridos. Selênio, tungstênio e cobalto, por exemplo, atuam como co-fatores para várias enzimas das bactérias metanogênicas e acetogênicas (MALINA JR. & POHLAND, 1992).

Nitrogênio e fósforo, nutrientes essenciais para a digestão anaeróbia, podem ser avaliados se a biomassa é conhecida. Estima-se como requerida, uma relação DQO:N:P variando de 400:7:1 a 1000:7:1, para alta e baixa carga de substrato, respectivamente (MALINA JR & POHLAND, 1992). BARIJAN (1995) aponta uma relação considerada ótima entre C:N:P de 100:2,5:0,5 para aumentar a produção de metano.

Dejetos agrícolas têm, normalmente, esses nutrientes em quantidades adequadas para a digestão anaeróbia (HOHLFELD & SASSE, 1986; apud HENN, 2005). Nitrogênio e fósforo, geralmente, estão abundantemente presentes e em muitos casos será necessário aplicar um pós-tratamento para adequar o efluente tratado (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994).

- Temperatura

O crescimento microbiano na digestão anaeróbia é grandemente influenciado pela temperatura, mas os microrganismos não possuem meios para controlar sua temperatura interna que é, então, determinada pela temperatura externa do ambiente (CHERNICHARO, 1997). Três faixas de temperatura estão associadas a este crescimento e METCALF & EDDY (1991) destaca um intervalo ótimo para cada uma dessas faixas de temperatura: (a) psicrófila, de 12 a 18°C; (b) mesófila, de 25 a 40°C; e (c) termófila, de 55 a 65°C.

Dentro de um campo experimental que variou de 5 a 35°C, constatou-se que a atividade metabólica dobra a cada 10 - 15°C de aumento de temperatura (HAMMER, 1979; apud PIRES, 1999). BELLI F° (1995) operou um biodigestor tratando dejetos suínos em temperaturas variáveis, na faixa de 20 a 35°C, e confirmou que a atividade metanogênica é mais intensa a 35°C.

COHEN (1982) afirma que a melhor faixa de temperatura para a digestão anaeróbia está entre de 30 a 40°C; e ressalta que em temperaturas abaixo de 15°C as bactérias param

de produzir metano, interrompendo o processo e gerando subprodutos que originam maus odores.

Segundo VAN HANDEL & LETTINGA (1994), alterações bruscas de temperatura prejudicam a digestão anaeróbia, pois as bactérias metanogênicas são sensíveis à mudança de temperatura. O processo é, portanto, mais atrativo para aplicação em regiões tropicais e subtropicais, onde a temperatura não fica abaixo de 18°C.

Digestores anaeróbios têm sido projetados para trabalhar dentro da faixa mesófila, posto que, é a que combina as melhores condições para o crescimento das bactérias metanogênicas com um menor tempo de retenção da matéria orgânica. A faixa termófila é raramente adotada, pois: (a) as bactérias são mais sensíveis às alterações ambientais; (b) há necessidade de se fornecer um suplemento de energia para aquecer os digestores; e (c) há baixa taxa de produção celular líquida, prolongando o período de partida (NOGUEIRA, 1992).

- Potencial Hidrogeniônico – pH

As bactérias produtoras de metano têm um crescimento ótimo na faixa de pH entre 6,6 e 7,4, embora se possa conseguir estabilidade na formação de metano numa faixa mais ampla, entre 6,0 e 8,0. Valores abaixo ou acima desta faixa podem inibir por completo as bactérias formadoras de metano. O pH ótimo depende do tipo de microrganismo envolvido no processo, bem como, do tipo de substrato (CHERNICHARO, 1997).

Desvios da faixa ótima de pH, se não introduzidos com o substrato, são conseqüência da produção e acúmulo de ácidos voláteis, resultante de um desequilíbrio entre as populações de microrganismos (acidogênicos e metanogênicos) e a alcalinidade total do sistema (MALINA JR & POHLAND, 1992). Neste caso, prevalece a fermentação ácida reduzindo drasticamente a taxa de metanogênese (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994).

Segundo VAN HAANDEL & LETTINGA (1994), o valor e a estabilidade do pH no meio são extremamente importantes: uma taxa elevada de metanogênese só pode se desenvolver quando o pH se mantém numa faixa estreita, perto do valor neutro. Se o pH for menor que 6,3 ou maior que 7,8, a taxa de metanogênese diminui rapidamente. O valor do

pH no reator se estabelece após o equilíbrio iônico dos diferentes sistemas ácido/base presentes no meio. Os sistemas de ácidos fracos (não completamente ionizados) são os mais importantes para estabelecer o pH e, em particular, o sistema carbônico (CO_2 , HCO_3^- e CO_3^{2-}).

- Alcalinidade e Ácidos Voláteis

A alcalinidade e os ácidos voláteis derivam, primariamente, da decomposição dos compostos orgânicos durante a digestão anaeróbia. A interação entre ambos, durante o processo, fundamenta-se na capacidade que a alcalinidade do sistema tem de neutralizar os ácidos formados e, também, em tamponar o pH na eventualidade de uma acumulação de ácidos voláteis (CHERNICHARO, 1997).

O pH no meio, automaticamente, adquire um valor na faixa ótima, sem que haja necessidade de adição de um alcalinizante. Isto se deve à capacidade de tamponamento do sistema ácido/base mais importante no meio: o sistema carbônico (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994).

O andamento do processo de biodigestão pode ser acompanhado pelas variações de acidez do meio. No início de funcionamento, além de um alto teor de matéria orgânica, predomina na população bacteriana as formadoras de ácidos, que fracionam a matéria orgânica e produzem os ácidos voláteis, resultando num aumento da acidez do meio e numa redução do pH. Tempos depois, as bactérias metanogênicas começam a agir transformando os ácidos em metano, neutralizando o meio e elevando o pH. Outro fator que tende a elevar o pH é o teor de amônia, que aumenta quando as proteínas são digeridas. A amônia dissolvida em água é bastante alcalina (NOGUEIRA, 1986, apud HENN, 2005).

As variações de alcalinidade no reator se originam basicamente dos processos de amonificação e remoção de ácidos voláteis (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994). A alcalinidade de um digestor anaeróbio é uma medida da capacidade de tamponamento das bactérias ácidas presentes no meio (OLIVEIRA *et al.*, 1993). Conforme BELLI F^o (1995), aumentando a concentração em ácidos graxos voláteis, o sistema tampão $\text{HCO}_3^- / \text{CO}_3^{2-}$ diminui.

Quando a quantidade de ácidos voláteis presentes é pequena, a alcalinidade total é praticamente igual à alcalinidade em bicarbonato. Quando os ácidos voláteis aumentam, eles são neutralizados pela alcalinidade em bicarbonato (OLIVEIRA *et al.*, 1993).

No reator gera-se alcalinidade devido a reações como amonificação (mineralização de nitrogênio orgânico) e perde-se acidez devido à dessorção de CO₂ (produção de biogás). Por outro lado, a metanogênese ocorrerá e removerá parte do ácido acético, aumentando assim a alcalinidade e reduzindo a acidez (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994).

- Potencial de oxi-redução – Eh

O potencial de oxi-redução, ou potencial redox (Eh) indica a capacidade de redução do meio. Valores da ordem de -500 mV sugerem elevado estado de anaerobiose e a capacidade redutora do meio, indicando bom funcionamento. Quando acontece a elevação para valores da ordem de -300 mV, ocorre nos digestores a predominância da fase ácida, indicando a existência de anaerobiose mas, também, a ocorrência de substâncias não completamente reduzidas, como ácidos voláteis (OLIVEIRA, *et al.*, 1993).

Segundo GERARDI (2003), o potencial redox é a medida da quantidade relativa de material oxidado, como o íon nitrato (NO₃⁻) e o íon sulfato (SO₄²⁻), e materiais reduzidos, como íons amônia (NH₄⁺). Em digestores, quando esses valores são maiores que +50 mV, o oxigênio molecular (O₂) está disponível e pode ser usado pelas bactérias aeróbias ou anaeróbias facultativas para a degradação de componentes orgânicos. Esta degradação ocorre em condições oxidantes.

Quando os valores estão entre +50 e -50 mV, o O₂ não está presente, mas íons nitrato e/ou nitrito (NO₂⁻) estão disponíveis para a degradação dos componentes orgânicos. A degradação dos compostos orgânicos sem O₂ é uma condição anaeróbia e o uso dos íons nitratos ou nitritos ocorrem sob uma condição anóxica conhecida como desnitrificação.

Se os valores de potencial redox são menores que -50 mV, íons nitrato e nitrito estão indisponíveis, mas os íons sulfatos estão disponíveis para a degradação dos componentes orgânicos. Quando sulfato é usado para degradar compostos orgânicos, o sulfato é reduzido e gás sulfídrico é formado, assim como, uma variedade de ácidos e álcoois.

Quando o potencial redox é menor que -100 mV, a degradação de compostos orgânicos se processa de forma mista: uma porção é reduzida enquanto outra é oxidada. Esta forma de degradação anaeróbia é, geralmente, conhecida como mistura de fermentação ácida, pois uma mistura de vários ácidos é produzida (acetato, butirato, formato e propionato, p/ex.). Uma mistura de álcoois também é produzida durante a fermentação ácida.

Entretanto, quando o potencial redox é menor que -300 mV, há degradação anaeróbia de compostos orgânicos e ocorre produção de metano. Durante essa produção, compostos orgânicos simples, como o acetato, são convertidos em metano, e dióxido de carbono e hidrogênio são combinados, também para formar metano.

- Substâncias tóxicas

Vários compostos e elementos podem ser tóxicos ou ter efeitos inibitórios sobre a digestão anaeróbia. Mesmo alguns considerados necessários para os microrganismos, quando em concentrações elevadas, podem ser tóxicos para a atividade microbiana.

A amônia é um exemplo: importante fonte de nitrogênio proveniente da digestão de compostos protéicos, tanto o íon amônio (NH_4^+) quanto a amônia livre (NH_3) podem ser inibidores quando em altas concentrações. Em pH igual ou inferior a 7,2, há predominância do íon NH_4^+ , considerado menos tóxico do que a NH_3 que é predominante em meio alcalino. Concentrações de amônia entre 50 e 200 mg/L são benéficas ao processo. Valores na faixa de 200 a 1.000 mg/L não têm efeito adverso; entre 1.500 e 3.000 mg/L há efeito inibidor se o pH for maior que 7,4; e quando a concentração da amônia for maior que 3.000 mg/L os efeitos podem ser considerados tóxicos (NOGUEIRA, 1992).

Quanto aos ácidos voláteis, principal fonte alimentar das bactérias metanogênicas, o assunto é controverso. O principal problema causado parece estar relacionado não com suas concentrações, mas sim com a acidez causada por eles. Concentrações de ácidos voláteis de 6.000 a 8.000 mg/L não têm efeito tóxico sobre a digestão anaeróbia, desde que o pH seja mantido próximo da neutralidade. Outro fato que vem a confirmar isto, é que alguns digestores não têm sido inibidos por concentrações de acetato tão altas quanto 10.000 mg/L se o pH é alcalino e o acetato está na forma de um sal solúvel (NOGUEIRA, 1992).

Materiais orgânicos sintéticos como os detergentes parecem ser tóxicos em uma concentração de 15 mg/L, mas pouco entendimento ainda se tem sobre os potenciais efeitos tóxicos dos detergentes na digestão anaeróbia (NOGUEIRA, 1992).

Outros compostos considerados tóxicos são o sulfeto e o oxigênio dissolvido. Se bolhas de ar são carregadas pelo afluente é possível que o oxigênio entre em contato com o lodo metanogênico e iniba sua atividade. Caso a concentração de oxigênio dissolvido não seja muito elevada, ele poderá ser removido pelas bactérias facultativas presentes no meio e não haverá indícios da sua presença ou de sua ação tóxica. O sulfeto pode ser formado no meio devido à redução dos sulfatos e outros compostos orgânicos contendo enxofre. Concentrações de sulfeto entre 50 e 200 mg/L podem ser consideradas tóxicas para o processo (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994).

3.3.2. Cinética da digestão anaeróbia

Segundo MALINA JR. & POHLAND (1992), tentar incluir todas as interações microbiológicas e ambientais que afetam a conversão do substrato na digestão anaeróbia, resulta em expressões complicadas que possuem apenas mérito didático; por isso, modelagens empíricas são usadas para o controle do processo. Esses modelos são desenvolvidos para descrever o crescimento microbiológico a partir do efeito limitante dos substratos, da presença de nutrientes e/ou das condições ambientais. A hidrólise de moléculas orgânicas complexas é descrita por modelos cinéticos de primeira ordem e Monot (em 1948) simulou o crescimento em substratos já solúveis. A concentração de microrganismos no reator pôde ser expressa como:

$$X = \text{TRS} \cdot Y \cdot (S_0 - S) / \text{TRH} \cdot (1 + b \cdot \text{TRS}) \quad (1)$$

VAN HAANDEL & LETTINGA (1994) resumem os resultados de Monot em três equações: (a) a taxa de crescimento dos microrganismos é proporcional à taxa de utilização do substrato; (b) a taxa de crescimento dos microrganismos, é proporcional a concentração dos mesmos e depende da concentração do substrato; e (c) paralelo ao crescimento de microrganismos, devido à atividade anabólica, há também decaimento devido à morte de células vivas. As equações são apresentadas a seguir e os índices **c**, **u** e **d** representam,

respectivamente, crescimento bacteriano, utilização do substrato orgânico e decaimento (ou morte) bacteriano.

$$(dX/dt)_c = Y.(dS/dt)_u = \mu.X = \mu_{\max}.X.S / (S + K_s) \quad (2)$$

$$(dX/dt)_d = -b.X \quad (3)$$

Onde:

X – concentração de microrganismos (mg SSV/L);

TRH – tempo de retenção hidráulica (d);

TRS – tempo de retenção de sólidos ou tempo médio de residência celular (d);

Y – coeficiente de crescimento ou produção (mg SSV/mg DQO);

S₀, S – concentração afluyente e efluente do substrato limitante de crescimento (mg DQO/L);

b – constante da taxa de decaimento (d⁻¹);

μ – constante da taxa de crescimento específico, ou

aumento relativo da massa de microrganismo por unidade de tempo (d⁻¹)

μ_{max} – valor máximo de μ;

K_s – constante de Monot ou de meia saturação (mg DQO/L).

Na Tabela 3.5, apresentam-se constantes cinéticas da digestão anaeróbia referenciadas por MALINA JR. & POHLAND (1992) e VAN HAANDEL & LETTINGA (1994), a partir de estudos de Henze e Harremoes.

Tabela 3.5 – Constantes cinéticas para digestão anaeróbia a 35°C

PROCESSO	K_s mgDQO/L	Y mgSSV/mgDQO	μ_{max} dia ⁻¹
Acidogênese	200	0,15	2,0
Metanogênese	50	0,03	0,4
Geral	-	0,18	0,4

Fonte: Adaptado de MALINA JR. & POHLAND (1992).

Quando o substrato orgânico tratado possui uma grande concentração de particulados (caso dos lodos) a taxa de hidrólise é uma determinação importante, que pode variar devido ao tipo de substrato, das condições experimentais e de fatores ambientais. Uma compilação de dados da literatura indica faixas de taxa de hidrólise para biopolímeros complexos para processos de conversão anaeróbia de: (a) celulose – 0,04 a 0,13/dia; (b) hemicelulose – 0,54/dia; (c) lipídios – 0,08 a 1,7/dia; e (d) proteínas – 0,02 a 0,03/dia (MALINA JR. & POHLAND, 1992).

3.4. Reatores anaeróbios aplicados para dejetos suínos

Os reatores anaeróbios são construídos e operados para que neles se desenvolva, plenamente, a digestão anaeróbia. A baixa produção de sólidos, o baixo consumo de energia, a baixa demanda de área, os baixos custos de implantação, a preservação da biomassa sem alimentação no interior do reator por vários meses, a tolerância a elevadas cargas orgânicas, o baixo consumo de nutrientes e a produção de biogás são algumas das suas principais vantagens. Em muitos casos, entretanto, faz-se necessário a utilização de unidades de pré-tratamento para adequação do efluente ao processo. Essas unidades são empregadas para a separação das fases sólida e líquida dos efluentes, e para retenção de partículas indesejáveis ao tratamento.

3.4.1. Biodigestor de lodo

LAGRANGE (1979) classifica os digestores, segundo o regime de alimentação, em: (a) contínuos; (b) semicontínuos; e (c) descontínuos. Os digestores contínuos apresentam a desvantagem de, dificilmente aceitarem materiais sólidos ou pastosos. Já nos digestores descontínuos, desenvolvidos especialmente para a produção de gás, a operação não pode ser regular, pois ela começa após o carregamento e fechamento do reator e pára quando a produção de gás baixa, até tornar-se nula. Os semicontínuos apresentam vantagens de ambos e foram desenvolvidos para serem usados no tratamento de lodo e/ou esterco de animais.

Segundo OLIVEIRA *et al.* (1993), os digestores de regime semicontínuo são os mais utilizados no meio rural. Os modelos mais difundidos são o Indiano e o Chinês. O primeiro é geralmente vertical e edificado no próprio solo; a alimentação é feita diariamente com um volume que depende do tempo de fermentação e retenção, e a produção de biogás é mais ou menos constante, desde que mantidas as condições de operação (qualidade do substrato, umidade e temperatura, principalmente). O segundo modelo, compreende tanques cilíndricos com piso e teto em forma arredondada; funciona totalmente enterrado e o armazenamento do biogás se dá dentro do próprio sistema.

A digestão de lodo é conhecida desde 1850 quando se observou que, ao se manter sólidos orgânicos em um depósito fechado eles se convertiam ao estado líquido (somente anos depois, constatou-se a produção de biogás). Hoje esta prática é empregada com maior conhecimento dos seus fundamentos e controle do processo, favorecendo o dimensionamento dos chamados biodigestores (METCALF & EDDY, 1991).

Um biodigestor é constituído basicamente, de duas partes: câmara de digestão e gasômetro. A câmara de digestão é o local onde a matéria orgânica é degradada, produzindo biogás e biofertilizante (pode ser construída de alvenaria, concreto ou fibra de vidro). O gasômetro é o local onde o biogás produzido é armazenado; localiza-se na parte superior do reator e pode ser construído de alvenaria, chapa de ferro, fibra de vidro ou lona plástica.

Segundo METCALF & EDDY (1991), no processo convencional, em uma só fase, a digestão, o adensamento do lodo e a formação do sobrenadante se efetuam simultaneamente. O lodo afluyente é introduzido na zona em que o lodo está sendo digerido ativamente, liberando biogás. Quando o biogás sobe até a superfície, arrasta partículas de lodo e outros materiais, como óleos e graxas, formando uma camada de escumas. O lodo retorna mais mineralizado e se adensa por ação da gravidade. Por sua vez, isto motiva a formação de uma zona sobrenadante, acima da zona de digestão do lodo (ver Figura 3.2). A eficiência do processo pode ser otimizada com a introdução de um sistema de mistura interna e com a recirculação de lodo e/ou gás.

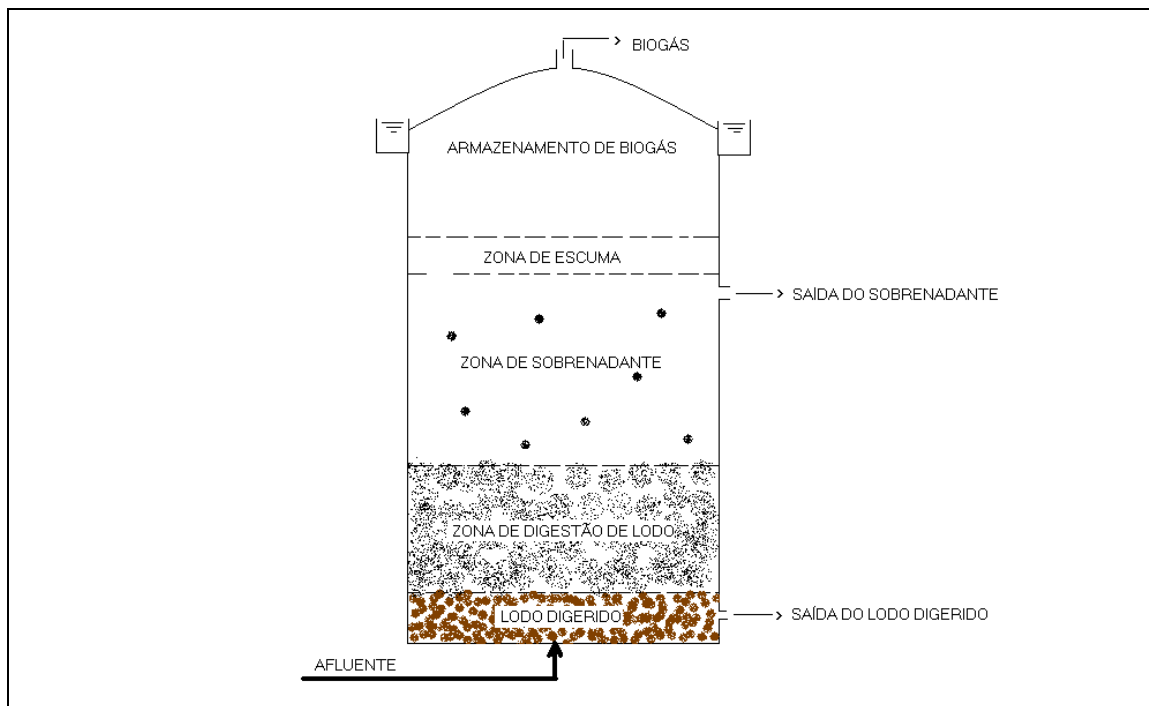


Figura 3.2 – Representação esquemática de um biodigestor de lodo de fluxo ascendente

Fonte: Adaptado de METCALF & EDDY (1991)

A digestão anaeróbia de esterco animal leva a uma conversão parcial da DQO do lodo para DQO do metano. Na digestão de lodo de suínos cerca de 40% da DQO é convertida em metano (ZEEMAN, 1991),

A digestão de lodo de esgoto sanitário e de esterco animal não é exatamente igual. Essa diferença pode ser deduzida a partir das características do material bruto desses dois tipos de efluentes. Na comparação entre lodo de esgoto e de suínos, nota-se a grande porcentagem de gordura no primeiro, em relação ao segundo (cerca de três vezes mais) e que a maior participação percentual no lodo de porco é de carboidratos. A composição desses lodos, usada em experimentos de diversos pesquisadores, é referenciada por ZEEMAN (1991) e mostrada na Tabela 3.6, em função dos valores mínimos e máximos encontrados.

As concentrações de sólidos e nutrientes, em lodo de esgoto sanitário e de animais, também, divergem consideravelmente. A Tabela 3.7 mostra valores médios dessas concentrações, observados experimentalmente na Holanda, em lodo de gado, de suínos e de esgoto sanitário (ZEEMAN, 1991)

Tabela 3.6 – Composição (em % dos ST) do lodo de esgoto sanitário e animal

ORIGEM	Gordura	Proteína	Carboi- drato	Resíduos inorgânicos	Celulose	Hemi celulose	Lignina
Esgoto	16-44	19-32	12-31	20-40	-	-	-
Gado	3,3-7,5	13,7-15,6	59,0-62,1	16,0-29,0	14,5-25,0	2,0-19,3	6,8-9,0
Suínos	7,0-12,3	16,0-28,9	53,8	17,3-27,0	10,3-22,9	17,1-20,8	3,7-10,1

Fonte: Adaptado de ZEEMAN (1991)

Tabela 3.7 – Média da concentração de sólidos e nutrientes de lodos de animais e de esgoto

Parâmetro (g/L)	Lodo de gado	Lodo de suínos	Lodo de esgoto
ST	95	75	45,2
SV	75	50	25,5
NT	4,4	6,5	2,2
P ₂ O ₅	1,8	3,9	2,5
K ₂ O	5,5	6,8	0,2
Cão	2,1	3,5	3,9
MgO	1,0	1,5	0,3
Na ₂ O	1,0	1,0	-
Cl	3,0	1,7	-
SO ₃	1,8	1,6	-

Fonte: ZEEMAN, 1991.

ZEEMAN (1991), experimentou a digestão de lodo de suínos, com DQO de 74 g/L, em um biodigestor piloto de 6 m³, e temperatura de processo de 15, 20 e 30°C. A produção volumétrica de metano alcançou seu valor máximo (0,25 L CH₄/L.dia), para a temperatura de 30°C. A 15°C obteve-se a menor produção de gás. Os resultados revelaram, também, que há uma degradação quase completa dos ácidos graxos voláteis (AGV) quando o experimento foi conduzido a 30°C. Quanto à influência da diluição do lodo na taxa cumulativa de produção de metano, experimentou-se a digestão de lodo concentrado e diluído, observando-se uma maior, e decrescente produção, para temperaturas de 30, 20 e

15°C, respectivamente. Para a temperatura de 15°C, entretanto, o efeito da diluição mostrou-se significativo, com melhor desempenho para o lodo diluído. A inibição na produção para o lodo concentrado pode ser atribuída a alta concentração de $N-NH_4^+$.

ZEEMAN (1991) finaliza seus experimentos atestando a viabilidade e estabilidade da digestão anaeróbia do lodo de suínos em um biodigestor, contanto que a percentagem de inóculo, duração do tempo de enchimento, temperatura de processo e concentração do lodo afluyente sejam ajustados; e considera o processo como estável, quando os ácidos graxos voláteis (AGV) são removidos dentro do período de retenção do efluente.

3.4.2. Lagoa anaeróbia

As lagoas anaeróbias são utilizadas, num tratamento em série, para amortecimento de altas cargas orgânicas, expressas tanto em termos de demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e de demanda química de oxigênio (DQO), quanto de sólidos voláteis totais (SVT); em processo de degradação biológica que envolve a participação de bactérias facultativas e, principalmente, anaeróbias estritas. Além da matéria carbonácea, as lagoas anaeróbias apresentam eficiência, também, na remoção de coliformes fecais (pela competição biológica que se desenvolve no meio) e de fósforo total (pela sedimentação dos sólidos presentes).

No tratamento de dejetos de suínos, as elevadas cargas orgânicas aplicadas fazem com que a taxa de consumo de oxigênio no reator seja várias vezes superiores à taxa de produção pela fotossíntese e pela reaeração atmosférica, predominando no meio, o processo fermentativo (DELAVÉQUIA, 2000).

KIMBERLY *et al* (1997) recomenda as lagoas anaeróbias, impermeabilizadas e profundas, para o tratamento de dejetos suínos, e destaca que quando cobertas, possibilitam a coleta e valorização do biogás produzido.

Segundo MALINA JR & POHLAND (1992), nas lagoas anaeróbias cobertas o afluyente deve ser introduzido numa extremidade, através de um sistema de distribuição que maximize o seu contato com um leito de biossólidos anaeróbios sedimentados na zona de entrada do tanque.

Nesta zona, o biogás produzido contribui para a mistura interna. Ao longo do comprimento, a profundidade do leito de lodo e a quantidade de atividade biológica diminuem. Próximo à extremidade de saída deve ser mantida uma zona relativamente tranqüila (chamada, zona de clarificação), onde a produção de biogás é mínima, favorecendo a redução dos sólidos suspensos no efluente. O reator inteiro é coberto com uma “membrana isolante flutuante” que conserva o calor do processo e permite a coleta e posterior utilização do biogás.

A utilização de lagoa anaeróbia coberta é apropriada para águas residuárias que contenham altas concentrações de sólidos suspensos, óleo e gordura. A acumulação de um lodo de biomassa sedimentada resulta em um longo tempo de retenção de sólidos e maximiza a destruição endógena das partículas, minimizando a quantidade de lodo de excesso. Os nutrientes liberados do decaimento endógeno tornam-se disponíveis para reuso dos microrganismos ativos.

Periodicamente o lodo acumulado deve ser removido para um processo de disposição final. Recomenda-se que o tempo de detenção hidráulica (TDH) deva estar entre 6 e 30 dias e que a carga orgânica volumétrica (COV) aplicada, seja menor que 2 kg SVT/m³.dia.

Uma outra vantagem adicional da lagoa anaeróbia coberta é que o grande volume do reator acaba promovendo uma equalização do afluente, amenizando choques de carga orgânica ou tóxica (MALINA JR. & POHLAND, 1992). A Figura 3.3 apresenta, esquematicamente, o funcionamento da uma lagoa anaeróbia coberta.

Segundo Oleskiewicz e Koziarski, citados por CAZARRÉ (2001), a remoção de matéria orgânica de dejetos da suinocultura em lagoas anaeróbias ocorre em três fases: (a) sedimentação, completada em cerca de 2 horas – onde ocorre uma remoção de 80% dos SST, 55% da DQO e 35% da DBO; (b) biodegradação rápida, ocorrida nos próximos 3 dias – remoção de cerca de 68% da DQO e 56% da DBO; e (c) biodegradação lenta, estendendo-se por vários meses.

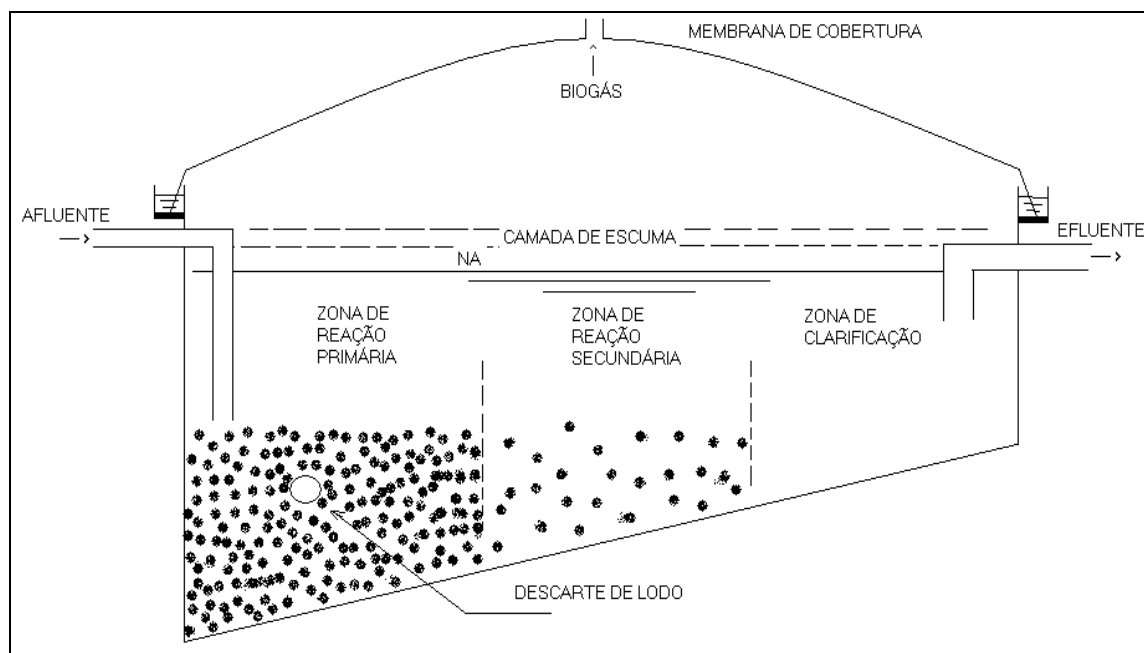


Figura 3.3 – Esquema de funcionamento de uma lagoa anaeróbia coberta

Fonte: Adaptado de MALINA JR & POHLAND (1992)

3.4.3. Reator UASB

O reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo, denominado reator UASB – Upflow Anaerobic Sludge Blanket, é o mais amplamente utilizado para o tratamento de águas residuárias, sejam de natureza simples ou complexa, de baixa ou de alta concentração, solúveis ou com material particulado. Conceitualmente, os reatores UASB são reatores anaeróbios com crescimento bacteriano disperso, sem meio suporte, onde a biomassa é dotada de boa qualidade de sedimentação, baixo índice volumétrico de lodo, boa resistência física e satisfatória atividade metanogênica específica (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994).

Segundo VAN HAANDEL & LETTINGA (1994), o reator UASB foi desenvolvido na década de 70 pelo prof. Lettinga, na Holanda, e se caracteriza pela presença de um separador de fases que divide o reator em duas partes: uma inferior, ou zona de digestão, onde há uma manta de lodo responsável pela digestão anaeróbia; e uma superior, ou zona de sedimentação. A água residuária entra pelo fundo do reator e segue uma trajetória

ascendente, passando pela zona de digestão, atravessando uma abertura existente no separador de fases e entrando para a zona de sedimentação, e saída do efluente. Quando a água residuária entra no reator há mistura do material orgânico nela presente com o lodo anaeróbio da zona de digestão, resultando na produção de biogás e no crescimento de lodo. O líquido escoar em direção ascendente e passa, através das aberturas que existem no separador de fases, para a parte superior do reator (...); a velocidade tende a diminuir (...) e a velocidade de sedimentação das partículas arrastadas se torna maior que a velocidade de arraste (...) fazendo com que as partículas sólidas retornem à zona de digestão, acumulando-se a ponto de necessitarem de descarte periódico. A Figura 3.4 apresenta esquematicamente o funcionamento de um reator UASB.

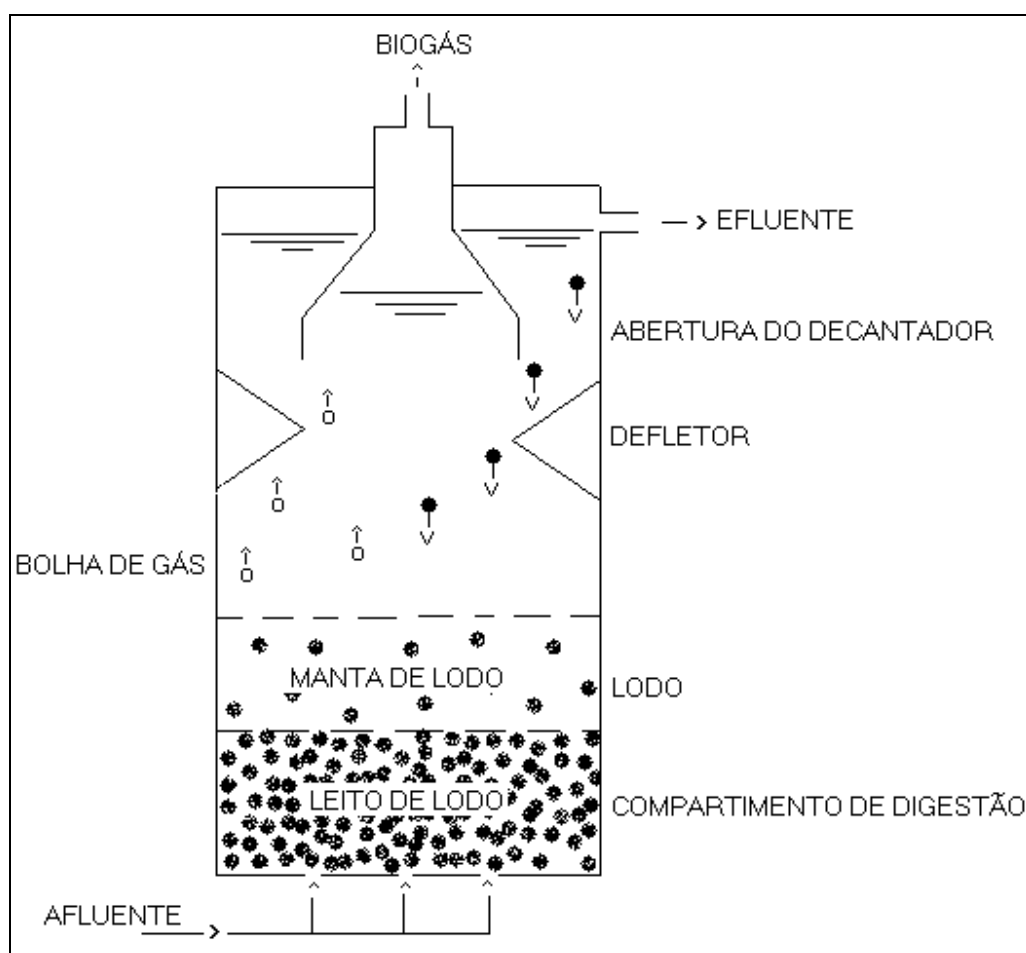


Figura 3.4 – Esquema de funcionamento de um Reator UASB

Fonte: Adaptado de BELLI Fº. (1995)

O reator UASB tem sido aplicado com sucesso no tratamento de uma ampla faixa de esgotos, do doméstico ao industrial (LETTINGA *et al.*, 1980) e seu alto desempenho, comparado aos sistemas tradicionais, é devido à granulação da biomassa ativa. LETTINGA & HULSHOFF (1991), estudando o reator UASB para o tratamento de diversos tipos de águas residuárias, concluíram que no tratamento com dejetos suínos, a alta concentração de nitrogênio amoniacal interfere na granulação do lodo e que a grande concentração de sólidos, freqüentemente, provoca o seu arraste.

Em comparação às lagoas anaeróbias, os reatores UASB possuem facilidades operacionais, bem como, hidrodinâmica eficiente e boa adaptação às condições climáticas do Brasil, para diversos tipos de efluentes líquidos e volumes menores de reator (CARMO JR, 1998).

CAMPOS *et al.* (2005) avaliaram a eficiência de um reator UASB, em escala de laboratório (volume de 11,7 L) alimentado em bateladas com 9,24 L/dia de dejetos suínos aquecido, componente de um sistema de tratamento constituído de tanque de acidificação e equalização + reator UASB com medidor de biogás + uma lagoa facultativa. O tempo de detenção hidráulica foi de 30 horas e a temperatura de $25 \pm 2^\circ\text{C}$, com pH de 7,3. A eficiência de remoção de DQO total e DBO_5 , no reator UASB, foram de 78 e 75%, respectivamente.

A produção média de biogás e metano foi de 0,14 e 0,10 L/dia e o potencial de produção de metano, em termos de DBO_5 removida, foi de $0,01 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kg DBO removida}$.

3.5. A experiência recente da UFSC: reatores anaeróbios tratando dejetos suínos

A seguir são apresentados experimentos recentes desenvolvidos pelo ENS/UFSC, em parceria com EPAGRI e EMBRAPA, referentes aos diversos reatores anaeróbios tratando dejetos suínos, realizados sob as condições climáticas do sul do Brasil, e que serviram de referência para a implantação dos reatores, do sistema de tratamento e valorização de dejetos suínos, estudados nesta tese.

3.5.1. Biodigestor

MONTEIRO (2005) operou e monitorou um biodigestor em escala real no município de Braço do Norte/SC. Construído em alvenaria de pedra, com diâmetro útil de 6,20 m e profundidade de 3,0 m (volume útil de aproximadamente 90 m³) foi alimentado com 3 m³/dia de dejetos suínos provenientes de um tanque de equalização. Para uma carga orgânica de sólidos totais (ST) aplicada ao biodigestor de 1,92 g ST/L.dia obteve-se uma eficiência de remoção de DQO de 91,8%. A produção média de biogás, medida nos meses de janeiro, fevereiro e março, período de temperaturas elevadas, foi de 32 m³/dia. A Tabela 3.8 apresenta um resumo da eficiência do reator.

Tabela 3.8 – Eficiência do biodigestor monitorado por MONTEIRO (2005)

PARÂMETRO (g/L)	Afluente	Efluente	Eficiência (%)
DQO	101,103	8,278	91,8
ST	86,201	13,618	84,2
SF	22,954	5,739	75,0
SV	63,247	7,427	88,2



Figura 3.5 – Biodigestor clássico monitorado por MONTEIRO (2005)

3.5.2. Lagoa anaeróbia

MEDRI (1997) avaliou o tratamento de dejetos de suínos através de um sistema de lagoas construídas e operadas em escala real (lagoa anaeróbia 1 → lagoa anaeróbia 2 → lagoa facultativa → lagoa com aguapé). A Tabela 3.9 apresenta tempo de detenção (TD) em dias, e volume (Vol) em m³, nas lagoas estudadas.

Tabela 3.9 – Parâmetros avaliados na série de lagoas estudadas por MEDRI (1997)

Parâmetros	Lagoas			
	Anaeróbia	Anaeróbia	Facultativa	Com aguapé
T. detenção	35 dias	46 dias	24 dias	19 dias
Volume	106 m ³	138 m ³	73 m ³	60 m ³

Fonte: Adaptada de MEDRI (1997).

Na Tabela 3.10 apresentam-se os resultados operacionais obtidos no sistema. Os resultados indicam a potencialidade de aplicação desta tecnologia e, ao mesmo tempo, apontam para a necessidade de otimização dos parâmetros de projeto, de forma a reduzir as dimensões das lagoas e garantir o desempenho hidrodinâmico nas unidades.

Tabela 3.10 - Eficiência do sistema de lagoas tratando dejetos suínos

Avaliação	ST	SVT	DQO	DBO ₅	NTK	P	CF
Global	(g/L)	(g/L)	(g/L)	(g/L)	(g/L)	(g/L)	(NMP/100mL)
Entrada	16,7	10,2	21,8	10,4	2,2	1,6	6,0 x 10 ⁹
Saída	1,3	0,6	0,4	0,2	0,18	0,1	2,7 x 10 ³
Redução	92%	94%	98%	98%	92%	94%	

Fonte: Adaptada de MEDRI (1997).

No estudo constatou-se a viabilidade econômica do processo com lagoas, em comparação com propostas que necessitam de equipamentos para o tratamento biológico. Apesar da elevada eficiência do sistema, faz-se necessário um pós-tratamento para atender

aos padrões de emissões de efluentes líquidos. Os resultados indicaram as lagoas funcionando como reatores de mistura completa e que a degradação da matéria orgânica segue reações com cinética de primeira ordem.

Lagoas anaeróbias, geralmente, são dimensionadas em função da carga orgânica volumétrica (COV) e do tempo de retenção hidráulica (TRH), que varia de 30 a 40 dias. DELAVÉQUIA (2000), reportando-se a vários autores, referencia uma faixa de COV variando de 0,03 a 0,32 kg DBO₅/m³.dia, para tratamento de dejetos suínos. Entretanto, dando seqüência ao trabalho de MEDRI (1997), através da operação de três sistemas de lagoas em série, alimentadas em paralelo, mostrou que a condição crítica a ser degradada é a matéria orgânica expressa em sólidos voláteis (0,14 kg SVT/m³.dia).

O estudo concluiu que as lagoas anaeróbias, para tratar dejetos de suínos, possuem muitas vantagens, porém, necessitam de grandes volumes e elevados tempos de retenção hidráulica.

3.5.3. Reator UASB

CARMO JR. (1998) monitorou um piloto de reator UASB com capacidade para 136 L, tratando dejetos de suínos, com alimentação contínua e temperatura variando entre 25 e 30°C. Os dejetos foram micro-peneirados (malha de 0,1 mm), equalizados durante 15 dias e, posteriormente, encaminhados para alimentação, através de bomba peristáltica. O reator foi operado com tempo de detenção hidráulico de 72 a 36 horas, obtendo-se cargas orgânicas de 0,8 a 3,5 kg DQO/m³.dia. Para a DQO total de 4.300 mg/L, obteve-se eficiência de 84%, e para os sólidos totais (ST), de 2.100 mg/L, o efluente apresentou eficiência de 72%. Porém, o alto teor de sólidos no afluente determinou a necessidade de descarte mensal de lodo e, praticamente, não se encontrou eficiência na remoção de nitrogênio total, nitrogênio amoniacal e fósforo. Finalmente, recomendou a sua alimentação com dejetos decantados de uma esterqueira.

3.6. Partida de reatores anaeróbios

A partida de um reator é definida como o período necessário para se obter uma qualidade constante do efluente e uma massa de lodo que, com o tempo, não varia nem na qualidade e nem na quantidade. Quando o lodo começa a aparecer no efluente, sob a forma de sólidos sedimentáveis, diz-se que o reator atingiu a massa máxima de lodo. A partir desse momento a massa de lodo no reator se mantém constante e a massa de lodo gerado torna-se igual à descarregada no efluente. É um processo longo e difícil, pois, é necessário se desenvolver uma grande massa bacteriana, adaptada às características particulares da água a ser tratada. Deve-se evitar sobrecargas orgânicas que façam predominar a fermentação ácida, em relação a metanogênica. Quando o esgoto é doméstico a partida é menos problemática, pois, ele contém populações bacterianas necessárias para ambas as fermentações, sem a necessidade de inoculação (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994),

Segundo CHERNICHARO (1997), a partida de reatores anaeróbios pode ser conseguida de três formas: (a) utilizando-se lodo de inóculo adaptado ao esgoto a ser tratado, não havendo necessidade de aclimação do lodo, e a partida procedendo-se de forma rápida e satisfatória; (b) utilizando-se lodo de inóculo não adaptado ao esgoto a ser tratado, em que há um período de aclimação do lodo, incluindo uma fase de seleção microbiana; e (c) sem a utilização de lodo de inóculo, considerada a forma mais desfavorável, pois, o lodo se desenvolve a partir dos próprios microrganismos contidos no esgoto afluente.

Quando é necessária a utilização de inóculo, seu volume é determinado em função da carga biológica inicial (kg DQO/kg SSV.d) aplicada ao sistema. Recomenda-se que esta carga seja determinada através de testes de AME do lodo. Na impossibilidade, são recomendadas cargas na faixa de 0,05 a 0,50 kg DQO/Kg SSV.dia.

ZEEMAN (1991) relacionou a temperatura do meio com o volume de inóculo necessário para a partida de um biodigestor tratando dejetos suínos e concluiu que quando a temperatura é de 15°C o volume de inóculo no reator deve ser de 15%; e que, quando a temperatura está entre 20 e 30°C, o volume de inóculo cai para 10% do volume do reator.

Altas concentrações de matéria orgânica e de nitrogênio amoniacal dificultam o tratamento biológico de águas residuárias da suinocultura. O nitrogênio amoniacal,

particularmente, interfere negativamente alongando o período de partida de reatores anaeróbios e, muitas vezes, faz-se necessário introduzir um processo de pré-tratamento para a redução de sua concentração (KIM *et al.*, 2004).

LUCAS JR. *et al.* (2005), no Laboratório de Biodigestão Anaeróbia do Departamento de Engenharia Rural da Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias da UNESP, campus de Jaboticabal, avaliou a biodigestão anaeróbia de dejetos suínos com concentração de sólidos totais de 6%, a partir de considerações sobre a partida de biodigestores em escala de laboratório sob efeito de diferentes temperaturas (25,30 e 35°C) com e sem agitação do substrato. Com base na produção média acumulada de biogás concluíram que a agitação não interferiu e que o melhor desempenho foi verificado na temperatura de 35°C.

Na UFSC, HENN (2005) deu partida em um biodigestor clássico de 90 m³ usando um volume de inóculo de 50% do volume do reator (45 m³), sendo 39 m³ de lodo de dejetos suínos e 6 m³ de uma mistura de lodo de dejetos suínos e bovinos. As características desses lodos são apresentadas na Tabela 3.11. Quanto a AME, os lodos apresentaram, 0,0565 e 0,0860 g DQO CH₄/g SV.dia, para o lodo de suínos e de suíno+bovino, respectivamente; e de 0,0490 para a mistura usada como inóculo. Concluiu que a partida deu-se num período relativamente curto (7 meses = 210 dias) e sem grandes problemas, evidenciado pela produção média de 32 m³/dia de biogás, com 62,3% de CH₄, medida no período de janeiro a março de 2004 (ALVES *et al.*, 2005).

3.7. Biogás

LAGRANGE (1979) define o biogás como uma mistura combustível de vários gases, resultante do processo de digestão anaeróbia da matéria orgânica. A proporção de cada gás na composição da mistura depende de vários parâmetros, dentre eles: o tipo de digestor e o substrato a digerir.

Tabela 3.11 – Características do lodo de inóculo utilizado por HENN (2005)

Parâmetros Analisados	Unidades	Lodo suíno	Lodo suíno + bovino
Temperatura	°C	20,1	19,2
pH	-	7,44	7,17
Potencial Redox (Eh)	mV	6,0	16,0
S.Sed	mL/L	1.000	1.000
ST	mg/L	69.471	118.449
SF	mg/L	31.302	33.750
SV	mg/L	38.169	84.699
Acidez Total (At)	mg CaCO ₃ /L	566,0	980,0
DBO ₅	mg O ₂ /L	8.700	30.700
DQO	mg O ₂ /L	63.233	74.970
N-NH ₃	mg NH ₃ -N/L	2.564,8	3.024,0
NTK	mg NH ₃ -N/L	5.432,0	6.104,0
PT	mg P/L	3.569,0	1.362,0

3.7.1. Composição do biogás

Para LAGRANGE (1979) a composição dessa mistura é constituída, essencialmente, por metano (CH₄), com valores médios entre 50 e 70%, e por dióxido de carbono (CO₂) com 35 a 40%. Outros gases, também, participam da mistura: hidrogênio (H₂), nitrogênio (N₂), monóxido de carbono (CO), oxigênio (O₂) e gás sulfídrico (H₂S), além da água (teor de umidade). Na Tabela 3.12 apresenta-se uma composição química aproximada do biogás, segundo este autor.

Segundo HOHLFELD & SASSE (1986), apud HENN (2005), o biogás produzido em sistema anaeróbio possui 60 a 70% de CH₄ e 30 a 40% de CO₂; e o rendimento do biogás é uma função da relação C/N, bem como, de condições ambientais e operacionais (temperatura, disponibilidade de nutrientes, carga volumétrica, tempo de detenção).

De acordo com NOGUEIRA (1992), as principais características dos gases de maior interesse na composição do biogás são as seguintes: (a) metano (CH₄) – é um gás inodoro, incolor, inflamável e facilmente dispersado (a densidade relativa do metano (0,55) é inferior a do ar); não tóxico, mas em concentrações elevadas pode reduzir a concentração do ar a níveis asfixiantes; (b) gás carbônico (CO₂) – inodoro, incolor e não inflamável; a sua

densidade relativa (1,53) torna-o asfixiante em concentrações acima de 2%; e (c) gás sulfídrico (H₂S) – incolor, inflamável e com cheiro característico de ovo podre. Irritante, asfixiante e, em concentrações superiores a 1%, inibe o sistema olfativo provocando inconsciência. Dependendo da concentração, também é corrosivo e atacam materiais como o cobre, o latão e o aço.

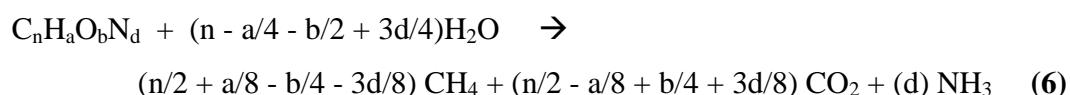
Tabela 3.12 – Composição química aproximada do biogás

GÁS COMPONENTE	% (na composição do biogás)
Metano	50 a 70
Dióxido de carbono	35 a 40
Hidrogênio	1 a 3
Nitrogênio	0,5 a 3
Monóxido de carbono	0 a 0,1
Oxigênio	0,1 a 1
Gás sulfídrico	0,5
Vapor d'água	-

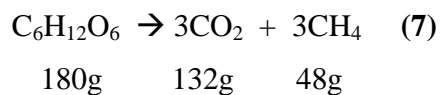
Fonte: Adaptado de LAGRANGE (1979)

3.7.2. Produção de biogás

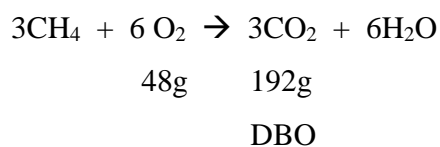
Se for conhecida a composição química do resíduo, a produção de biogás pode ser estimada teoricamente usando-se a equação estequiométrica de Buswell. Neste caso, deve-se assumir que o metano produzido é o máximo estequiometricamente possível, ou seja, não deve ser considerado o uso do substrato para as outras rotas metabólicas dos microrganismos. Assim, se C_nH_aO_bN_d é a fórmula química de um resíduo orgânico biodegradável:



Segundo METCALF & EDDY (1992), a conversão da matéria orgânica em metano, tendo a glicose como fonte de energia, pode ser calculada estequiometricamente, como a seguir:



Com a oxidação do metano:



Então, a relação DBO/glicose é 192/180 e 1 kg de glicose (matéria orgânica) produz, em metano (CH₄):

$$\text{kg CH}_4 = (48/180) / (192/180) = 0,25$$

Assim, para cada kg de DBO convertido produz 0,25 kg de metano. Logo, o volume de 0,25 kg de metano produzido pela estabilização da matéria orgânica pode ser calculado como segue:

$$\begin{array}{l} V \text{ CH}_4 = 0,25 \text{ kg } (10^3 \text{ g/kg}) \cdot \frac{1 \text{ mol}}{16\text{g}} \cdot \frac{22,4 \text{ L}}{1 \text{ mol}} (10^3 \text{ L/m}^3) = 0,35 \text{ m}^3 \\ 1 \text{ kg DBO} = 0,35 \text{ m}^3 \text{ CH}_4 \quad (8) \end{array}$$

BELLI F. (1995) diz que, em se tratando de dejetos suínos, a eliminação de 1 grama de DQO leva a produção de 0,36 litro de metano; esta produção de metano depende, diretamente, da degradação dos ácidos graxos voláteis (AGV) e não está ligada concentração de ácido acético.

NOGUEIRA (1992), reportando-se a produtividade volumétrica de biogás de acordo com o tipo de resíduo orgânico a ser degradado, afirma que 1 kg de esterco seco de dejetos suíno gera 0,35 m³ de biogás.

Para OLIVEIRA *et al* (1993), um suíno pode produzir 0,180 m³/dia de biogás; ou ainda, 1,0 m³ de dejetos suíno produzem em torno de 0,5 m³ de biogás, que energeticamente equivalente a 0,33 L de óleo diesel, ou 0,35 L de gasolina.

3.8. Valorização do biogás

A valorização do biogás está diretamente relacionada com o seu poder calorífico. Segundo ZAGO (2003) o poder calorífico do biogás está diretamente relacionado com a quantidade de metano existente na mistura, podendo atingir de 5.000 a 6.000 kcal/m³, mas pode ser melhorado pela retirada do CO₂, chegando a valores de 12.000 kcal/m³.

NOGUEIRA (1992) afirma que o poder calorífico do biogás depende, além do teor de metano, do grau de umidade, e cita que um biogás contendo aproximadamente 70% de metano tem poder calorífico de 5.588 kcal/m³ (6,5 kWh/m³). Se este biogás for desumidificado o seu poder calorífico aumenta. Removendo-se, também, o CO₂, por borbulhamento em solução alcalina, o poder calorífico aproxima-se do correspondente ao metano puro, que seria próximo de 9.000 kcal/m³ (10,5 kWh/m³).

ARROYO (2004) afirma que com a produção de 1 m³ de metano, oriundo de biogás produzido a partir da digestão anaeróbia de dejetos suínos, foi possível gerar 68,4 kWh/mês de energia.

O biogás é extremamente inflamável, podendo ser usado para qualquer fim que necessite de combustível: aquecimento, refrigeração, caldeiras, iluminação, geração de energia elétrica e acionamento de motores a explosão. Dessa forma, em propriedades rurais, sistemas que produzem biogás podem tornar a exploração pecuária auto-suficiente em termos energéticos, assim como, contribuir para a resolução de problemas de poluição de efluentes. A Tabela 3.13 apresenta um consumo médio de biogás segundo o uso possível (ZAGO, 2003).

Tabela 3.13 – Consumo médio de biogás segundo o uso

USOS	CONSUMO
Motor a explosão	0,370 m ³ /cv/h
Iluminação	0,070 m ³ /camisa de 100 watts/h
Cozimento	0,340 m ³ /pessoa/dia
Forno de assar	0,420 m ³ /h
Aquecedor de ambiente	0,227 m ³ /h
Chuveiro a gás	0,150 m ³ /pessoa

Fonte: Adaptado de ZAGO (2003)

3.9. Contextualização deste trabalho

Segundo OELTJEN (2004), os problemas apresentados hoje com o manejo e tratamento dos dejetos suínos em Santa Catarina foram os mesmos presenciados na Alemanha nas décadas de 60 e 70. Lá, a questão foi tratada de duas maneiras: (a) investindo-se na capacitação dos produtores para que fizessem o reuso dos dejetos como adubo; e (b) criando-se leis e normas que obrigassem os produtores a usarem o esterco na propriedade, mas limitando-se o seu uso por hectare.

Em Santa Catarina, as soluções para os problemas ambientais gerados pela suinocultura tiveram importante marco a partir de ações do Ministério Público e da assinatura de um Termo de Ajuste de Conduta onde, a partir de Arranjos Produtivos Locais, se buscou conciliar esta atividade com os problemas ambientais dela decorrentes. Complementarmente, e neste contexto, em 2002, surgiu o projeto Validação de Tecnologias para o Manejo, Tratamento e Valorização dos Dejetos de Suínos em Santa Catarina – Pequenas e Médias Produções, que prevê a pesquisa e a validação de novas técnicas que, a baixo custo, possam ser empregadas pelos produtores com o objetivo principal de minimizar os prejuízos causados ao meio ambiente por este importante setor da economia catarinense.

As atividades do projeto foram compartilhadas entre UFSC, EMBRAPA, EPAGRI e Universidade do Oeste de Santa Catarina (UNOESC), com recursos rateados entre a

FINEP e a FUNCITEC, e estão sendo executadas em cinco propriedades: duas em Braço do Norte e uma em Orleans, na região Sul, e outras duas no Oeste, em Joaçaba e Iomerê. Também foram instaladas unidades experimentais na EMBRAPA (na Escola Agrotécnica Federal) e na EPAGRI (nos municípios de Concórdia e Chapecó). A estrutura das granjas e a proximidade delas com nascentes de rios foram critérios para seleção das propriedades, onde foram construídos sistemas para armazenar, tratar, valorizar e reutilizar os dejetos.

Assim, as propriedades passam a servir como laboratórios para a implantação e acompanhamento do projeto. Os sistemas de manejo e tratamento nelas testados são de dois tipos: (a) aqueles no qual o objetivo é simplesmente tratar os dejetos, fazendo com que os resíduos possam ser devolvidos ao meio ambiente sem lhes causar prejuízos; e (b) aqueles em que, além de se reduzir o potencial poluente dos dejetos, resulte em subprodutos que possam gerar lucro e/ou minimizar custos para os produtores (biogás, adubos e fertilizantes, por exemplo). Estrategicamente, a partir da comprovação da eficácia dos sistemas, a tecnologia deverá ser repassada aos técnicos dos órgãos envolvidos no projeto e divulgada entre os produtores de todo o Estado.

O sistema de tratamento de efluentes construído em uma propriedade no município de Iomerê é um exemplo da primeira técnica citada. Nela as unidades de tratamento contam com tanques e equipamentos onde os dejetos passam por processos de separação das fases sólido e líquido. O material sólido resultante pode ser devolvido ao solo ou utilizado na agricultura, e a parte líquida pode ser lançada nos rios e até mesmo empregada na criação de peixes em açudes. A segunda técnica está sendo testada em uma pequena propriedade de Joaçaba, onde foi instalado um biodigestor capaz de aproveitar o metano do biogás produzido durante o processo de estabilização dos dejetos.

No município de Braço do Norte, no sul do Estado, que se caracteriza economicamente por seu perfil agropecuário, destacando-se por seu grande rebanho de suínos e que concentra um grande número de suinocultores, o projeto previu a instalação de sistemas demonstrativos de manejo, tratamento e valorização para testes em duas propriedades, uma com pequena e outra com média produção de suínos.

A propriedade do Sr. Vilibaldo Michels, com uma média produção de suínos e um plantel de cerca de 2.000 animais, equivalente a 200 criadeiras em ciclo completo, onde foi realizado este trabalho, foi criteriosamente escolhida. Somente a metade da produção diária

de dejetos suínos foi considerada para fins de dimensionamento das unidades do sistema de tratamento e valorização de dejetos suínos (STVDS), obtendo-se uma vazão teórica de dejetos brutos de 10 m³/dia. O excedente da produção diária é desviado para uma lagoa de armazenamento (ou esterqueira pulmão) para ser utilizado na biofertilização de lavouras.

Antes, na propriedade, os dejetos suínos eram coletados e encaminhados para uma caixa de passagem, de onde uma parcela do material sedimentado era desviada para ser misturada à ração e utilizada para reforço alimentar de bovinos. O excedente era encaminhado para uma esterqueira (com extravasor), de onde o excesso vazava para a esterqueira pulmão. Da esterqueira os dejetos digeridos (por um período de, mais ou menos, 65 dias) eram bombeados para disposição direta no solo, na propriedade e em áreas adjacentes, de produtores vizinhos, para fertilização de culturas de milho, principalmente.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

Os reatores anaeróbios avaliados neste trabalho foram construídos em escala real e operados conforme um protocolo e seguindo em paralelo a rotina diária de uma média propriedade de produção de suínos. Para o projeto do sistema implantado, considerou-se a composição dos dejetos brutos apresentada em BELLIF^o *et al* (2001): DQO = 35 g/l, DBO = 15 g/l, ST = 29 g/l, SVT = 18 g/l, NTK = 3,7 g/l e PT = 1,2 g/l; e aproximadamente metade da vazão teórica de dejetos produzidos na propriedade, da ordem de 10 m³.dia.

As unidades estudadas se integraram a um sistema piloto, demonstrativo, constituído de: processo físico (peneira, lagoa de decantação e filtro de pedra); processo biológico anaeróbio (lagoa anaeróbia, reator UASB e digestor de lodo) e processo biológico aeróbio (lagoa facultativa aerada, lagoa de maturação e biofiltro plantado com macrófitas). A Figura 1.2, da maquete, ilustrou a proposta, que em sua concepção prevê diversas combinações de manejo e tratamento dos dejetos suínos.

4.1. Localização da propriedade

O sistema de tratamento e valorização de dejetos suínos (STVDS) estudado foi construído na propriedade do senhor Vilibaldo Michels, localizada na estrada geral do Rio Cachoeirinha, na Bacia do Rio Tubarão, sub-bacia do Rio Cachoeirinha, no município de Braço do Norte, região sul do estado de Santa Catarina, a nordeste do município de Tubarão (ver Figura 4.1).

4.2. Definição do tratamento

As unidades estudadas neste trabalho são constituintes do Modelo UFSC/EPAGRI/EMBRAPA de sistema de tratamento e valorização de dejetos suínos (STVDS) mostrado na Figura 4.2.

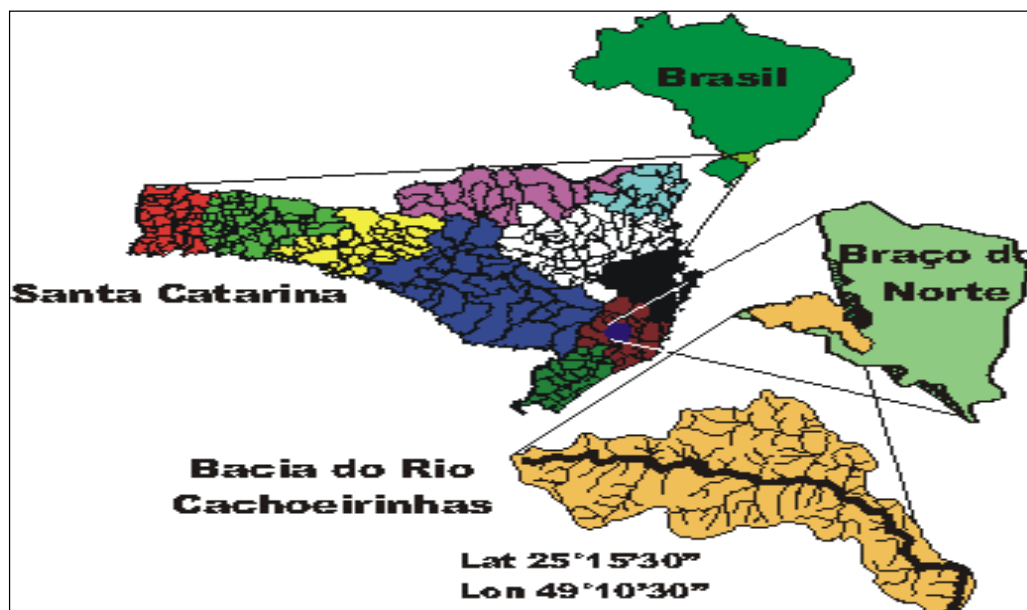


Figura 4.1 – Mapa de localização da propriedade

Na linha de tratamento estudado, os dejetos brutos gerados nas granjas são coletados e encaminhados para uma caixa de recepção de onde uma parcela da vazão produzida (no projeto, de $10,0 \text{ m}^3/\text{dia}$, obtida a partir da contribuição de 100 matrizes) é desviada para o sistema de tratamento e valorização. Passava, primeiramente, por uma peneira fina para remoção dos sólidos grosseiros, indesejáveis ao tratamento, mas esta unidade foi eliminada (em 09/03/05), pois, avaliou-se desnecessária. Na seqüência, uma lagoa de decantação faz a separação das fases sólida e líquida do efluente. Os sólidos separados são encaminhados para um biodigestor de lodo e o líquido, bombeado para tratamento em uma lagoa anaeróbia, seguida de um reator UASB, para complementar a remoção da carga orgânica poluente.

O biodigestor de lodo, além dos sólidos do separador de fases, tem por finalidade receber os sólidos futuramente descartados da lagoa anaeróbia e do reator UASB (há, também, a possibilidade de, a partir de manobras de registros na linha de descarte de lodo, encaminha-los, diretamente, para a lagoa de armazenamento).

4.2.1. Caixa de recepção e de distribuição (CR)

A caixa de recepção e de distribuição (CR), mostrada na Figura 4.4, foi construída em alvenaria, com as dimensões de 1,21 m x 1,21 m x 0,40 m. Possui quatro vertedores triangulares de 30°, com comportas de madeira tipo stop log, que têm por finalidade, controlar e/ou direcionar o fluxo dos dejetos brutos para o sistema de tratamento (duas comportas) e/ou para a lagoa de armazenamento (também, duas comportas), conforme a necessidade de operação.

A partir de manobras nas comportas da caixa de recepção e de distribuição (CR) é possível trabalhar no sistema de tratamento com as seguintes vazões, em relação à vazão total (Q_T) de dejetos de suínos produzida na propriedade: $1/3 Q_T$, $1/2 Q_T$ (que foi, na teoria, a vazão de dimensionamento das unidades do sistema de tratamento), $2/3 Q_T$ e Q_T .

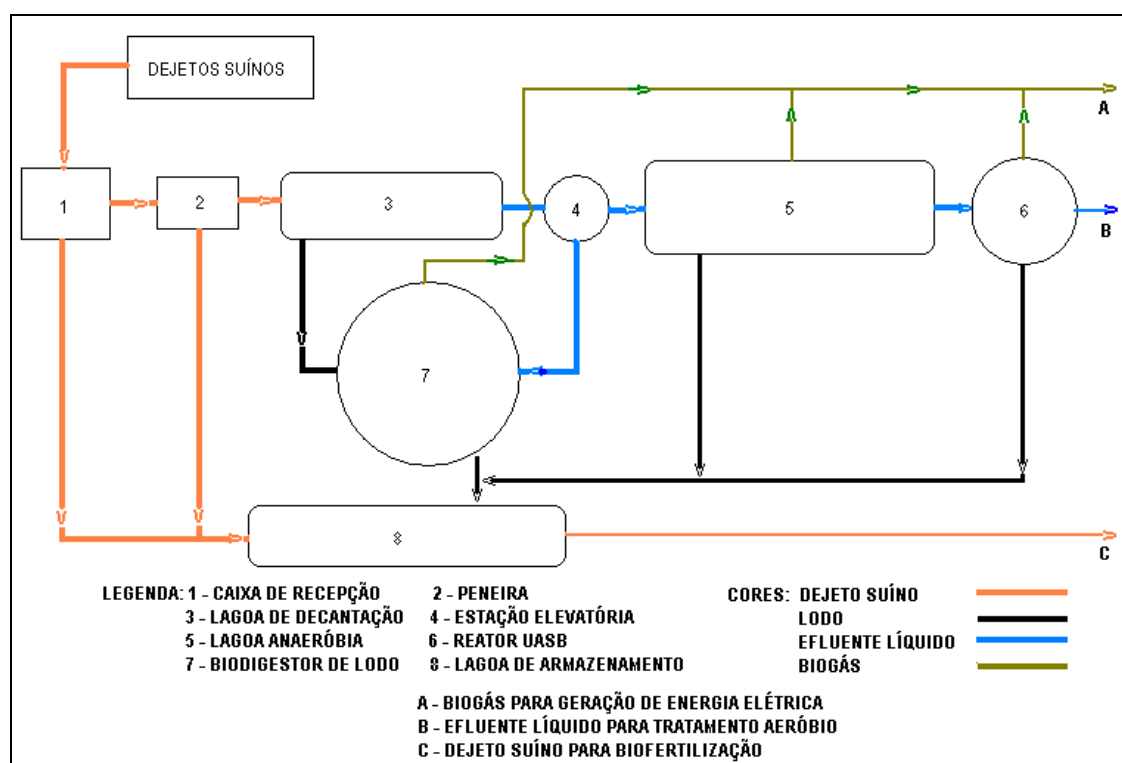


Figura 4.3 – Representação esquemática do sistema de tratamento e valorização avaliado



Figura 4.4 – Caixa de recepção e de distribuição (CR)

4.2.2. Lagoa de decantação (LD)

A lagoa de decantação (LD) foi adaptada de uma esterqueira já existente na propriedade (3,6 x 14,0 m de seção, e 2,4 m de profundidade, totalizando um volume de aproximadamente 121 m³). Para funcionar como lagoa de decantação a esterqueira foi completamente esvaziada e o lodo mineralizado do fundo foi lavado e descarregado para a lagoa de armazenamento, ou tanque pulmão. Após este procedimento a lagoa passou a ser alimentada com dejetos peneirados e, então cumpriu sua função de separador de fases, para alimentação do sistema de tratamento. A lagoa de decantação pode ser vista na Figura 4.5.

4.2.3. Estação elevatória (EE)

Constituída de duas unidades: (a) casa de bomba, construída em alvenaria, com cobertura de telhas de barro, e; (b) poço de sucção, construído com tubulões de concreto, circular, com 1,0 m de diâmetro interno. Unidade dotada com registros para manobras

manuais do fluxo dos dejetos, responsável pelo encaminhamento do efluente clarificado às unidades de tratamento. Recebe por gravidade contribuições da lagoa de decantação e do biodigestor de lodo e recalca o efluente para tratamento com um desnível de 42,25 m. Para automatizar a operação foram instaladas bóias de controle de nível no poço de sucção. A Tabela 4.1 apresenta um resumo das características construtivas da estação elevatória. A estação elevatória (EE) é mostrada na Figura 5.6.

Tabela 4.1 – Resumo das características construtivas da estação elevatória (EE)

ITENS	CARACTERÍSTICAS
Estrutura	Concreto
Forma do poço de sucção	Circular
Diâmetro do poço	1,0 m
Altura útil do poço	1,15 m
Altura total do poço	2,0 m
Tipo de bomba	Centrífuga
Altura Geométrica	42,25 m



Figura 4.5 – Lagoa de decantação (LD)

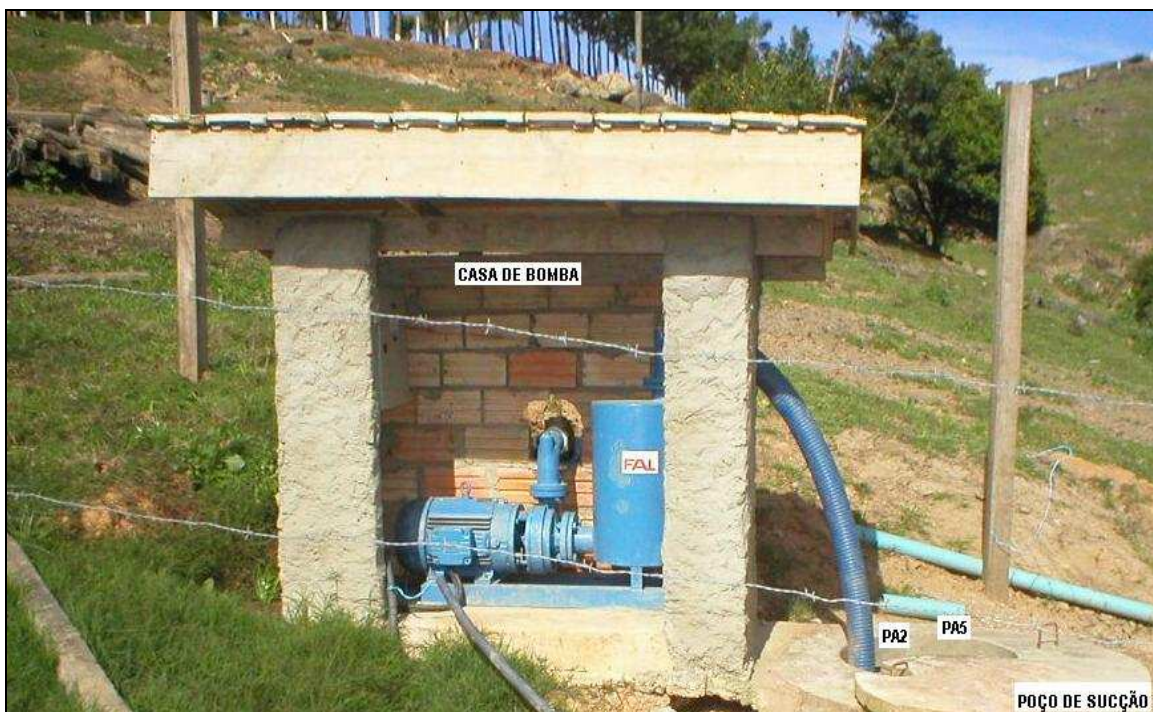


Figura 4.6 – Estação elevatória (EE)

4.2.4. Biodigestor de lodo (Bio)

O biodigestor de lodo (Bio) foi construído em alvenaria armada, com diâmetro interno de 3,20 m e altura total de 4,0 m, sendo de 3,5 m a sua altura útil; definindo um volume útil de, aproximadamente, 30 m³. A unidade possui, externamente, ao longo de sua altura, três pontos para coleta de amostras (a 1,0 m, 1,8 m e 2,3 m do fundo), instalados em tubulação de 50 mm; e, ao fundo, uma tubulação de descarga de lodo, de 100 mm, controlados por registros de esfera e de gaveta, respectivamente. O biodigestor recebeu, instalada em calha de alvenaria com lâmina d'água para fechamento hidráulico, uma cobertura com manta de polietileno de alta densidade (PEAD) para coleta do biogás, sendo sua fixação à calha feita através de parafusos e buchas em barras de madeira. A Tabela 4.2 apresenta um resumo das características construtivas do reator e a Figura 4.7, uma fotografia com a vista externa do biodigestor de lodo (Bio).

Como esta unidade será responsável por uma grande produção de biogás, objetivando a otimização do processo, utilizou-se na argamassa de reboco do revestimento externo do reator, um agregado de pelotas de isopor para melhor isolamento térmico e maior aproveitamento de sua temperatura interna.

Tabela 4.2 – Resumo das características construtivas do biodigestor de lodo (Bio)

Ítems	Características
Estrutura	Alvenaria armada
Forma	Circular
Diâmetro interno	3,20 m
Altura útil	3,50 m
Altura total	4,00 m
Volume útil	30 m ³
Pontos de amostragem	3
Tubulação de amostragem	DN 50
Tubulação de descarga	DN 100

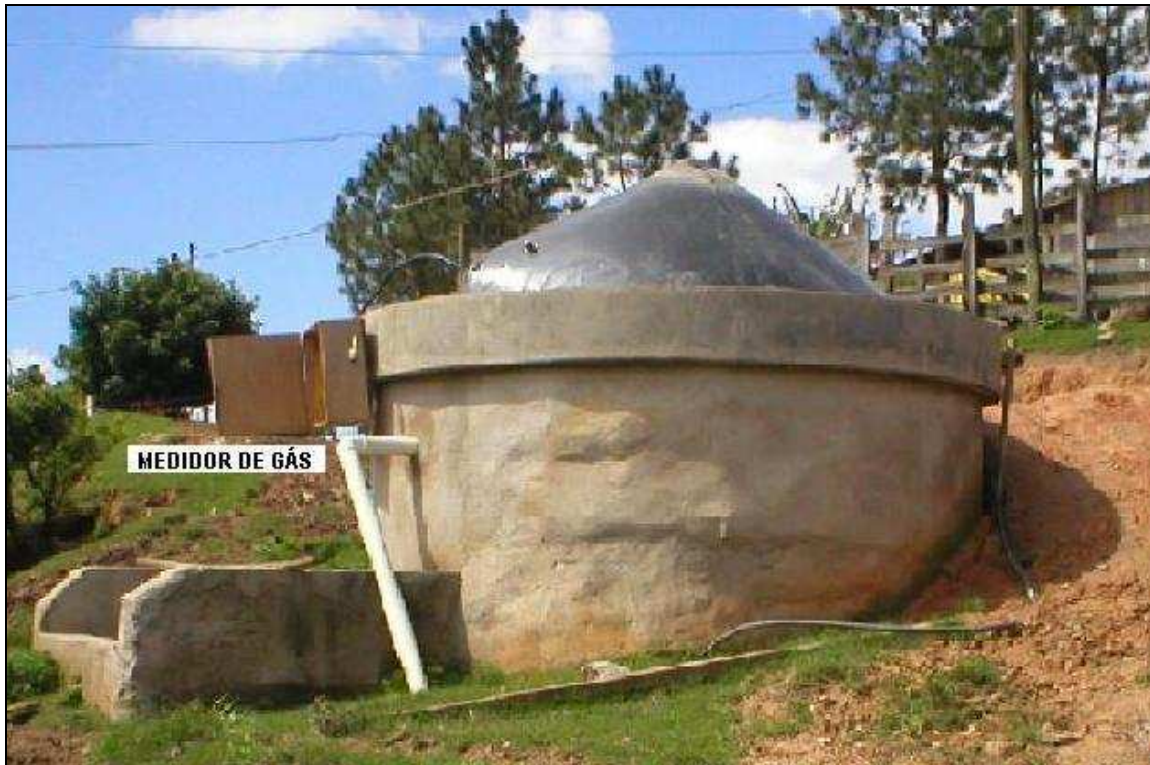


Figura 4.7 – Vista externa do biodigestor de lodo (Bio)

4.2.5. Lagoa anaeróbia (LA)

Foi construída uma lagoa anaeróbia (LA) de forma retangular com dimensões médias de 7,0 x 23,50 m. A profundidade na entrada é de 4,0 m e na saída de 2,0 m; com seção superficial, no nível médio, de 130 m² e um volume de 400 m³, definindo um tempo de detenção hidráulico teórico de 40 dias. As tubulações de entrada e saída, em PVC, são respectivamente, de 75 e 100 mm.

Sua execução foi feita diretamente no solo, com impermeabilização interna realizada através de lona de polietileno assentada em taludes de 1:1. A fixação da lona foi executada em valeta de 0,50 x 0,50 m, distante 0,50 m do topo do talude. As águas superficiais são coletadas através de calhas de concreto, tipo meia cana, com diâmetro de 0,40 m. Os taludes externos (1:2) foram gramados, para seu fortalecimento.

O fundo da lagoa tem uma declividade em direção ao ponto de entrada para que possa favorecer o carreamento dos sólidos sedimentados até o ponto de descarga, que será realizada por gravidade através da manobra de um registro. Foi executado também, um

dispositivo de “by pass” na caixa de passagem de entrada da lagoa, que consiste em um tubo removível de 100 mm instalado no fundo da caixa que, quando removido, permite o encaminhamento do efluente para a caixa de saída. A Tabela 4.3 apresenta um resumo das características construtivas do reator, e a Figura 4.8, mostra uma fotografia da lagoa anaeróbia (LA).

Esta unidade também produz biogás. Para sua coleta foi providenciada uma cobertura com lona de PEAD fixada em calha de alvenaria com fundo de concreto cheia d’água (para garantir a estanqueidade dos gases produzidos) localizada no passeio, que foi fixada através de parafusos, buchas e barras de madeira.

Tabela 4.3 – Resumo das características construtivas da lagoa anaeróbia (LA)

ITENS	CARACTERÍSTICAS
Forma	Retangular
Dimensões médias	7,0 x 23,5 m
Volume	400 m ³
TDH (teórico)	40 dias
Altura da folga	0,50 m
Área (nível médio)	130 m ²
Profundidade na entrada	4,0 m
Profundidade na saída	2,0 m
Diâmetro da tubulação de entrada	75 mm (conduto sob pressão)
Diâmetro da tubulação de saída	100 mm

4.2.6. Reator UASB (UASB)

Foi construído com estrutura de alvenaria armada, de forma circular, com diâmetro interno de 2,30 m e altura útil de 4,0 m. O volume útil do reator é de 15 m³ e o tempo de detenção hidráulico teórico de 1,5 dias.



Figura 4.8 – Vista externa da lagoa anaeróbia (LA)

O efluente é direcionado ao fundo do reator através de três tubos distribuidores de 75 mm, de PEAD, fixados a 0,30 m do fundo. A entrada se dá através de caixa coletora com três divisões contendo, cada uma, comporta de madeira tipo “stop log” e vertedor triangular de 30°. Nesta caixa foi instalado um dispositivo de “by pass” para isolamento da unidade.

O reator possui três pontos para amostragens instalados em tubulação de 50 mm (a 0,7 m, 1,2 m e 2,4 m do fundo) e um dispositivo de descarga do lodo de fundo, com diâmetro de 100 mm, controlados por registros de esfera e de gaveta, respectivamente, instalados em caixa de alvenaria rebocada.

Os gases são coletados por meio de um defletor cônico de fibra de vidro com trespasse de 0,30 m, fixados no anel de concreto que promove o trespasse. Os gases coletados são encaminhados para armazenamento, após passagem por selo hídrico, através de tubo PEAD com diâmetro de 50 mm. A Tabela 4.4 apresenta um resumo das características construtivas do reator e a Figura 4.9 uma fotografia com uma vista externa do reator UASB.

A saída dos efluentes desta unidade se dá após passagem por defletor e vertedor periféricos, executados em chapa de aço e fixados através de mãos francesas metálicas.

Tabela 4.4 – Resumo das características construtivas do reator UASB

ITENS	CARACTERÍSTICAS
Estrutura	Alvenaria armada
Forma	Circular
Diâmetro interno	2,3 m
Altura útil	4,0 m
Altura total	4,2 m
Volume útil	15,0 m ³
TDH (teórico)	1,5 dia
Tubulação de amostragem	50 mm
Tubulação de descarga	100 mm



Figura 4.9 – Vista externa do reator UASB

4.4. Partida do sistema

As obras para construção do sistema de tratamento se desenvolveram durante o período de outubro/2003 a meados de maio/2004.

No dia 04.05.2004 começou a alimentação dos reatores com inóculo de dejetos suínos transferidos da lagoa de armazenamento. Esta lagoa, adaptada de uma esterqueira que já funcionava na propriedade, muito embora tivesse seu conteúdo utilizado rotineiramente para a biofertilização de lavouras da propriedade e de produtores vizinhos, devido aos anos de operação, presumiu-se, acumulava certa parcela de lodo rico em bactérias anaeróbias. A seqüência de inoculação é descrita a seguir:

- Lagoa anaeróbia – inicialmente foram transferidos para este reator 100 m³ de lodo. A operação se repetiu durante as três semanas seguintes até se alcançar o volume útil total da lagoa (400 m³).

- Biodigestor de lodo – foi integralmente cheio com dejetos da lagoa de armazenamento no dia 18.06.04. Posteriormente, em setembro deste ano, através de manobra de registro (a 1,0 m do fundo) descarregou-se a parte sobrenadante excedente e manteve-se no reator um volume de 8,0 m³, cerca de um terço do volume total.

- Reator UASB – foi o último reator a ser inoculado (dia 24.08.04), pois, durante as obras apresentou problemas na confecção da campânula. No dia 22.09.04, através de manobra de registro (a 1,2 m do fundo), vazou-se o sobrenadante excedente e manteve-se no reator um volume de cerca de 5,0 m³, correspondente a um terço do seu volume útil.

No dia 22.09.04 coletaram-se amostras (1 litro) do lodo do fundo de cada um dos reatores para caracterização e, principalmente, definição da atividade metanogênica específica (AME), a fim de se avaliar a sua qualidade e potencialidade de produção de gás metano. Para fins de avaliação da AME do material de inóculo dos reatores foi necessário compor as amostras dos três reatores em uma única amostra. Explica-se esta prática,

sobretudo, pela necessidade de compatibilizar nossa necessidade de uso do equipamento de teste com a de outros trabalhos em execução simultânea no laboratório.

4.4. Alimentação do sistema de tratamento

O sistema de tratamento passou a ser alimentado e operado, sistematicamente, a partir de janeiro/2005, quando foram abertas as quatro comportas da caixa de recepção. Dessa forma, uma metade da vazão de dejetos produzida na propriedade era encaminhada para as unidades do sistema de tratamento e valorização, e a outra, desviada para a lagoa de armazenamento. Esta fase, denominada de FASE 1, ou Fase de Alta Carga Hidráulica (ou, simplesmente, Fase de Alta Carga), estendeu-se até 15/07/05.

Nessa data, e após as coletas das amostras, foi fechada uma das comportas de alimentação do sistema de tratamento, na caixa de recepção, reduzindo-se a vazão de alimentação das unidades do sistema de tratamento para 1/3 da vazão total de dejetos produzida na propriedade. Esta FASE 2 estendeu-se até o final do experimento e foi denominada de Fase de Baixa Carga Hidráulica (ou, simplesmente, Fase de Baixa Carga).

A diminuição da vazão, e da carga hidráulica aplicada, se deve a uma tentativa de melhorar o desempenho das unidades de tratamento. A prática de começar o funcionamento das unidades com a vazão plena, apesar de se contrapor as recomendações de partida para reatores anaeróbios, se deu pela necessidade de manter um fluxo de dejetos nas unidades aeróbias do Modelo UFSC/EPAGRI/EMBRAPA, monitoradas em outro trabalho, concomitante a este.

A produção real de dejetos suínos na propriedade foi medida durante trinta dias, no período de 24/10 a 22/11/05, de segunda-feira a sábado, com cinco medições diárias, às 7, 10, 13, 16 e 19 horas, durante a fase clara do dia, pois, à noite não há atividade nas granjas e, conseqüentemente, não há medição da produção de dejetos. Nesse período, e pelo mesmo motivo, não foram realizadas medições nos dias de domingo (30/10, 06/11, 13/11 e 20/11). Como metodologia para a determinação da vazão utilizou-se a cronometragem do tempo de transbordamento de um volume conhecido ($1,21 \text{ m} \times 0,71 \text{ m} \times 0,20 \text{ m} = 0,172 \text{ m}^3 = 172 \text{ L}$), na caixa de recepção e de distribuição.

O fluxo de dejetos nos reatores era contínuo, desde que houvesse produção de dejetos na propriedade. A vazão real no sistema de tratamento era registrada através de um contador de giros acoplado ao sistema elétrico do conjunto moto-bomba que registrava o número de vezes que o volume de $1,0 \text{ m}^3$ do poço de sucção era recalado para as unidades do sistema de tratamento.

A única exceção era o biodigestor de lodo que tinha carga intermitente, com o lodo da lagoa de decantação. Este biodigestor era alimentado manualmente, a partir de manobras de um registro de descarga no fundo da lagoa de decantação, nos dias de segundas, quartas e sextas-feiras, com $2 \text{ m}^3/\text{dia}$ de sólidos decantados da lagoa de decantação, perfazendo uma vazão de alimentação de $0,86 \text{ m}^3/\text{dia}$.

Os reatores sofreram, portanto, alteração da carga orgânica volumétrica não só pela variação da concentração dos compostos orgânicos presentes no afluente, como também, devido à alteração da vazão de alimentação, conforme a fase: (a) Biodigestor de lodo – a carga volumétrica de sólidos aplicada, medida em $\text{kg ST}/\text{m}^3.\text{dia}$, foi função da produção de lodo descartado da lagoa de decantação; (b) Lagoa anaeróbia – a avaliação da carga de alimentação neste reator foi função da carga volumétrica de sólidos voláteis ($\text{kg SVT}/\text{m}^3.\text{dia}$); (c) Reator UASB – foi alimentado com a carga orgânica volumétrica (medida em $\text{kg DQO}/\text{m}^3.\text{dia}$), com vazão de alimentação equivalente ao efluente da lagoa anaeróbia.

4.5. Avaliação do sistema de tratamento

A avaliação do sistema de tratamento foi realizada durante o período de janeiro/05 a janeiro/06 de forma que foi possível observá-lo sob a influência das quatro estações climáticas do ano.

Os parâmetros de avaliação foram os clássicos para as análises de um processo anaeróbio, com as devidas adequações, quando necessárias, de métodos para despejos com alto teor de sólidos em suspensão, como é o caso dos dejetos da suinocultura. O sistema foi avaliado a partir de amostragens obtidas: (a) da fase líquida, na entrada e saída dos reatores; (b) do lodo, em diversos pontos ao longo da profundidade dos vários reatores; (c) do biogás, produzido no biodigestor de lodo.

Fase líquida – foi avaliada nos seguintes pontos de amostragens (PA): **PA1** – entrada na lagoa de decantação (dejeito bruto, após peneira, num primeiro momento; depois, na boca de saída da canalização de chagada na caixa de recepção), **PA2** – saída da lagoa de decantação, ou entrada da lagoa anaeróbia coberta (coleta feita no poço de sucção da estação elevatória), **PA3** – saída da lagoa anaeróbia coberta, equivalente a entrada do reator UASB (coleta realizada na caixa de passagem na saída da lagoa anaeróbia), **PA4** – saída do reator UASB, e **PA5** – saída do biodigestor de lodo (coleta na boca de saída da canalização que leva o efluente para o poço de sucção da estação elevatória).

Para a coleta em **PA5** eram necessários os seguintes procedimentos: (a) colocar um cap na canalização de saída da lagoa de decantação; (b) aguardar, ou provocar, um disparo da bomba para deixar à vista a boca da tubulação de saída do biodigestor de lodo, dentro do poço de sucção; (c) alimentar o biodigestor de lodo; e (d) coletar o efluente do biodigestor de lodo, dentro do poço de sucção da estação elevatória, sem a contribuição do efluente da lagoa de decantação.

Tomando-se como referência a ocupação e logística do laboratório, para as coletas de amostras priorizaram-se as quartas-feiras em função, também, da rotina da granja e somente numa excepcionalidade aproveitaram-se outros dias da semana para as coletas. A Tabela 4.5 apresenta, mês a mês, as datas válidas de coletas realizadas.

As amostras foram coletadas em garrafas plásticas de 1.000 mL e as análises realizadas no Laboratório Integrado de Meio Ambiente (LIMA), do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, da UFSC (ver item 4.10); os procedimentos seguiram as recomendações do STANDARD METHODS (2000).

Temperatura, potencial redox (Eh) e potencial hidrogeniônico (pH), sempre foram medidos no campo, imediatamente após a coleta, utilizando-se um pHmetro portátil da marca Órion modelo 250A.

Lodo: apesar de o lodo compor a fase líquida de um reator, pela especificidade do problema, ele está em destaque neste item. O lodo foi avaliado nos seguintes pontos: **PA6** – na entrada do biodigestor de lodo (sólidos decantados na lagoa de decantação, transferidos para o biodigestor de lodo); **PA7** – lodo do fundo, **PA8** – lodo a 1,0 m do fundo do biodigestor de lodo. O registro colocado a 2,3 m do fundo do biodigestor de lodo nunca funcionou e a canalização a 1,8 m do fundo do biodigestor de lodo não recebeu registro e,

na realidade, era um ponto de espera para um futuro aquecimento do reator; **PA9** – lodo do fundo do reator UASB, **PA10** – lodo a 0,7 m do fundo UASB, **PA11** – lodo a 1,2 m do fundo UASB, **PA12** – lodo a 2,4 m do fundo do reator UASB, e **PA13** – lodo do fundo da lagoa anaeróbia. As figuras 4.10 e 4.11 mostram os locais dos pontos de amostragem no biodigestor de lodo e no reator UASB, respectivamente.

O crescimento da biomassa foi acompanhado a partir da quantidade de lodo, medida em kg SVT, ao longo da profundidade dos diversos reatores, através de coletas realizadas, de dois em dois meses, a partir de 30/03/05. Para isso, os reatores, com exceção da lagoa anaeróbia, foram divididos, teoricamente, em compartimentos de volume sob a influência de cada registro de descarga, conforme as figuras 4.12 (para o biodigestor de lodo) e 4.13 (para o reator UASB). Um volume do reator no qual o lodo está mais sujeito a descarga junto com o efluente foi descontado para fins de cálculo da concentração de biomassa: para o biodigestor desconsiderou-se o volume correspondente a 0,60 m, e para o reator UASB, o relativo a 1,3 m; ambos, tomados em relação à linha d'água.

Tabela 4.5 – Datas das coletas válidas realizadas

MESES	DATAS VÁLIDAS
JAN/05	27/01
FEV/05	10/02
MAR/05	03/03, 10/03, 21/03
ABR/05	07/04, 18/04
MAI/05	04/05, 11/05, 18/05, 24/05
JUN/05	01/06, 08/06, 15/06, 22/06, 29/06
JUL/05	06/07, 13/07, 20/07, 27/07
AGO/05	03/08, 17/08, 24/08
SET/05	07/09, 14/09, 28/09
OUT/05	05/10, 19/10, 26/10
NOV/05	09/11, 16/11, 23/11, 30/11
DEZ/05	07/12, 14/12
JAN/06	18/01, 25/01

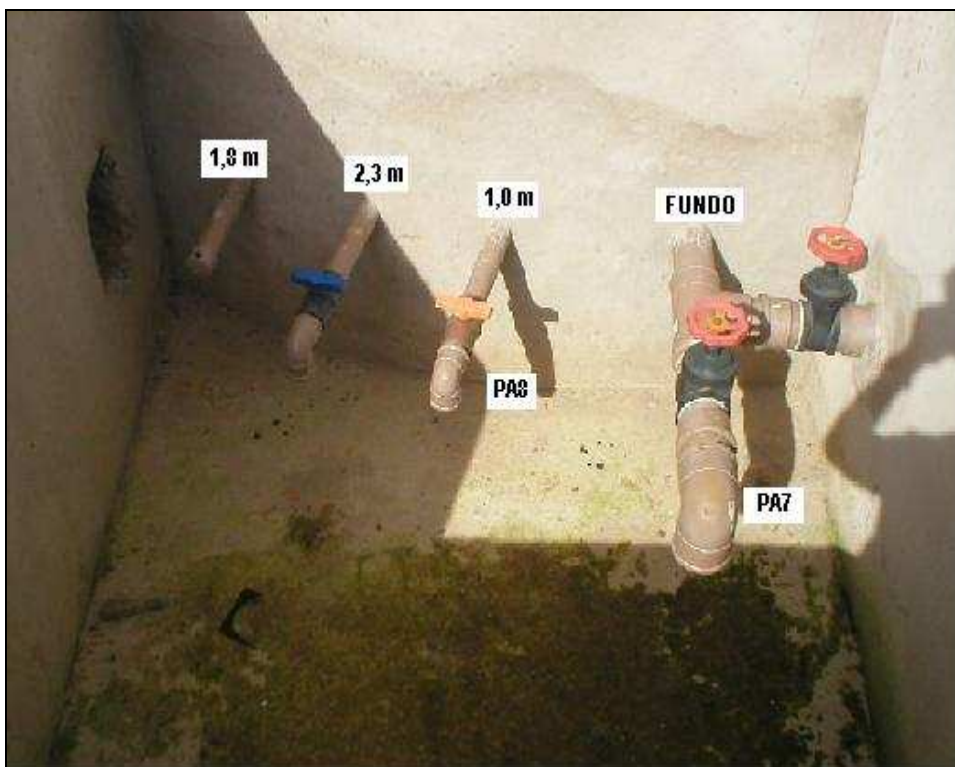


Figura 4.10 – Pontos de amostragem de lodo no biodigestor de lodo

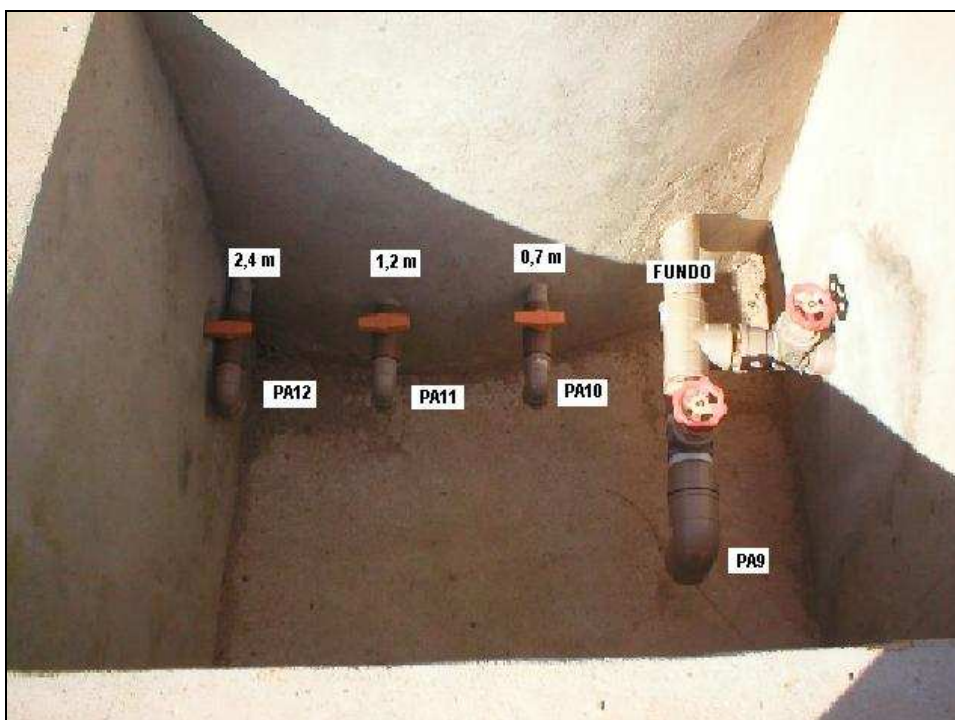


Figura 4.11 – Pontos de amostragem de lodo do reator UASB

Para o biodigestor, onde o volume útil é de 30 m³, o crescimento da biomassa foi analisado em dois compartimentos que correspondem a 77,8% desse volume (23,33 m³). O registro de descarga do fundo cobriu um volume de 4,02 m³, relativo a 13,4% do volume útil do reator, ou 17,2% do volume delimitado para o estudo da biomassa. O registro instalado a 1,0 m do fundo cobriu o volume restante, 19,31 m³, que representa 82,8% do volume da biomassa, ou 64,3% do volume útil do reator.

Quanto ao reator UASB, o volume admitido para estudo do crescimento da biomassa foi de 11,22 m³, correspondente a 74,8% do volume útil do reator, que é de 15 m³. Em termos percentuais, o volume referente a cada registro representou: (a) no fundo, 9,7% e 12,9%; (b) a 0,7 m do fundo, 16,7% e 22,3 %; (c) a 1,2 m do fundo, 23,5% e 31,5%; e (d) a 2,4 m do fundo, 24,9% e 33,3%; do volume útil e do volume de estudo da biomassa, respectivamente.

Paralelamente, e nas mesmas datas, foi realizada a caracterização físico-química do lodo no interior de cada reator. Os parâmetros analisados foram: pH, temperatura, potencial redox, demanda química de oxigênio, sólidos totais, sólidos fixos e sólidos voláteis.

Durante o experimento, também, mas em três oportunidades, com intervalos de quatro em quatro meses, e a partir do teste realizado na amostra composta do inóculo em 22/09/04, foi avaliada a atividade metanogênica específica (AME) do lodo do fundo de cada reator. Este procedimento teve como objetivo avaliar, a partir das características do inóculo utilizado para a partida dos reatores, as alterações e a evolução da atividade biológica no interior de cada reator, ao longo do tempo.

Biogás: na saída do biodigestor de lodo (**PA14**) foi acoplado um dispositivo para medição cumulativa do volume de biogás produzido no reator. A Figura 4.14 mostra este dispositivo, que era constituído de: (a) um recipiente plástico, hermeticamente fechado, parcialmente cheio com água para quebra de pressão e borbulhamento do biogás; (b) recipiente plástico, hermeticamente fechado, preenchido com lã de aço, para remoção do gás sulfídrico (H₂S), corrosivo e prejudicial aos componentes metálicos do medidor; e (c) o medidor volumétrico de gás, propriamente dito. Todo o conjunto ficou protegido por uma

caixa de madeira de 0,60 x 0,60 x 0,30 m, para evitar as intempéries do tempo, bem como, a ação dos animais que circulam livremente pela área.

O registro da produção de biogás no reator foi feito durante o período de 23/08/05, quando foi instalado o equipamento de medição, a 14/12/05, data em que se retirou o medidor volumétrico de gás para manutenção. No dia 24/08/05 o medidor foi zerado e a primeira medição realizada no dia 31/08/05. Seguirem-se, medições semanais até 30/11/05, no 98º dia de monitoramento, quando se detectou que o sistema de rolamento do mostrador do medidor de gás estava travando e não mais registrando o volume que verdadeiramente passava por ele. Assim, do período total de monitoramento, foram excluídas as medições realizadas nos dias 7 e 14/12/05.

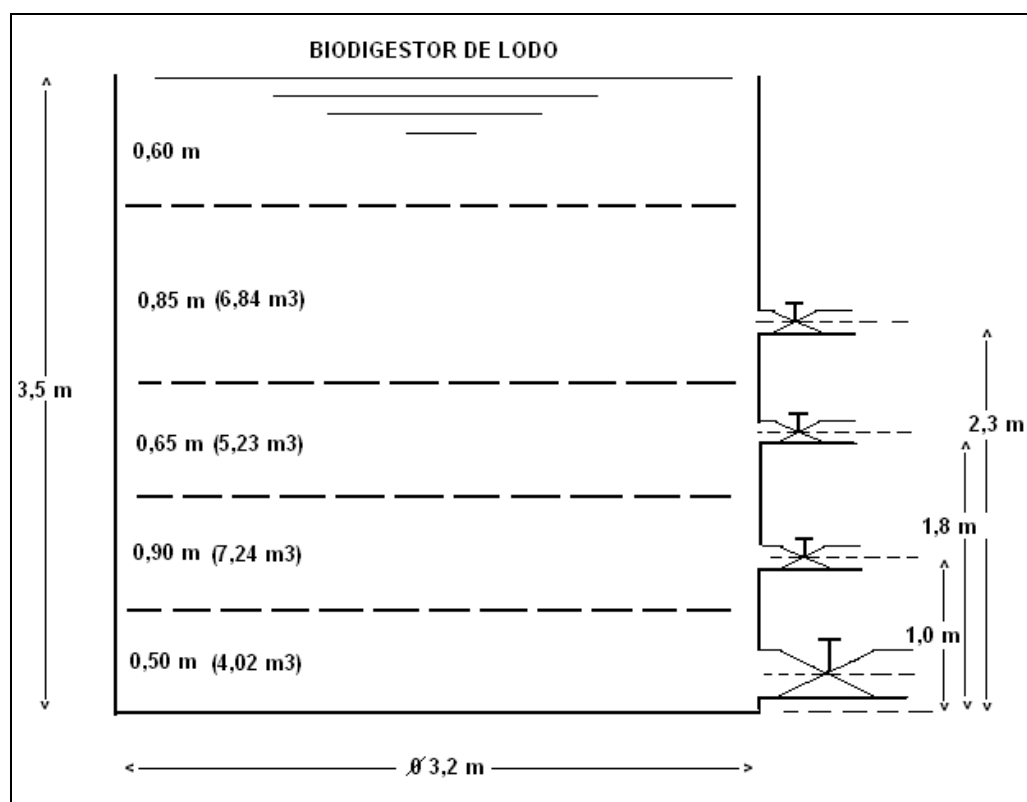


Figura 4.12 – Perfil do biodigestor de lodo para cálculo da biomassa

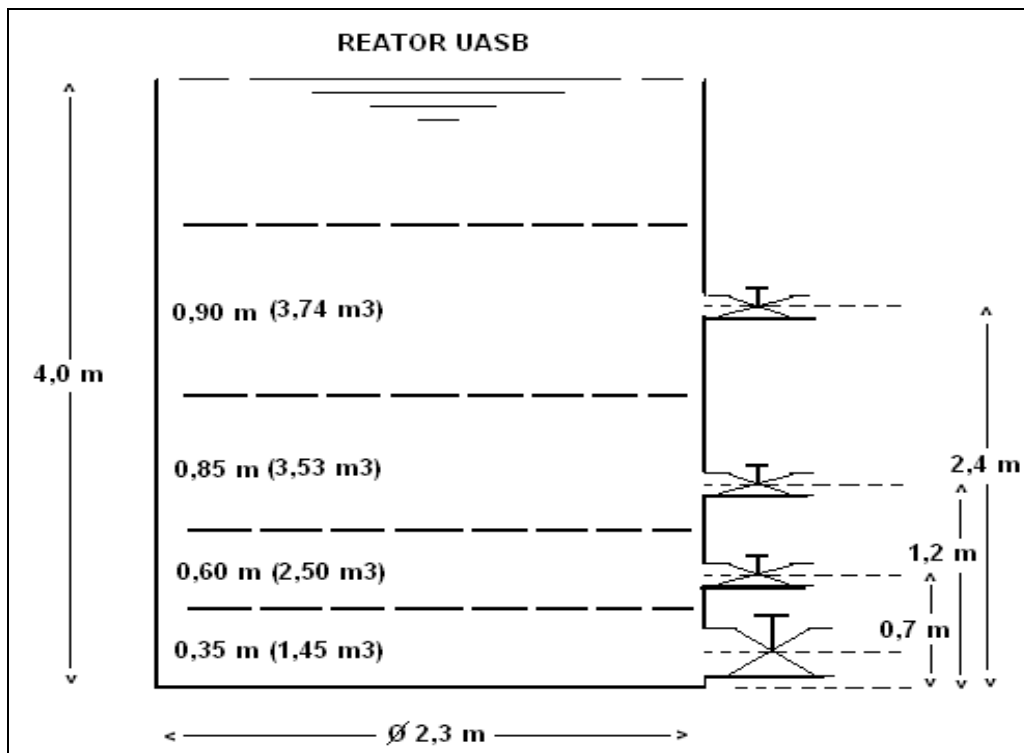


Figura 4.13 – Perfil do reator UASB para cálculo da biomassa



Figura 4.14 – Medidor volumétrico de gás

A Tabela 4.6 mostra a frequência de realização dos testes realizados para o monitoramento do sistema de tratamento e valorização de dejetos.

Tabela 4.6 – Frequência de análises dos parâmetros para monitoramento do sistema

PARÂMETROS	FREQUÊNCIA
FASE LÍQUIDA:	
pH/Alcalinidade/Ácidos Voláteis Totais	Semanal
Temperatura	Semanal
Potencial Redox	Semanal
Demanda Bioquímica de Oxigênio	Semanal
Demanda Química de Oxigênio	Semanal
Série de sólidos (ST, SVT, SFT, SSed)	Semanal
Nitrogênio Total Kjeldhal (NTK)	Semanal
Nitrogênio amoniacal (NH_4^+)	Semanal
Fósforo Total	Semanal
LODO:	
Atividade Metanogênica Específica (AME)	Quadrimestral
BIOGÁS:	
Volume	Contínuo

4.6. Teste de atividade metanogênica específica (AME)

Os testes de AME foram realizados com o objetivo de avaliar, a partir das características do inóculo, a qualidade do lodo de fundo dos reatores e a sua potencialidade de produção de gás metano. O teste foi realizado no Laboratório de Engenharia Bioquímica (ENGEBIO), do Grupo de Tratamento Biológico de Resíduos, do Departamento de Engenharia Química e de Alimentos da UFSC e sua metodologia seguiu as recomendações de SOARES e HIRATA (1997), com as adaptações de PINTO (2006).

Trabalhou-se com uma relação inóculo/substrato de 5,0 g SV/L de concentração celular para 5,0 g DQO/L em ácidos orgânicos (ou seja, uma relação 1:1), em regime de

agitação. Foram utilizados frascos de soro de 500 mL, sendo 400 mL de volume útil, para uma mistura inóculo, nutrientes e substrato. A composição das soluções estoques de nutrientes e de ácidos voláteis usados nos testes encontram-se nas tabelas 4.7 e 4.8.

O teste de AME seguiu as seguintes etapas:

- a) Determinou-se a concentração de sólidos voláteis (em g/L) presentes no lodo a ser analisado;
- b) Determinou-se o volume de lodo a ser adicionado em cada frasco, a fim de se obter uma concentração final de inóculo correspondente a 5,0 g SV/L;
- c) Acrescentou-se ao lodo: 5,33 mL da Solução 1; 0,80 mL da Solução 2; 5 gotas da Solução 3; 16,24 mL da mistura de ácidos voláteis; e completou-se com água destilada até 400 mL;
- d) Purgou-se o oxigênio presente nos frascos através de borbulhamento com nitrogênio gasoso (pressão de 5 psi, durante 5 minutos);
- e) Fecharam-se os frascos com tampas de borrachas, vedadas com cola de silicone;
- f) Conectaram-se os frascos com as amostras de lodo a frascos de Duran invertidos, para a medição volumétrica de gás metano por deslocamento de líquido (os frascos de Duran foram preenchidos com uma solução de NaOH 5% para que houvesse retenção do CO₂ produzido).
- g) Todos os frascos foram encubados em banho-maria, com agitação, e temperatura controlada a 35°C.
- h) Realizam-se os ensaios em triplicata e com um branco, sem os ácidos voláteis, mas contendo inóculo, nutrientes e água destilada.

As leituras de volume de gás foram feitas 10 minutos após o início do experimento. Nas primeiras 12 horas de ensaio, as medidas foram realizadas em intervalos de 2 horas e nos 3 dias subsequentes as leituras ocorreram duas ou três vezes por dia. Após esse período, as medidas foram realizadas uma vez por dia, até que a produção do biogás se estabilizasse.

O volume de gás produzido foi corrigido nas CNTP e a AME máxima calculada de acordo com a equação descrita por SOARES e HIRATA (1997) em que se considera que 1,0 g de DQO degradada produzem 0,35 L de gás metano. A equação é a seguinte:

$$AME_{MAX} = (dv/dt) \times (24 \text{ h/dia} / 350 \text{ mL/gDQO}) \times (1/SV) \times (1/V)$$

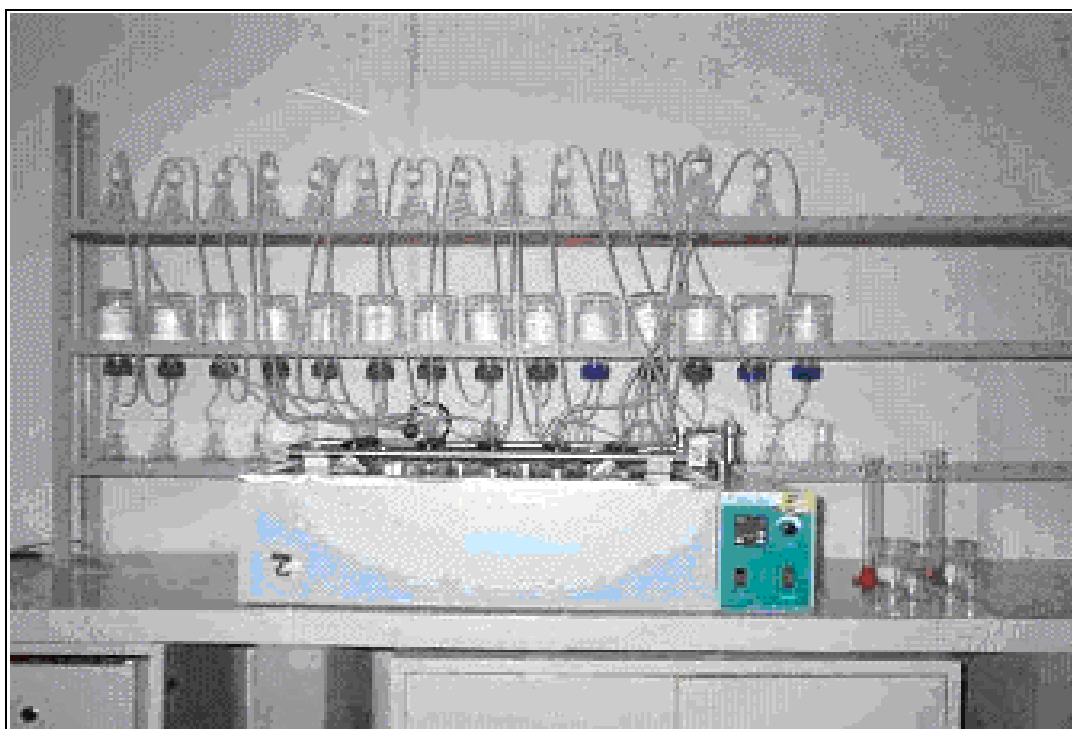


Figura 4.15 – Teste de atividade metanogênica específica (AME)

Tabela 4.7 – Composição das soluções estoques de nutrientes

Solução 1: macronutrientes			
NH ₄ Cl	170 g/L	MgSO ₄ · 7H ₂ O	11,5 g/L
KH ₂ PO ₄	37,0 g/L	CaCl ₂ · 2H ₂ O	8,0 g/L
Solução 2: micronutrientes			
FeCl ₃ · 6H ₂ O	2.000 mg/L	(NH ₄) ₆ Mo ₇ O ₂ · 4H ₂ O	90,0 mg/L
CoCl ₂ · 6H ₂ O	1.088 mg/L	Na ₂ SeO ₃	100,0 mg/L
MnCl ₂ · 4H ₂ O	500,0 mg/L	NiCl ₂ · 6H ₂ O	50,0 mg/L
CuSO ₄ · 5H ₂ O	38,0 mg/L	EDTA	1.000 mg/L
ZnSO ₄ · 7H ₂ O	106,0 mg/L	HCl concentrado	1,0 mL/L
H ₃ BO ₃	50,0 mg/L		
Solução 3: meio redutor			
Na ₂ S · 9H ₂ O		100,0 mg/L	

Tabela 4.8 – Composição da solução estoque de ácidos voláteis

Ácidos Orgânicos	g/L	DQO em g/L
Acético	28	29,88
Propiônico	28	42,28
Butírico	28	50,96

Onde:

AME_{MAX} = atividade metanogênica específica máxima expressa em g DQO-CH₄/g SV.dia.

(dv/dt) = velocidade máxima de produção de metano, em mL/h;

SV = concentração de sólidos voláteis do inóculo, em g SV/L;

V = volume do meio de reação, em L.

4.7. Procedimentos analíticos dos testes físico-químicos

Os procedimentos para análise em laboratório das amostras de dejetos suínos seguiram as recomendações do Standard Methods for the Examination of Water and Wasterwater, 20ª edição, de 2000.

- DQO e DBO

As análises foram realizadas com menos de 24 horas após a coleta das amostras, que ficaram devidamente armazenadas e conservadas sob a temperatura de 4°C.

Para a realização da DQO pelo método colorimétrico utilizou-se bloco de aquecimento HACH, modelo COD-Reactor, 25 canais e dois Espectrofotômetros, um da marca Varian, modelo Cary-1E digital, e o outro da marca HACH, modelo DR 4000 para confirmar os resultados.

A análise de DBO foi efetuada pelo método da DBO₅ manométrica total, utilizando-se aparelhos HACH, modelo Track, para seis canais e estufa modelo 101M/2, da marca ELETROLAB funcionando a 20°C.

- Série de sólidos

Para a realização da série de sólidos utilizaram-se os seguintes equipamentos: (a) estufa da marca DELEO, tipo 4, com temperatura fixada em 105°C; (b) mufla da marca QUIMIS, modelo Q3182d24, funcionando a 550°C, para a ignição dos cadinhos (antes de

serem pesados) e para queima total de sólidos orgânicos das amostras; e (c) chapa de aquecimento modelo Cimarec 3 Hp471 da marca TERMOLINE.

A série de sólidos foi efetuada ao longo de todo o período de avaliação, nos seguintes parâmetros: sólidos totais (ST), sólidos fixos (SF), sólidos voláteis (SV) e sólidos sedimentáveis (SSed). No caso dos sólidos sedimentáveis, em particular, fez-se uso de cones Inhof, graduados, com leitura direta do volume sedimentado.

- Nitrogênio total e nitrogênio amoniacal

Para nitrogênio total o método empregado foi o Kjeldhal – NTK. Utilizou-se como aparelhagem uma base digestora da VELP Científica, modelo DK6, com destilador VELP Científica, modelo UDK 130A. Para o tratamento dos gases ácidos produzidos durante o processo de análise fez-se uso de um Scroubber da marca VELP Científica utilizando solução de NaOH a 8N . Para o nitrogênio amoniacal utilizou-se o método Titulométrico, usando destilador VELP Científica modelo UDK 130A.

- Fósforo total

Para a avaliação deste parâmetro, o método adotado foi o Colorimétrico Ácido Vanadomolybdofosfórico que é indicado para detectar concentrações de 1 à 20 mg/Kg. Para a análise utilizou-se chapa de aquecimento modelo *Cimarec 3 Hp471* da marca TERMOLINE e espectrofotômetro de ultra violeta para usar em 600 nm da marca HACH, modelo DR4000.

- Alcalinidade e ácidos voláteis totais

Para as análises de alcalinidade e ácidos voláteis totais utilizaram-se o método titulométrico, com o auxílio de um agitador magnético de bancada para, proporcionar uma homogeneização mais completa da amostra, e bureta digital da marca *Brinckmann*, modelo II, para precisar os resultados da titulação.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Caracterização do dejetos suíno bruto (DSB) afluente do sistema de tratamento

As fases 1 e 2 se caracterizaram por intervenções realizadas a jusante do ponto onde foram feitas as coletas para a caracterização do dejetos suíno bruto (DSB) e, portanto, não influenciaram o seu resultado. A Tabela 5.1 apresenta os parâmetros estatísticos medidos no dejetos suíno bruto (DSB) ao longo de todo o experimento, com destaques para as médias dos valores.

Comparando-se os valores das médias de dejetos suíno bruto (DSB) mostrados na Tabela 5.1 com os valores apresentados na caracterização da Tabela 3.4 observa-se que, com exceção da DQO, todos os outros parâmetros apresentam valores menores que os da coluna de valores mínimos daquela tabela.

Constata-se, portanto, que as características do dejetos suíno bruto (DSB) que alimentou o sistema de tratamento, além de sofrerem grandes oscilações devido à influência da diluição, função das peculiaridades do cotidiano da granja, foram também influenciadas, devido ao fato de que, primeiramente, o dejetos passa por uma caixa de acumulação, de onde uma parcela do sedimentado é retirada para compor a ração animal que é servida como complemento para alimentação de bovinos da propriedade. Nenhum outro trabalho pesquisado apresentou esta particularidade e, ao contrário, alguns se referiam a uma unidade de concentração dos efluentes e nesse local eram feitas as coletas de amostras para caracterização.

Pode-se afirmar que este fato em particular (remoção do sedimentado da caixa de acumulação) influenciou cinco dos sete parâmetros comuns às duas tabelas (ST, SVT, SFT, SSed e fósforo total). A grande diluição dos dejetos explica a baixa concentração de todos os parâmetros, e em particular, do NTK, não influenciado pelo fator sedimentação, pois, o nitrogênio se concentra na fase líquida do efluente; e ambos os fatores (sedimentação e

diluição) justificam o baixo valor médio da DQO (no comparativo entre as tabelas, o único que apresentou valor maior que o valor mínimo da Tabela 3.4).

Nos apêndices, a Tabela 1 apresenta um quadro geral da caracterização do dejetos suíno bruto (DSB). Destacam-se as coletas realizadas em 18/05/05 – que proporcionou os valores mínimos (VAL.MÍN) de sete dos quatorze parâmetros analisados: DBO, NTK, N-NH₄, Alcalinidade, ST, SVT e SFT; e em 15/06/05, com o valor máximo (VAL.MÁX) de DBO, ST, SVT e SFT. Destaque também, para o VAL.MÁX de NTK (2.940 mg/L) que se repetiu nas coletas de 24/08/05 e 07/09/05.

Tabela 5.1 - Composição média do dejetos suíno bruto

PARÂMETRO	UNIDADE	VAL.MÍN	VAL.MÁX	MÉDIA	DESVPAD
pH	-	6,44	8,59	7,35	0,58
Temperatura	°C	13,1	31,7	23,3	4,7
Potencial Redox	mV	-93,7	9,1	-28,1	27,7
DQO	mg/L	5.546	23.622	12.578	4.267
DBO	mg/L	1.900	25.800	9.110	4.443
ST	mg/L	2.075	19.155	8.514	3.583
SVT	mg/L	995	10.060	5.288	2.633
SFT	mg/L	1.080	6.095	3.243	1.068
SSed	mL/L	0,5	450	77	114
Fósforo Total	mg/L	69	633	286	154
NTK	mg/L	426	2.940	1.621	592
N-NH ₄	mg/L	263	2.086	997	340
Alcalinidade	mg/L	1.060	7.000	4.455	1.463
AVT	mg/L	10	1.770	183	320

5.2. Vazão de dejetos na propriedade

As tabelas 2 e 3, nos apêndices, apresentam os dados referentes a determinação da vazão de dejetos suínos na propriedade, medida experimentalmente no período de 24/10/05 a 22/11/05, exatos trinta dias, e que proporcionou um valor médio diário de 0,39 L/s (ou 33,7 m³/dia). Estes dados são apresentados graficamente na Figura 5.1, onde é possível observar que 17 pontos, dos 26 plotados, apresentaram valor abaixo e próximo da média diária de 0,39 L/s, valor este que foi significativamente influenciado pelas medições realizadas nos dias 16/11/05 (0,73 L/s) e 18/11/05 (0,87 L/s), sendo que nesta data registrou-se o maior valor medido ao longo do experimento. A descontinuidade apresentada

nos dias de domingo (30/10, 06/11, 13/11 e 20/11) é em função de não haver, nestes dias, atividade na granja.

No período do experimento, segundo dados de controle do proprietário, havia na granja 230 matrizes, para um total de 2.800 animais, caracterizando, portanto, um per capita de 12 L/dia/animal. Este valor é 1,4 vezes maior que o valor de referência de produção de dejetos suínos apresentado na Tabela 3.1 (8,6 L/dia/animal), evidenciando um grande desperdício de água na propriedade e confirmando o alto grau de diluição dos dejetos brutos.

Na granja monitorada por HENN (2005) instalaram-se bebedouros ecológicos em todas as baias de suínos e constatou-se que eles foram responsáveis por uma grande redução no desperdício de água, resultando daí, um dejetos mais concentrado. Com a redução de vazão (que caiu de 5 para 3 m³/dia), o per capita de consumo de água na granja caiu de 10 L.dia/animal para 6 L/dia.animal, representando uma economia de 40%, em termos de consumo de água na propriedade.

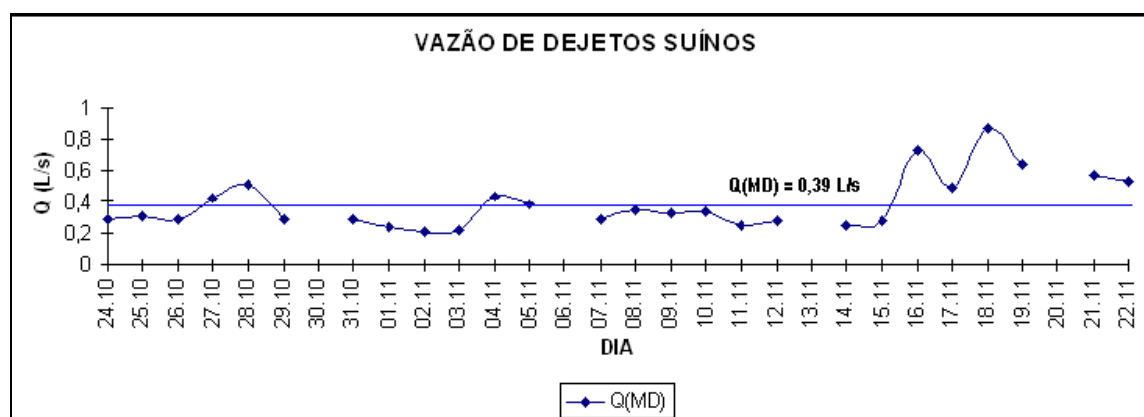


Figura 5.1 – Vazão de dejetos suínos na propriedade

5.3. Parâmetros operacionais

Como o sistema de tratamento foi operado com o mínimo de intervenções externas, e de acordo com o dia-a-dia da propriedade, parâmetros como temperatura ambiente, vazão de alimentação, tempo de detenção hidráulico e temperatura interna dos reatores, foram ditados em função da rotina de operação da granja e das condições ambientais locais.

5.3.1. Temperatura ambiente

Os dados de temperatura ambiente foram coletados junto à estação meteorológica da EPAGRI no município de Urussanga, a mais próxima de Braço do Norte, onde se desenvolveu o experimento. A Tabela 4, nos apêndices, apresenta os valores registrados de temperatura ambiente máxima ($TA_{MÁX}$) e temperatura ambiente mínima ($TA_{MÍN}$), anotados nos dias das coletas de amostras. Na Figura 5.2 é possível visualizar, em cada dia de coleta realizada, o comportamento da temperatura ambiente máxima e mínima, registradas ao longo do experimento. No destaque estão registradas as médias dos valores de temperatura ambiente máxima ($TA_{MÁX}$) e temperatura ambiente mínima ($TA_{MÍN}$) durante as duas fases.

Na FASE 1, a temperatura ambiente máxima teve seu mais alto valor registrado no dia 10/02/05 ($TA_{MÁX} = 31,0^{\circ}\text{C}$) e mais baixo, no dia 06/07/05 ($TA_{MÁX} = 16,4^{\circ}\text{C}$). Durante toda a fase o sistema de tratamento foi operado sob uma média de temperatura ambiente máxima de $25,6^{\circ}\text{C}$; com variação no intervalo de $21,7^{\circ}\text{C}$ a $29,5^{\circ}\text{C}$. A temperatura ambiente mínima, nesta fase, teve seu mais alto valor anotado no dia 21/03/05 ($TA_{MÍN} = 23,6^{\circ}\text{C}$); e o mais baixo, no dia 06/07/05 ($TA_{MÍN} = 8,9^{\circ}\text{C}$). Na FASE 1 o sistema de tratamento foi operado sob uma média de temperatura ambiente mínima de $17,3^{\circ}\text{C}$, com intervalo de validade variando de $13,2^{\circ}\text{C}$ a $21,4^{\circ}\text{C}$.

Durante a FASE 2, o maior valor de temperatura ambiente máxima ocorreu em 25/01/06 ($TA_{MÁX} = 31,2^{\circ}\text{C}$) e o menor, em 14/09/05 ($TA_{MÁX} = 14,8^{\circ}\text{C}$). A média ficou em $24,0^{\circ}\text{C}$ (com intervalo de $19,8^{\circ}\text{C}$ a $28,2^{\circ}\text{C}$). A temperatura ambiente mínima teve como menor valor $TA_{MÍN} = 5,1^{\circ}\text{C}$ (dia 20/07/05); e maior $TA_{MÍN} = 22,5^{\circ}\text{C}$ (ocorrido no dia 25/01/06). Nesta fase, a média de temperatura ambiente mínima foi de $16,4^{\circ}\text{C}$ (com intervalo de $11,8^{\circ}\text{C}$ a $21,0^{\circ}\text{C}$).

Nas noites da região as temperaturas são mais baixas, podendo-se garantir que a temperatura aumenta durante o dia e diminui bastante à noite. Dados da EPAGRI/CIRAM (2000) dão conta de que a temperatura média anual na região é de $19,5^{\circ}\text{C}$. Os meses de janeiro e fevereiro, em pleno verão e com os registros de temperaturas bastante elevadas, são também os mais chuvosos. As temperaturas máxima média e mínima média, anuais, acontecem nos meses de janeiro e julho e são de $31,2$ e $7,9^{\circ}\text{C}$, respectivamente.

A temperatura é fator importante para a eficiência da digestão anaeróbia. Muitos autores se referem a uma temperatura ideal, mas a grande maioria concorda que acima de 10°C o sistema funciona. ROUGER (1987, *apud* HENN, 2005) afirma que a metanização pode ocorrer nas faixas psicrófila, mesófila e termófila, havendo dentro de cada uma delas uma temperatura ótima que permite a ocorrência do crescimento máximo de microrganismos e uma atividade metanogênica mais intensa. Todos os autores concordam que a faixa mesófila apresenta mais vantagens, em termos de operação do reator.

METCALF & EDDY (1991) recomendam, dentro da faixa mesófila, o intervalo de 25 a 40°C como ótimo para a digestão anaeróbia. BELLIF. (1995) indica a temperatura de 35°C para uma mais intensa atividade metanogênica no tratamento de dejetos suínos. Neste trabalho, pode-se afirmar que os reatores trabalharam no limite inferior da faixa mesófila, mas mesmo em termos da temperatura ambiente máxima registrada, longe de alcançar os valores ótimos recomendados.

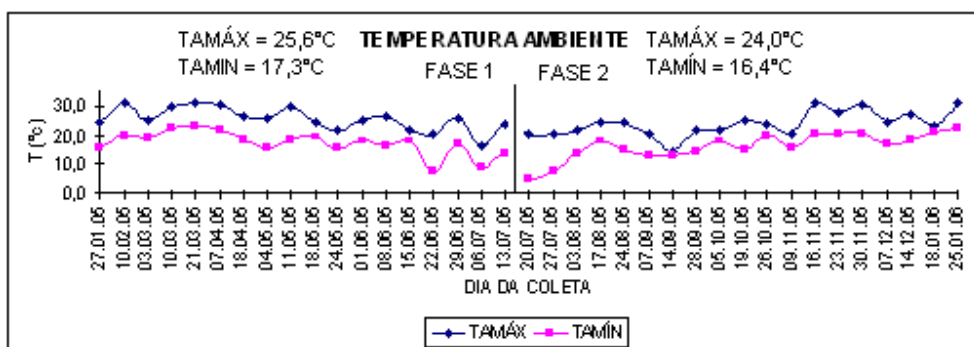


Figura 5.2 – Temperatura ambiente ($T_{MÁX}$ e $T_{MÍN}$) registradas nos dias de coleta

5.3.2. Vazão de alimentação (Q) e tempo de detenção hidráulica (TDH)

O TDH nas unidades do sistema de tratamento foi variável ao longo do experimento, ditado em função de uma vazão de alimentação também variável. Apenas o biodigestor de lodo foi alimentado com vazão constante de 0,86 m³/dia, definindo para este reator um TDH de 34,9 dias.

Na Figura 5.3 é possível visualizar o comportamento do TDH medido a cada coleta e os valores médios do TDH em cada reator do sistema de tratamento, em cada uma das fases do experimento.

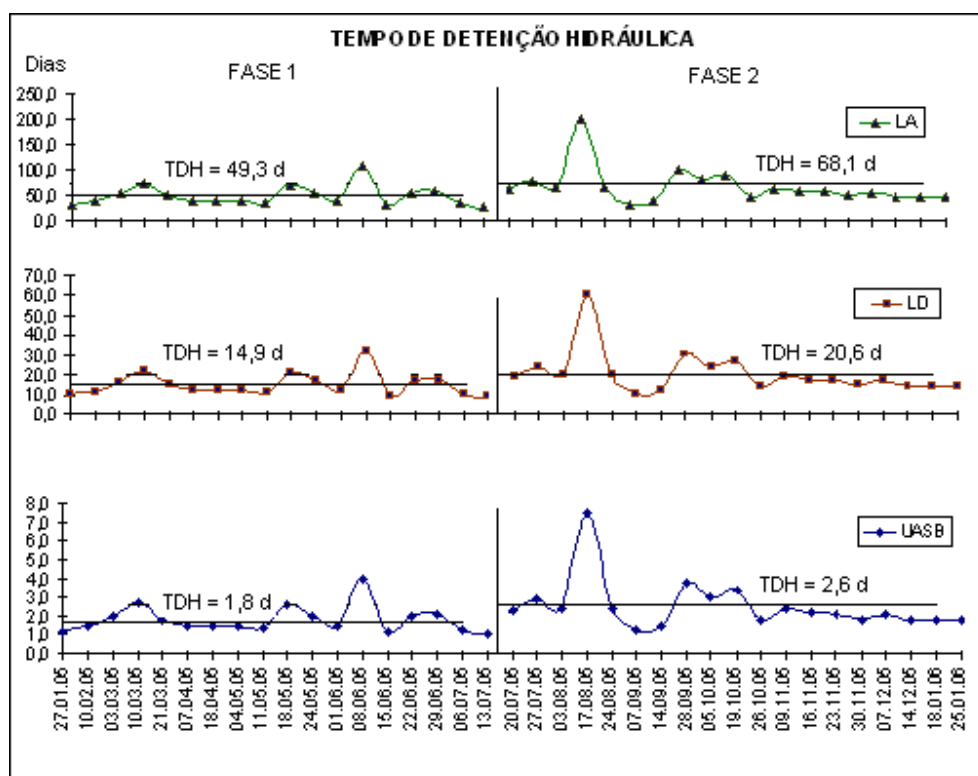


Figura 5.3 – Tempo de detenção hidráulica nos reatores do sistema de tratamento

A Tabela 5, nos apêndices, apresenta os valores de TDH na lagoa de decantação, lagoa anaeróbia e reator UASB variando, dia a dia, a cada coleta, de acordo com a vazão medida, conforme o número de disparos registrados no visor do contador instalado na bomba da estação elevatória.

Na FASE 1 registrou-se uma vazão média de alimentação do sistema de tratamento igual a $9 \text{ m}^3/\text{dia}$, com menor valor de $3,7 \text{ m}^3/\text{dia}$ (em 08/06/05) e maior, de $13,8 \text{ m}^3/\text{dia}$ (em 13/07/05). O valor médio do TDH, em cada um dos reatores, nesta fase, apresentou os seguintes valores: (a) Lagoa de decantação $\rightarrow \text{TDH(LD)} = 14,9$ dias; (b) Lagoa anaeróbia $\rightarrow \text{TDH(LA)} = 49,3$ dias; e (c) Reator UASB $\rightarrow \text{TDH(UASB)} = 1,8$ dias.

Na FASE 2 a vazão média de alimentação do sistema de tratamento caiu para $6,8 \text{ m}^3/\text{dia}$, com valores mínimo e máximo de $2,0 \text{ m}^3/\text{dia}$ e $11,8 \text{ m}^3/\text{dia}$, registrados, respectivamente, nos dias 17/08/05 e 07/09/05. Os valores médios de TDH foram de: $\text{TDH(LD)} = 20,6$ dias; $\text{TDH(LA)} = 68,1$ dias e $\text{TDH(UASB)} = 2,6$ dias, para a lagoa de decantação, lagoa anaeróbia e reator UASB, respectivamente.

Segundo HOHLFELD & SASSE (1986), para fermentação de dejetos suínos, o TDH no reator, em temperatura mesofílica, deve variar entre 15 e 25 dias, mas quando o objetivo é maximizar a produção de metano admite-se valores mais baixos, de até 5 dias.

Observa-se, portanto, que com exceção da lagoa de decantação, todos os outros reatores trabalharam com TDH fora da faixa recomendada. A lagoa anaeróbia, acima do indicado (com TDH variando de 49,3 a 68,1 dias); o reator UASB, abaixo (com TDH variando de 1,8 a 2,6 dias) e o biodigestor de lodo, com TDH muito além do preconizado para se elevar ao máximo a produção de biogás.

5.3.3. Temperatura interna (TI) nos reatores

As figuras 5.4 e 5.5 apresentam, respectivamente, os valores registrados de temperatura interna (TI) nos reatores do sistema de tratamento e no biodigestor de lodo. Nos apêndices, os valores de acompanhamento deste parâmetro são mostrados na Tabela 6.

Na Fase 1 registraram-se os seguintes valores notáveis para o sistema de tratamento: (a) Lagoa de Decantação \rightarrow $TI_{(MED)} = 24,9^{\circ}C$; com um mínimo de $17,0^{\circ}C$ (em 06/07/05) e máximo de $29,4^{\circ}C$ (que se repetiu nos dias 10/03 e 07/04/05); (b) Lagoa Anaeróbia \rightarrow $TI_{(MED)} = 26,0^{\circ}C$; com mínimo de $16,0^{\circ}C$ (em 22/06/05) e máximo de $31,4^{\circ}C$ (em 21/03/05); e (c) Reator UASB \rightarrow $TI_{(MED)} = 25,1^{\circ}C$, com valores mínimo e máximo de $15,3$ e $31,3^{\circ}C$, apontados nos dias 06/07/05 e 21/03/05, respectivamente. Para o Biodigestor registrou-se a $TI_{(MED)} = 24,4^{\circ}C$; e os valores mínimo e máximo de $17,1^{\circ}C$ e $29,2^{\circ}C$ ocorridos nos dias 06/07/05 e 21/03/05, respectivamente.

Na Fase 2 registraram-se os seguintes valores para o sistema: (a) Lagoa de Decantação \rightarrow $TI_{(MED)} = 22,6^{\circ}C$; com um mínimo de $14^{\circ}C$ (em 14/09/05) e máximo de $29,9^{\circ}C$ (em 30/11/05); (b) Lagoa Anaeróbia \rightarrow $TI_{(MED)} = 21^{\circ}C$; com mínimo de $15^{\circ}C$ (em 14/09/05) e máximo de $32,6^{\circ}C$ (em 23/11/05); e (c) Reator UASB \rightarrow $TI_{(MED)} = 22,1^{\circ}C$, com valores mínimo e máximo de $15,3$ e $30,3^{\circ}C$, apontados nos dias 14/09/05 e 23/11/05, respectivamente. Para o Biodigestor registrou-se a $TI_{(MED)} = 21,4^{\circ}C$; e os valores mínimo e máximo de $15,4^{\circ}C$ e $27,4^{\circ}C$ ocorridos nos dias 14/09/05 e 30/11/05, respectivamente.

Em ambas as fases, observa-se que os valores médios de TI nos reatores ficaram muito próximos aos valores médios da temperatura ambiente máxima. Este fato pode ser

atribuído tanto ao horário das coletas, por volta das 12 horas, que era muito próximo do horário de registro da temperatura ambiente máxima diária da região, quanto à capacidade dos reatores de armazenarem o calor do meio externo; ao mesmo tempo, que as reações metabólicas dos microrganismos são exotérmicas, e ajudam a manter a TI dos reatores.

Nota-se, também, um declínio da temperatura interna média dos reatores, na FASE 2, em relação a FASE 1, fato que acompanha o decaimento de temperatura ambiente em função das estações do ano. Como a FASE 2 foi operada por um período de tempo mais prolongado dentro das estações de temperatura mais baixas, os reatores acompanharam esta tendência a apresentaram temperatura interna, também, mais baixas: lagoa de decantação → caiu de 24,9°C para 22,6°C (-2,3°C); lagoa anaeróbia → caiu de 26°C para 21°C (-5°C); reator UASB → caiu de 25,1°C para 22,1°C (-3°C); e biodigestor de lodo → caiu de 24,4°C para 21,4°C (-3°C); constatando-se que, paradoxalmente, a lagoa de decantação, que é o único reator que se apresenta sem cobertura e, portanto, aberta a uma maior troca com o ambiente, foi o reator que apresentou menor variação de uma fase para a outra.

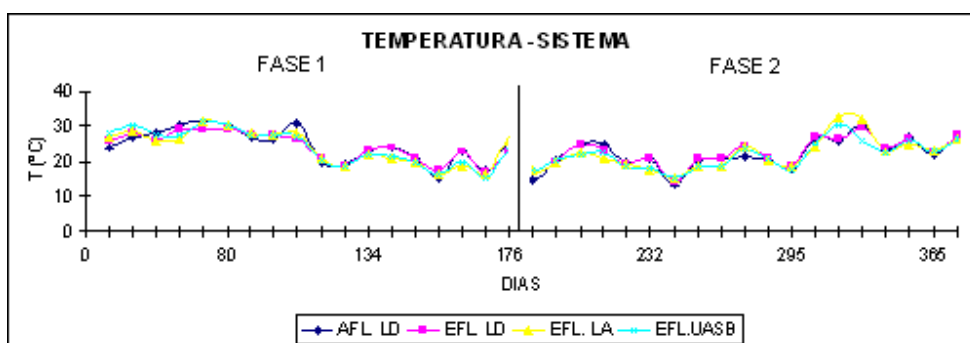


Figura 5.4 – Temperatura interna nos reatores do sistema de tratamento

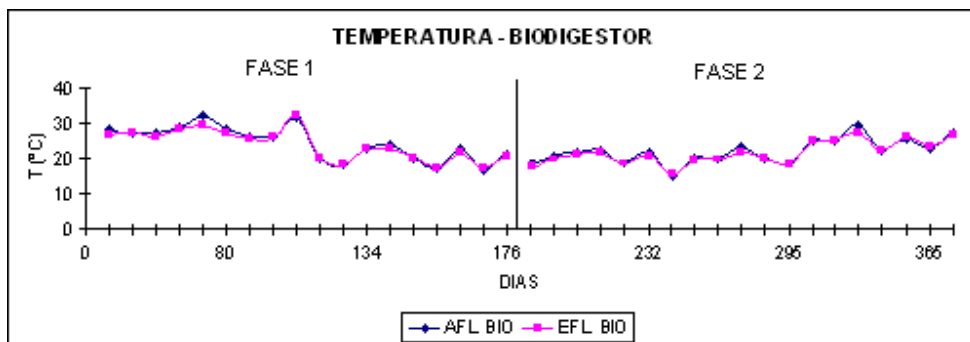


Figura 5.5 – Temperatura interna no biodigestor de lodo

5.4. Parâmetros de controle nas unidades avaliadas

Parâmetros de controle das unidades do sistema de tratamento e valorização dos dejetos como potencial hidrogeniônico e carga orgânica volumétrica foram definidos em função dos procedimentos de operação e manutenção da granja.

5.4.1. Potencial redox (Eh)

Os valores de potencial redox (Eh) nos reatores monitorados estão representados graficamente nas figuras 5.6 (lagoa de decantação, lagoa anaeróbia e reator UASB) e 5.7 (biodigestor de lodo), a seguir, e podem ser consultados na Tabela 7 dos apêndices.

Em termos de valores médios, durante as fases de monitoramento, registraram-se os seguintes valores: (a) **FASE 1** → Eh(DSB) = Eh(Afl.LD) = -17,2 mV; Eh(Efl.LD) = -21,5 mV; Eh(Efl.LA) = -30,1 mV; Eh(Efl.UASB) = -41,1 mV; Eh(Afl.Bio) = -20,9 mV e Eh(Efl.Bio) = -31,1 mV; (b) **FASE 2** → Eh(DSB) = Eh(Afl.LD) = -24,7 mV; Eh(Efl.LD) = -19,3 mV; Eh(Efl.LA) = -31,3 mV; Eh(Efl.UASB) = -44,7 mV; Eh(Afl.Bio) = -18,2 mV e Eh(Efl.Bio) = -36,0 mV.

Nessas condições, em que os valores de Eh se apresentam acima de -50 mV, segundo GERARDI (2003) garante-se a ausência de O₂ no reator mas indicam-se condições anóxicas, onde íons de NO₃ e NO₂ podem ser utilizados para a degradação da matéria orgânica.

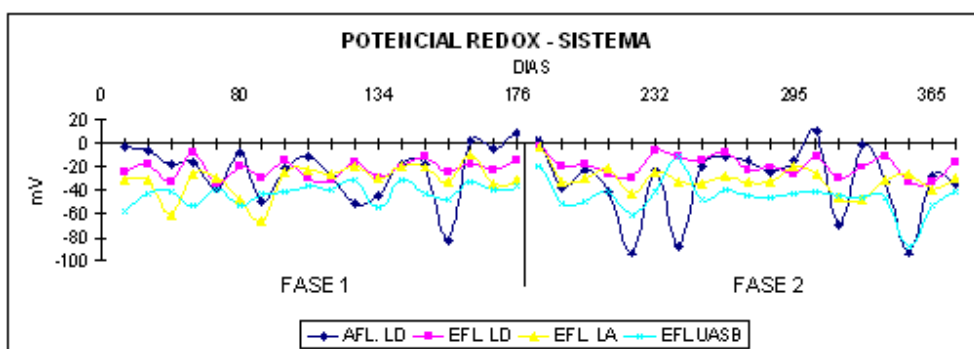


Figura 5.6 – Potencial redox nos reatores do sistema de tratamento

O dejetto suíno bruto (afluente da lagoa de decantação) apresentou uma grande variação de valores. Na FASE 1, apresentou como menor valor $E_h = -82,9$ mV, registrado no 155º dia de monitoramento (22/06/05); e como maior, $E_h = 9,1$ mV no 176º dia (13/07/05). Na FASE 2, a amplitude de variação foi ainda maior, indo de $E_h = -93,0$ mV, no 218º dia de monitoramento (24/08/05), a $E_h = 10,4$ mV, no 302º dia (16/11/05).

O afluente do biodigestor de lodo, como era retirado dos sólidos sedimentados da lagoa de decantação, apresentou uma menor variação entre os valores máximo e mínimo registrados. Na FASE 1 o potencial redox médio foi de $-20,9$ mV e variou de $-33,7$ mV, no 45º dia de monitoramento (03/03/05) a $-7,2$ mV, no 52º dia (10/03/05), mas com exceção dos pontos notáveis destacados, os demais pontos tiveram um alinhamento mais em conformidade com o valor médio. Na FASE 2, apesar de uma maior amplitude entre os valores mínimo e máximo medidos, $-75,5$ mV e $-0,8$ mV, nos dias 26/10/05 e 20/07/05, respectivamente 281º e 183º dias do monitoramento, o valor médio do potencial redox subiu para $-18,2$ mV. Em ambas as fases o efluente do biodigestor apresentou uma queda no valor médio do potencial redox medido: $E_h = -31,1$ mV para a FASE 1, e $E_h = -36,0$ mV, para a FASE 2. Estes valores estão próximos aos valores do efluente do biodigestor monitorado por MONTEIRO (2005) que apresentou um valor médio de -27 mV.

Constata-se, portanto, com base nos valores médios mencionados, que em todas as unidades de tratamento, incluindo-se neste caso o dejetto bruto coletado na caixa de recepção (PA1), registraram-se valores de potencial redox (E_h) que ficaram distantes da faixa ideal para a digestão anaeróbia, descrita por BELLI Fº. (1995) entre -233 mV e -370 mV.

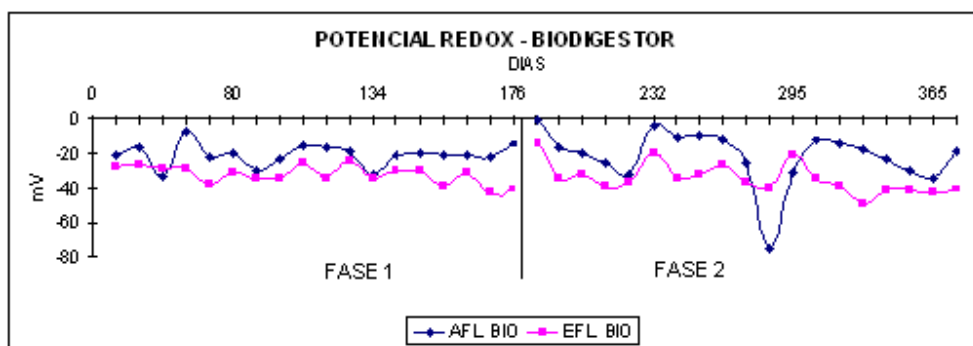


Figura 5.7 – Potencial redox no biodigestor de lodo

5.4.2. Potencial hidrogeniônico (pH)

Os valores de pH nas unidades do sistema de tratamento e valorização de dejetos suínos avaliadas nas fases 1 e 2 do experimento são apresentados nas figuras 5.8 e 5.9. Nos apêndices, a Tabela 8 registra todos os valores de pH anotados ao longo do trabalho.

Analisado em termos de valores médios, durante as fases de monitoramento, é possível observar, a partir dos valores a seguir, que os reatores produzem uma ligeira alcalinização dos efluentes: (a) **FASE 1** → pH(DSB) = pH(Afl.LD) = 7,15; pH(Efl.LD) = 7,31; pH(Efl.LA) = 7,41; pH(Efl.UASB) = 7,63; pH(Afl.Bio) = 7,28 e pH(Efl.Bio) = 7,45; (b) **FASE 2** → pH(DSB) = pH(Afl.LD) = 7,37; pH(Efl.LD) = 7,24; pH(Efl.LA) = 7,47; pH(Efl.UASB) = 7,68; pH(Afl.Bio) = 7,20 e pH(Efl.Bio) = 7,54.

Na FASE 1 somente uma medição de pH do DSB, ocorrida em 22/06/05 apresentou valor acima de 8,0 (pH = 8,41). Ao longo da FASE 2, entretanto, quatro medições apresentaram valor de pH maior que o referenciado: dia 24/08/05, pH = 8,53; dia 14/09/05, pH = 8,59 (este valor se repetiu no dia 14/12/05); e dia 23/11/05, pH = 8,17. Como consequência, o pH do DSB, ou de entrada na lagoa de decantação (pH = 7,37) ficou acima do valor de saída (pH = 7,24), comprometendo, em parte, a afirmação de ocorrência de alcalinização nos reatores.

Bactérias metanogênicas toleram pH entre 6,6 e 7,6, com valor ótimo de 7,0 (MAUNOIR, 1991; *apud* BELLI F^o., 1995). Neste sentido, pode-se afirmar que o pH, mesmo não sendo o ótimo, apresentou-se dentro da faixa favorável aos microrganismos responsáveis pelo processo de digestão anaeróbia em todos os reatores estudados, apesar de o reator UASB trabalhar com valores bem próximos ao do limite máximo.

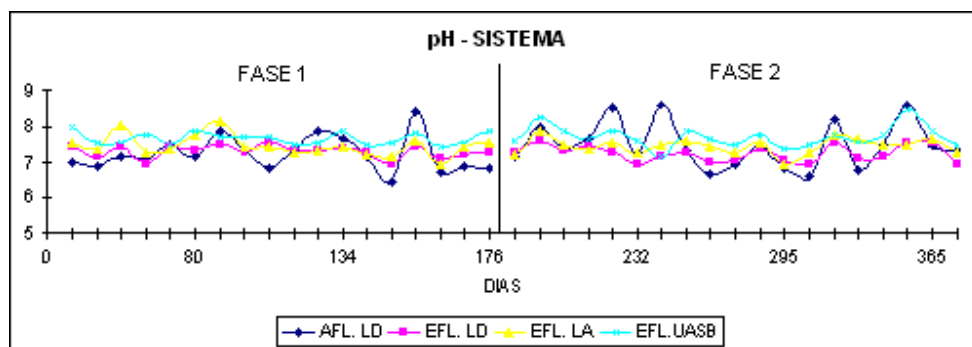


Figura 5.8 – pH nos reatores do sistema de tratamento

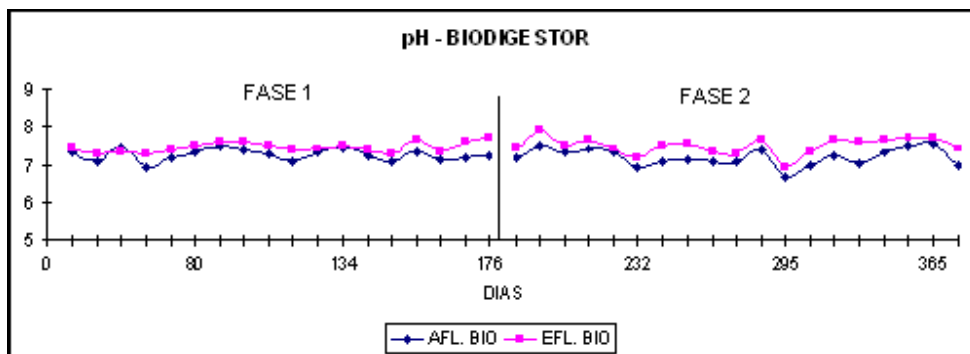


Figura 5.9 – pH no biodigestor de lodo

5.4.3. Alcalinidade (Alc) e ácidos voláteis totais (AVT)

A Tabela 9, nos apêndices, mostra os valores de alcalinidade registrados no experimento. O comportamento gráfico deste parâmetro é mostrado nas figuras 5.10 e 5.11, para o sistema de tratamento e o biodigestor de lodo, respectivamente.

A alcalinidade apresentou os seguintes valores médios: (a) **FASE 1** → Alc(DSB) = Alc(Afl.LD) = 4.620 mg/L; Alc(Efl.LD) = 4.620 mg/L; Alc(Efl.LA) = 4.550 mg/L; Alc(Efl.UASB) = 4.528 mg/L; Alc(Afl.Bio) = 5.250 mg/L e Alc(Efl.Bio) = 5.020 mg/L; (b) **FASE 2** → Alc(DSB) = Alc(Afl.LD) = 4.250 mg/L; Alc(Efl.LD) = 4.800 mg/L; Alc(Efl.LA) = 4.900 mg/L; Alc(Efl.UASB) = 4.950 mg/L; Alc(Afl.Bio) = 9.900 mg/L e Alc(Efl.Bio) = 7.300 mg/L.

Observa-se uma grande variação dos valores de alcalinidade no dejetos suíno bruto que se apresenta para tratamento. Durante a FASE 1 o afluente da lagoa de decantação se apresentou com um valor mínimo de 1.060 mg/L, e máximo, de 6.626 mg/L; na FASE 2 a amplitude de variação diminuiu um pouco e os valores mínimo e máximo registrados foram de 1.900 mg/L e 7.000 mg/L, respectivamente, com os demais valores alinhados abaixo e acima mas, mais próximos ao valor médio. Não se deve falar em eficiência dos reatores quanto à remoção de alcalinidade, mas no biodigestor de lodo, durante a fase 2, observou-se um decaimento de 26,3% neste parâmetro.

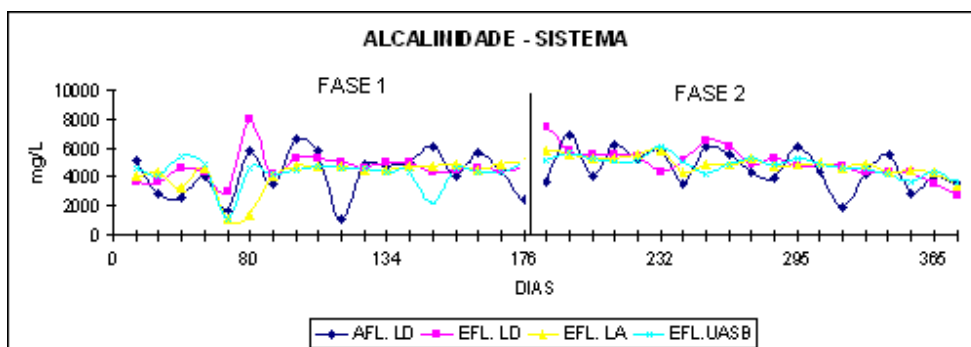


Figura 5.10 – Alcalinidade nos reatores do sistema de tratamento

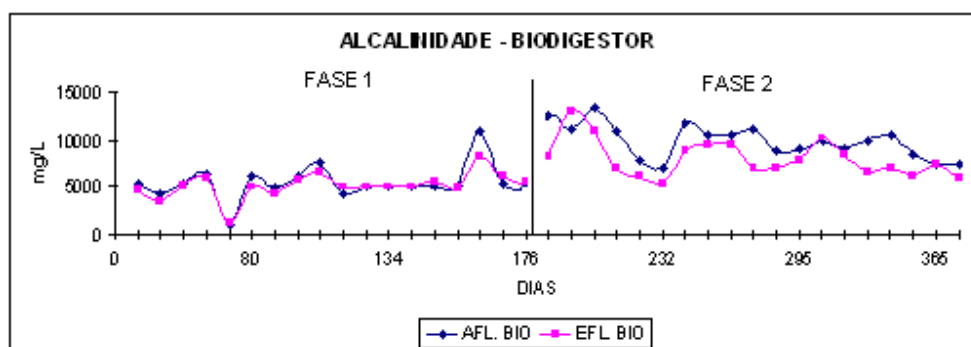


Figura 5.11 – Alcalinidade no biodigestor de lodo

Quanto aos ácidos voláteis totais (AVT) o comportamento gráfico deste parâmetro é mostrado nas figuras 5.12 e 5.13, a seguir, para o sistema de tratamento e o biodigestor de lodo, respectivamente. A Tabela 10, nos apêndices, mostra os valores de ácidos voláteis totais (AVT) registrados ao longo do experimento.

Os ácidos voláteis totais (AVT) apresentaram os seguintes valores médios: (a) **FASE 1** → AVT(DSB) = AVT(Afl.LD) = 140 mg/L; AVT(Efl.LD) = 94 mg/L; AVT(Efl.LA) = 85 mg/L; AVT(Efl.UASB) = 80 mg/L; AVT(Afl.Bio) = 88 mg/L e AVT(Efl.Bio) = 80 mg/L; (b) **FASE 2** → AVT(DSB) = AVT(Afl.LD) = 50 mg/L; AVT(Efl.LD) = 45 mg/L; AVT(Efl.LA) = 35 mg/L; AVT(Efl.UASB) = 30 mg/L; AVT(Afl.Bio) = 75 mg/L e AVT(Efl.Bio) = 50 mg/L.

Observou-se que na FASE 1, durante os três primeiros meses, até por volta do dia 18/04/05, no 91º dia de monitoramento, o comportamento dos ácidos voláteis totais (AVT) nos reatores do sistema de tratamento, incluindo-se o biodigestor de lodo, foi bastante irregular e apresentou valores muito elevados, se comparados aos valores médios (por

exemplo: Afl.LD = 1.770 mg/L, em 03/03/05, 45° dia; Efl.LD = 740 mg/L, em 21/03/05, 63° dia; Afl.Bio = 890 mg/L, em 10/03/05, 52° dia; e Efl.Bio = 1.040 mg/L, também no 45° dia de monitoramento). A partir da data mencionada os valores medidos alinharam-se próximo ao valor médio em todos os reatores, com pequenos picos isolados (para os efluentes da lagoa anaeróbia – 274 mg/L, no 113° dia, em 11/05/05 – e do reator UASB – 320 mg/L, no 141° dia, em 08/06/05). Em toda a FASE 2 o comportamento dos ácidos voláteis totais (AVT) foi uniforme.

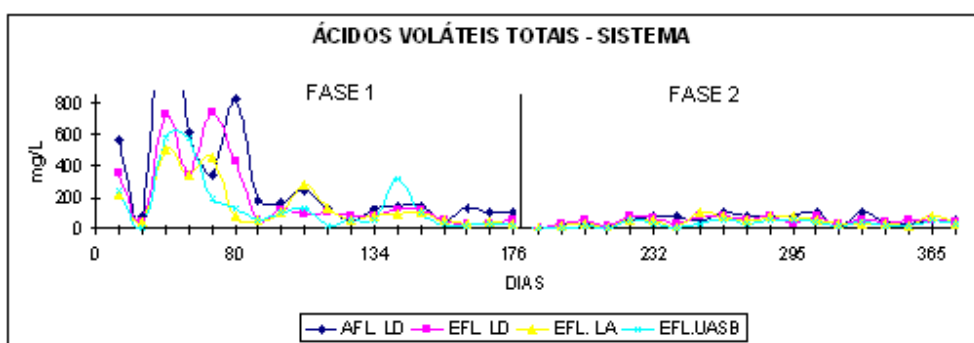


Figura 5.12 – Ácidos voláteis totais nos reatores do sistema de tratamento

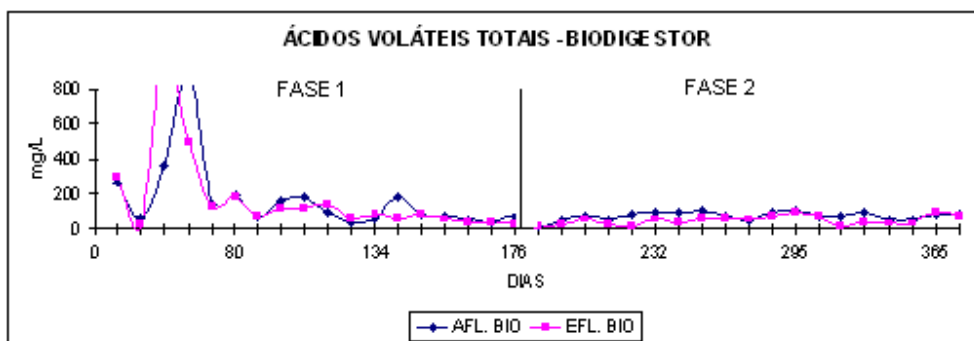


Figura 5.13 – Ácidos voláteis totais no biodigestor de lodo

Sabe-se que valores de AVT carregam consigo uma parcela de ácidos graxos voláteis (AGV), produto da acidogênese, que provoca uma diminuição do pH devido ao aumento da acidez, e que, em altas concentrações, pode inibir a digestão anaeróbia.

De acordo com BELLI Fº. (1995) o equilíbrio entre os AVT e a alcalinidade, determina o pH de um reator e depende, além das várias reações biológicas e químicas, da produção e consumo do CO₂ e dos AGV. Quando a concentração em AGV aumenta, o

sistema tampão $\text{HCO}_3^-/\text{CO}_3^{2-}$ diminui, provocando um aumento da acidez e, como consequência, a queda do pH. O equilíbrio do pH é assegurado, também, pelos bicarbonatos e pela concentração de CO_2 dissolvido no meio. Em um reator anaeróbio, é necessária alcalinidade em bicarbonato de 1.000 a 3.000 mg/L.

Segundo VAN HAANDEL & LETTINGA (1994), quando ocorre a metanogênese, ocorre também, a remoção de parte dos AGV (ácido acético, principalmente), aumentando a alcalinidade e reduzindo a acidez do meio. Ou seja, ocorre um incremento de pH.

Em todos os reatores estudados nesta tese comprovou-se a alcalinização do meio (aumento do pH), mas é impossível afirmar que não houve acúmulo de AGV nos reatores. O mais provável é que os elevados valores de alcalinidade introduzidos junto com o afluente, e que passaram sem remoção pelos reatores, tenham se refletido no valor do pH.

5.4.4. Carga orgânica volumétrica (COV) e taxa de aplicação superficial (TAS)

Lagoa anaeróbia, reator UASB e biodigestor de lodo foram submetidos, ao longo do experimento, a cargas orgânicas volumétricas variáveis em função da variação da vazão de alimentação (exceção para o biodigestor de lodo, que foi alimentado com vazão constante) e da concentração de SVT, DQO e ST, respectivamente, na entrada de cada um dos reatores. Nos apêndices, a Tabela 11 apresenta todos os dados coletados para definição da carga orgânica volumétrica nos reatores estudados. A Figura 5.14, a seguir, apresenta o comportamento da carga orgânica volumétrica dentro das fases 1 e 2 do experimento.

Apesar do sistema de tratamento ter sido operado na FASE 2 com uma vazão ($Q_2 = 6,8 \text{ m}^3/\text{dia}$) que, na média, representava 75,5% da vazão da FASE 1 ($Q_1 = 9,0 \text{ m}^3/\text{dia}$), na lagoa anaeróbia, nas duas fases, a média da COV ficou em $0,07 \text{ kg SVT}/\text{m}^3.\text{dia}$. Isto se deve a um crescimento na concentração de SVT no afluente da lagoa que variou de 3.085 mg/L para 4.204 mg/L , de uma fase para outra.

MALINA JR. & POHLAND (1992) aconselha que lagoas anaeróbias cobertas devam ser operadas com COV menor que $2 \text{ kg SVT}/\text{m}^3.\text{dia}$, e MEDRI (1997) recomenda, em se tratando de dejetos suínos, que a COV seja de $0,14 \text{ kg SVT}/\text{m}^3.\text{dia}$. Observa-se, portanto, que neste trabalho, apesar de se haver respeitado a primeira recomendação, a

lagoa anaeróbia foi operada com uma COV duas vezes menor que a recomendada por Medri.

No reator UASB, as médias de COV foram de: 1,51 kg DQO/m³.dia, na Fase 1; e 1,27 kg DQO/m³.dia, na Fase 2. Já neste reator, mesmo havendo crescimento dos valores das médias das concentrações de entrada (variou de 2.524 mg/L na Fase 1, para 2.801 mg/L, para a Fase 2) este fator não foi suficiente para fazer frente a redução de vazão implantada.

Em ambas as fases, a COV no reator UASB ficou dentro da faixa de carga observada no experimento de CARMO JR. (1988) ($0,8 \leq \text{COV} \leq 3,5$ kg DQO/m³.dia) que em um piloto de reator UASB (136 L) obteve eficiência de remoção de DQO e ST de 84% e 72%, respectivamente.

Para o biodigestor de lodo, na FASE 1, a média da COV foi de 0,79 kg ST/m³.dia; e na FASE 2, de 1,22 kg ST/m³.dia. Como não houve variação de vazão neste reator, a variação na curva dos valores medidos de COV é toda em função da variação da concentração de ST no afluente que até por volta do início do terceiro mês do experimento apresentava valores relativamente pequenos em função do pouco tempo de operação da lagoa de decantação, de onde eram retirados os sólidos para alimentação do biodigestor. Seguiu-se uma etapa de transição, com grande oscilação da concentração de ST no afluente e, posteriormente, já durante toda a FASE 2 de monitoramento, uma acomodação acima e abaixo, mas bem próximo ao valor médio da concentração de ST, na fase, que foi de 42.527 mg/L.

Quanto a lagoa de decantação, a bibliografia pesquisada recomenda taxas de aplicação superficial (TAS), para remoção de sólidos orgânicos, em torno de 2,4 m³/m².dia. A lagoa de decantação operada neste trabalho, para as vazões médias de alimentação estabelecidas durante as fases 1 e 2, de 9,0 m³/dia e 6,8 m³/dia, respectivamente, operou com TAS média de 0,18 m³/m².dia, na FASE 1, e 0,13 m³/m².dia, na FASE 2, e portanto, muito menores que a recomendada.

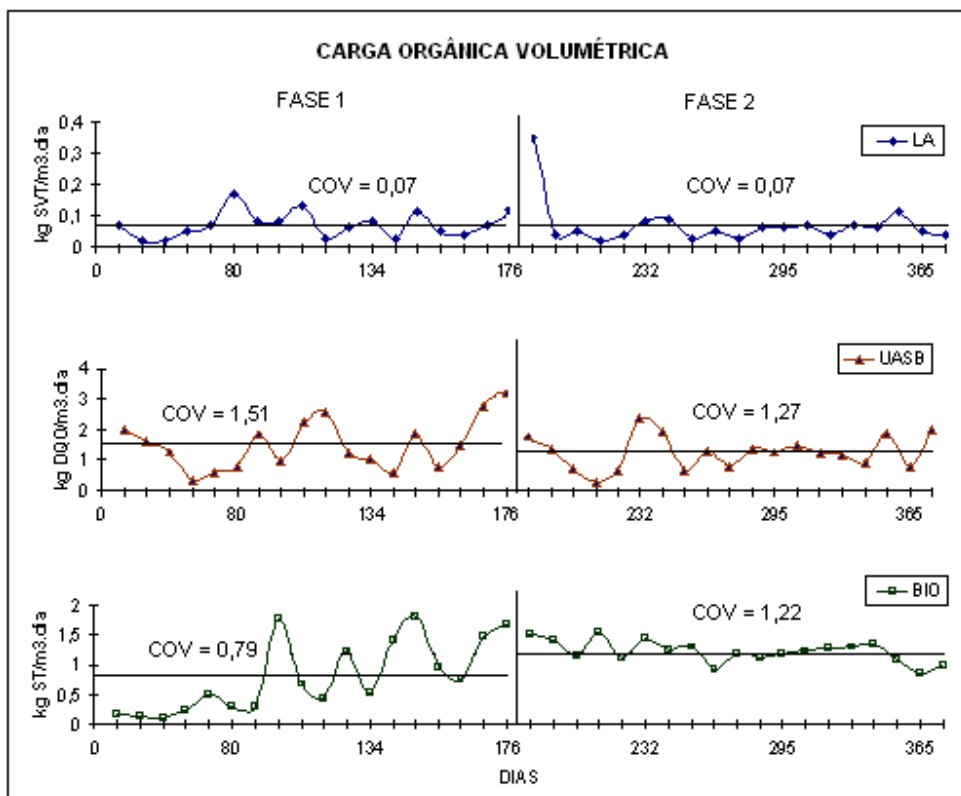


Figura 5.14 – Carga orgânica volumétrica nos reatores durante o experimento

5.5. Série de sólidos (ST, SVT, SFT e SSed)

A Tabela 12, nos apêndices, mostra os valores de sólidos totais (ST) registrados ao longo do experimento. O comportamento gráfico deste parâmetro é mostrado nas figuras 5.15 e 5.16, para o sistema de tratamento e o biodigestor de lodo, respectivamente.

Os testes de sólidos totais (ST) apresentaram os seguintes valores médios: (a) **FASE 1** → $ST(DSB) = ST(Afl.LD) = 7.790 \text{ mg/L}$; $ST(Efl.LD) = 5.632 \text{ mg/L}$; $ST(Efl.LA) = 3.618 \text{ mg/L}$; $ST(Efl.UASB) = 3.485 \text{ mg/L}$; $ST(Afl.Bio) = 20.542 \text{ mg/L}$ e $ST(Efl.Bio) = 5.328 \text{ mg/L}$; (b) **FASE 2** → $ST(DSB) = ST(Afl.LD) = 8.370 \text{ mg/L}$; $ST(Efl.LD) = 5.830 \text{ mg/L}$; $ST(Efl.LA) = 4.005 \text{ mg/L}$; $ST(Efl.UASB) = 4.010 \text{ mg/L}$; $ST(Afl.Bio) = 42.890 \text{ mg/L}$ e $ST(Efl.Bio) = 16.240 \text{ mg/L}$.

Na Figura 5.15 observa-se uma grande variação nos valores do dejetto afluente da lagoa de decantação, em ambas as fases, notadamente, a partir da coleta realizada no dia 11/05/05, 113º dia – $ST(Afl.LD) = 13.380 \text{ mg/L}$. Na coleta seguinte, realizada em

18/05/05, 120º dia, a concentração de sólidos totais no afluente da lagoa de decantação – $ST(Afl.LD) = 2.075 \text{ mg/L}$ – foi menor que em todos os efluentes de reatores do sistema. Ambas as situações estão possivelmente corretas, pois, a grande variação das características do dejetto bruto se mostrou evidente ao longo deste trabalho.

Verifica-se ainda, que a lagoa de decantação funciona como uma espécie de unidade de equalização, em termos de sólidos totais, pois, a concentração no seu efluente, com poucos pontos discrepantes (por exemplo, na FASE 1, a medição realizada no dia 07/04/05, 80º dia, $ST(Efl.LD) = 10.235 \text{ mg/L}$; e na FASE 2, a medição realizada no dia, 14/12/05, 330º dia, $ST(Efl.LD) = 8.550 \text{ mg/L}$) mostrou-se relativamente constante e próximo ao valor médio, nas duas fases de monitoramento. A lagoa de decantação registrou uma eficiência de 27,7 e 30,3%, nas fases 1 e 2, respectivamente.

Graficamente, na Figura 5.15, constata-se uma similaridade nas curvas de registros dos valores de sólidos totais medidos nos efluentes da lagoa anaeróbia e do reator UASB, praticamente sobrepostas, evidenciando a pouca eficiência de remoção de sólidos totais no reator UASB que na FASE 1, foi de 3,6%; e na FASE 2, de zero. A lagoa anaeróbia trabalhou com eficiência de 35,8%, na FASE 1; e de 31,3%, na FASE 2. O sistema de tratamento apresentou eficiências de remoção dos ST de 55,3 e 21,7%, para as fases 1 e 2, respectivamente.

Na Figura 5.16, referente ao biodigestor de lodo, observa-se uma variação muito grande na concentração de ST do afluente, durante a FASE 1, e uma acomodação dos valores durante a FASE 2. Comportamento inverso ao verificado para o seu efluente que durante a FASE 1 se apresentou relativamente constante e, na FASE 2, oscilou bastante. Na FASE 1 o biodigestor registrou eficiência média de 74,1% mas na FASE 2 a eficiência caiu para 62,1%. HENN (2005) obteve melhor eficiência monitorando um biodigestor clássico (88%) e destacou que um melhor desempenho do reator foi se dando, gradativamente, e ao longo do tempo.

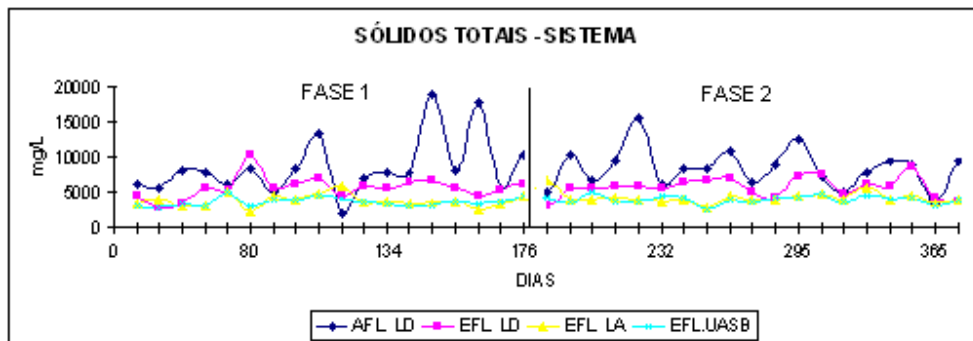


Figura 5.15 – Sólidos totais (ST) nos reatores do sistema de tratamento

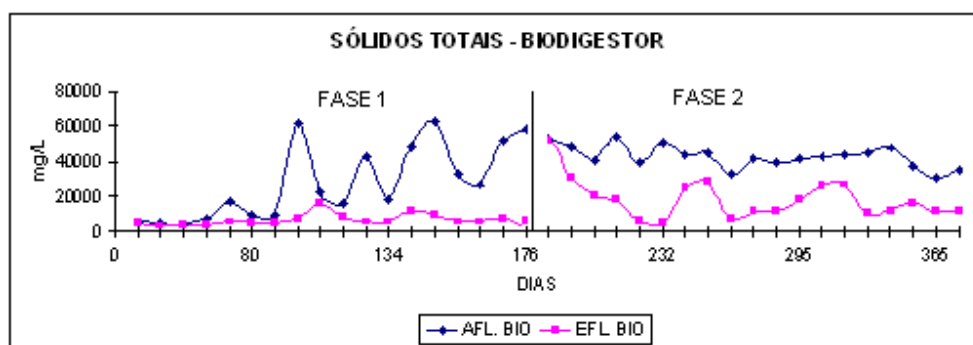


Figura 5.16 – Sólidos totais (ST) no biodigestor de lodo

A Tabela 13, nos apêndices, mostra os valores dos sólidos voláteis totais (SVT) registrados no experimento. O comportamento gráfico deste parâmetro é mostrado nas figuras 5.17 e 5.18, para o sistema de tratamento e para o biodigestor, respectivamente.

Os testes de sólidos voláteis totais (SVT) apresentaram os seguintes valores médios: (a) **FASE 1** → $SVT(DSB) = SVT(Afl.LD) = 4.510 \text{ mg/L}$; $SVT(Efl.LD) = 3.093 \text{ mg/L}$; $SVT(Efl.LA) = 1.590 \text{ mg/L}$; $SVT(Efl.UASB) = 1.475 \text{ mg/L}$; $SVT(Afl.Bio) = 11.374 \text{ mg/L}$ e $SVT(Efl.Bio) = 2.500 \text{ mg/L}$; (b) **FASE 2** → $SVT(DSB) = SVT(Afl.LD) = 5.525 \text{ mg/L}$; $SVT(Efl.LD) = 3.165 \text{ mg/L}$; $SVT(Efl.LA) = 2.060 \text{ mg/L}$; $SVT(Efl.UASB) = 1.970 \text{ mg/L}$; $SVT(Afl.Bio) = 28.960 \text{ mg/L}$ e $SVT(Efl.Bio) = 10.530 \text{ mg/L}$.

A concentração de SVT no afluente de dejetos é apresentada, proporcionalmente, como 70% dos ST, mas após a digestão anaeróbia, a tendência é de que essa proporção caia para 50%. Neste trabalho, os dejetos suínos bruto apresentaram uma relação de $SVT/ST = 0,62$. A eficiência de remoção dos SVT, em reatores anaeróbios, é função do TDH e da temperatura do reator, mas é influenciada, também, pelo processo de hidrólise e de liquefação do substrato durante a digestão anaeróbia dentro do reator.

Na Figura 5.18 observa-se que durante a FASE 2 aumentou significativamente a concentração de sólidos voláteis no efluente do biodigestor de lodo que, em termos de valores médios, saltou de 2.500 mg/L (FASE 1) para 10.530 mg/L.

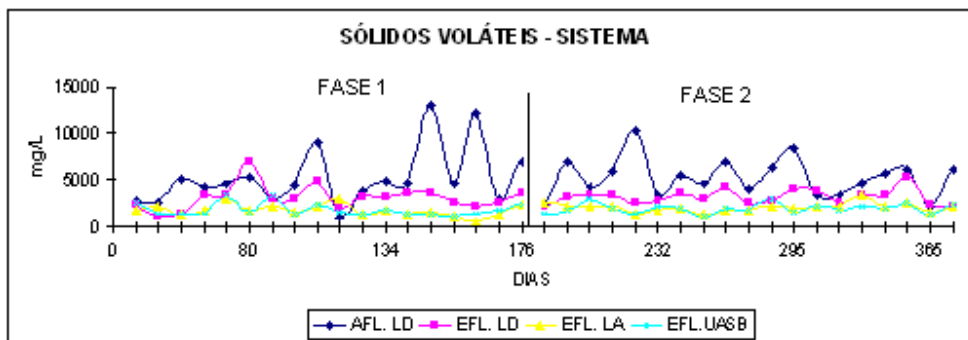


Figura 5.17 – Sólidos voláteis totais (SVT) nos reatores do sistema de tratamento

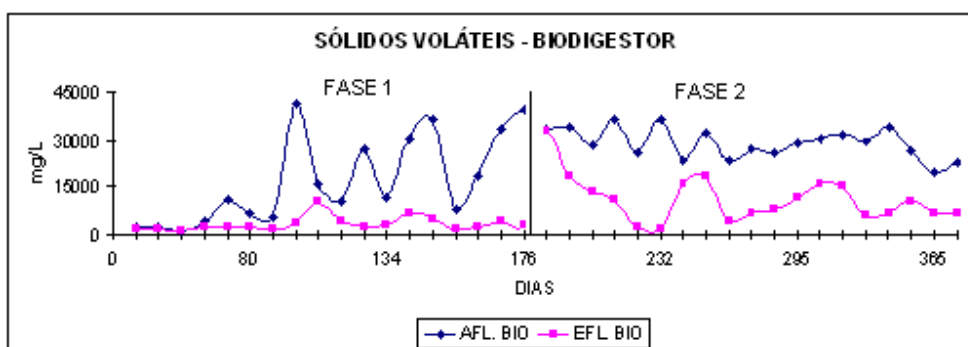


Figura 5.18 – Sólidos voláteis totais (SVT) no biodigestor de lodo

Na Tabela 14, dos apêndices, mostram-se os valores dos sólidos fixos totais (SFT) registrados no experimento. O comportamento deste parâmetro, para o sistema de tratamento e biodigestor, respectivamente, é mostrado graficamente nas figuras 5.19 e 5.20.

Os sólidos fixos totais (SFT) apresentaram os seguintes valores médios: (a) **FASE 1** → SFT(DSB) = SFT(Afl.LD) = 3.245 mg/L; SFT(Efl.LD) = 2.560 mg/L; SFT(Efl.LA) = 2.000 mg/L; SFT(Efl.UASB) = 1.928 mg/L; SFT(Afl.Bio) = 6.571 mg/L e SFT(Efl.Bio) = 2.780 mg/L; (b) **FASE 2** → SFT(DSB) = SFT(Afl.LD) = 3.190 mg/L; SFT(Efl.LD) = 2.625 mg/L; SFT(Efl.LA) = 1.960 mg/L; SFT(Efl.UASB) = 1.960 mg/L; SFT(Afl.Bio) = 12.725 mg/L e SFT(Efl.Bio) = 5.710 mg/L.

Na Figura 5.20 observa-se que durante a FASE 2 foi bastante irregular o comportamento dos sólidos fixos no efluente do biodigestor, apresentando valores muito

altos, 18.150 mg/L no 183º dia (20/07/05) e muito baixos, 2.395 mg/L no 232º dia (07/09/05).

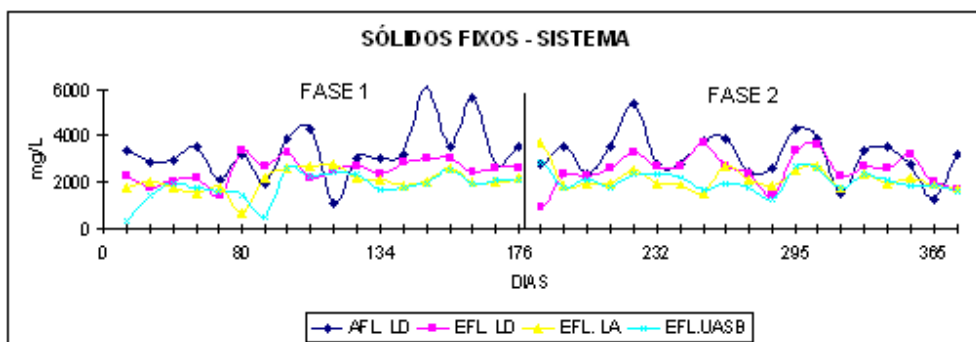


Figura 5.19 – Sólidos fixos totais (SFT) nos reatores do sistema de tratamento

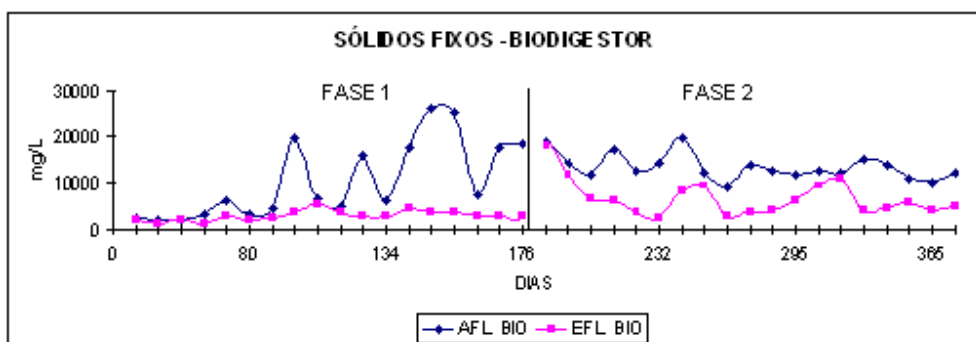


Figura 5.20 – Sólidos fixos totais (SFT) no biodigestor de lodo

A Tabela 15, nos apêndices, mostra o acompanhamento dos valores dos sólidos sedimentáveis (SSed) registrados ao longo do experimento. O comportamento gráfico deste parâmetro é mostrado nas figuras 5.21 e 5.22, para o sistema e para o biodigestor, respectivamente.

Os sólidos sedimentáveis (SSed) apresentaram os seguintes valores médios: (a) **FASE 1** → SSed(DSB) = SSed(Afl.LD) = 21 mL/L; SSed(Efl.LD) = 35 mL/L; SSed(Efl.LA) = 0,6 mL/L; SSed (Efl.UASB) = 0,3 mL/L; SSed(Afl.Bio) = 650 mL/L e SSed(Efl.Bio) = 60 mL/L; (b) **FASE 2** → SSed(DSB) = SSed(Afl.LD) = 42 mL/L; SSed(Efl.LD) = 20 mL/L; SSed(Efl.LA) = 0,3 mL/L; SSed (Efl.UASB) = 0,2 mL/L; SSed(Afl.Bio) = 800 mL/L e SSed(Efl.Bio) = 400 mL/L.

Observando o gráfico da Figura 5.21 é possível verificar que o sistema de tratamento recebeu um afluente com grandes variações no teor de sólidos sedimentáveis, onde os valores mínimo e máximo oscilaram de, 0,5 mL/L, no 126º dia (24/05/05) a 450 mL/L, no 162º dia (29/06/05), na FASE 1; e na FASE 2, de 5,0 mL/L, ocorrido no 190º dia (27/07/05) a 220 mL/L, no 260º dia (05/10/05).

Ao final da FASE 1, em termos de valores médios, o efluente da lagoa de decantação apresentou-se maior que o afluente, sugerindo a princípio, que na lagoa não havia remoção de sólidos sedimentáveis e, ao contrário, nela mais sólidos se incorporavam ao dejetos. Esta hipótese é pouco provável, pois, parte dos sólidos sedimentáveis do afluente, decantados na lagoa, eram retirados e utilizados para alimentar o biodigestor de lodo. Na FASE 2 este fato se confirmou e o teor de sólidos sedimentáveis no efluente da lagoa de decantação (20 mL/L) foi menor que o afluente (42 mL/L).

A lagoa anaeróbia, entretanto, foi o reator do sistema de tratamento que registrou melhor desempenho quanto à remoção dos sólidos sedimentáveis, com eficiência acima de 98% nas duas fases. Somando-se a remoção de sólidos ocorrida no reator UASB (de 50% e 33%, para a FASE 1 e FASE 2, respectivamente) o sistema de tratamento apresentou uma eficiência de remoção, em termos de sólidos sedimentáveis, de 98,6%, na FASE 1; e 99,5%, na FASE 2.

Quanto ao biodigestor de lodo, houve uma variação muito grande no teor de sólidos afluente até o 134º dia do monitoramento (01/06/05), mas depois, até o final da FASE 1 e em grande parte da FASE 2, se manteve relativamente constante mas, a partir do 295º dia (09/11/05) teve ligeira queda e esta tendência se manteve até o final do experimento. O efluente, na FASE 1, apresentou resultado de eficiência estável, com pontos discrepantes no 155º dia (22/06/05) e no 162º (29/06/05) dia de monitoramento, quando registrou 550 mL/L e 500 mL/L, respectivamente. Durante toda a FASE 2 o efluente do biodigestor apresentou uma variação muito grande, registrando teores muito baixos, como $SS_{Sed}(Efl.Bio) = 50$ mL/L, em 07/09/05 (232º dia); até teores muito elevados, como $SS_{Sed}(Efl.Bio) = 600$ mL/L, em 23/11/05 (309º dia), maior que o teor de sólidos no afluente do reator.

Pode-se atribuir este crescimento de sólidos no efluente do biodigestor ao aumento na concentração de sólidos no interior do reator e seu conseqüente arraste a quando da sua

alimentação que, além de provocar uma agitação no reator, provocava o desprendimento de sólidos do lodo aderidos a bolhas de gás.

A Tabela 5.2 apresenta um resumo das eficiências quanto a remoção de sólidos nos diversos reatores, bem como, para o sistema de tratamento.

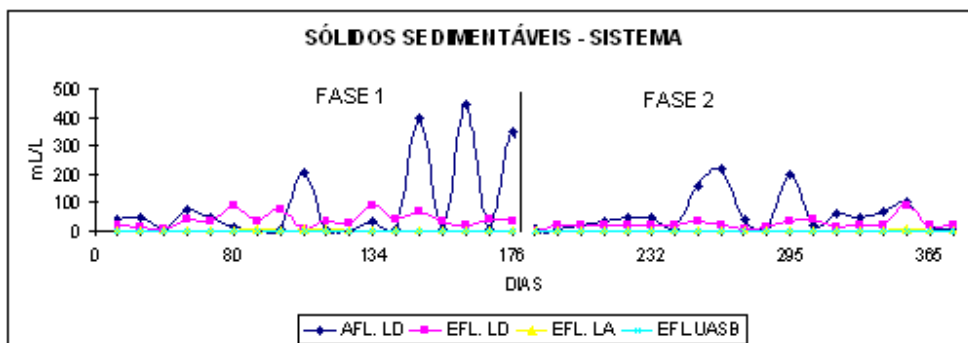


Figura 5.21 – Sólidos sedimentáveis (SSed) nos reatores do sistema de tratamento

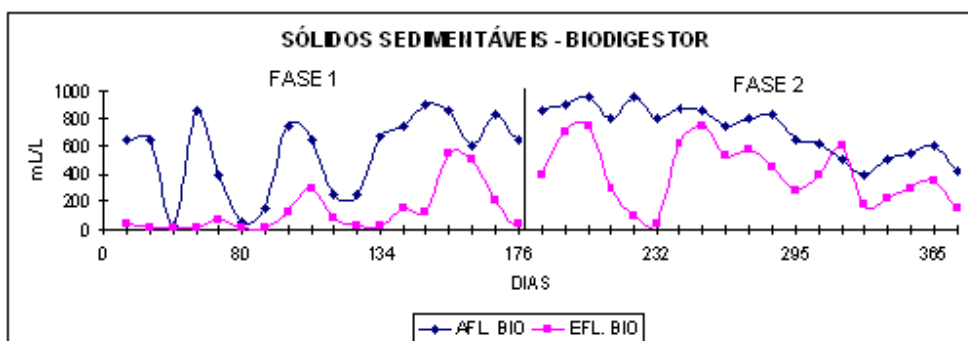


Figura 5.22 – Sólidos sedimentáveis (SSed) no biodigestor de lodo

Tabela 5.2 – Eficiência de remoção de sólidos (em %) nos reatores e no sistema de tratamento

	FASE 1					FASE 2				
	LD	LA	UASB	SIST.	BIO	LD	LA	UASB	SIST.	BIO
ST	27,7	35,8	3,7	55,3	74,1	30,3	31,3	0	21,7	62,1
SFT	21,1	21,9	3,6	40,6	57,7	17,7	25,3	0	20,8	55,1
SVT	31,4	48,6	7,2	67,3	78,0	42,7	34,9	4,4	21,6	63,6
SSed	-66,7	98,3	50	98,6	90,8	52,4	98,5	33,3	99,5	50,0

5.6. Matéria orgânica

5.6.1. Demanda química de oxigênio (DQO)

Ao final das duas fases de monitoramento a demanda química de oxigênio (DQO) apresentou os seguintes valores médios: (a) **FASE 1** → DQO(DSB) = DQO(Afl.LD) = 11.330 mg/L; DQO(Efl.LD) = 6.638 mg/L; DQO(Efl.LA) = 2.449 mg/L; DQO(Efl.UASB) = 1.686 mg/L; DQO(Afl.Bio) = 21.824 mg/L e DQO(Efl.Bio) = 6.342 mg/L; (b) **FASE 2** → DQO(DSB) = DQO(Afl.LD) = 12.221 mg/L; DQO(Efl.LD) = 7.396 mg/L; DQO(Efl.LA) = 2.767 mg/L; DQO(Efl.UASB) = 2.255 mg/L; DQO(Afl.Bio) = 43.680 mg/L e DQO(Efl.Bio) = 21.417 mg/L.

A Tabela 16, nos apêndices, mostra os valores registrados no experimento, do teste de demanda química de oxigênio (DQO). O acompanhamento gráfico deste parâmetro é mostrado nas figuras 5.23 e 5.24, a seguir, para o sistema e o biodigestor, respectivamente.

Da Figura 5.23 é possível afirmar que foi muito grande a variação da concentração de DQO na alimentação dos reatores do sistema de tratamento. Observando-se o distanciamento entre as diversas curvas constata-se que, em ambas as fases do experimento, o reator UASB apresentou eficiência de remoção de DQO muito pequena. Na lagoa de decantação, destoa dos demais pontos, a concentração efluente medida no dia 13/07/05 (15.166 mg/L), última coleta da primeira fase, muito próxima do valor afluente (17.772 mg/L). Neste reator, durante toda a FASE 2, a DQO se manteve relativamente constante, apesar das oscilação do afluente, como que, equalizando-o para o tratamento.

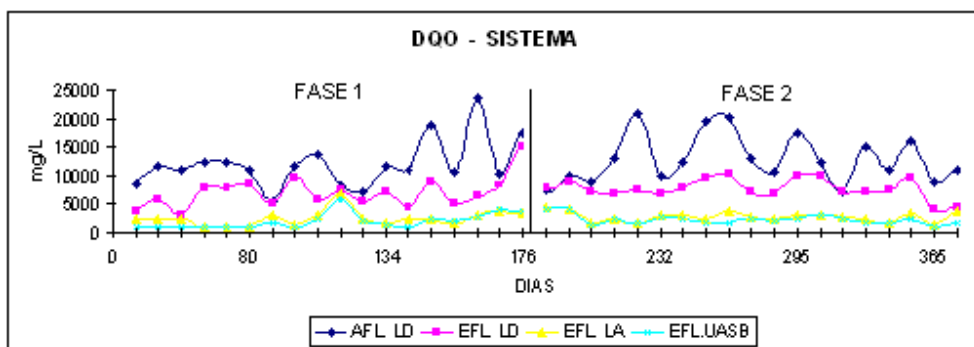


Figura 5.23 – Demanda química de oxigênio nos reatores do sistema de tratamento

No biodigestor de lodo, a partir da Figura 5.24, durante toda a FASE 2 do experimento, constata-se uma instabilidade muito grande quanto a remoção da DQO; fato que pode ser atribuído a alguma falha no procedimento de coleta das amostras, ou ao arraste de sólidos do reator junto com o efluente, no momento da sua alimentação.

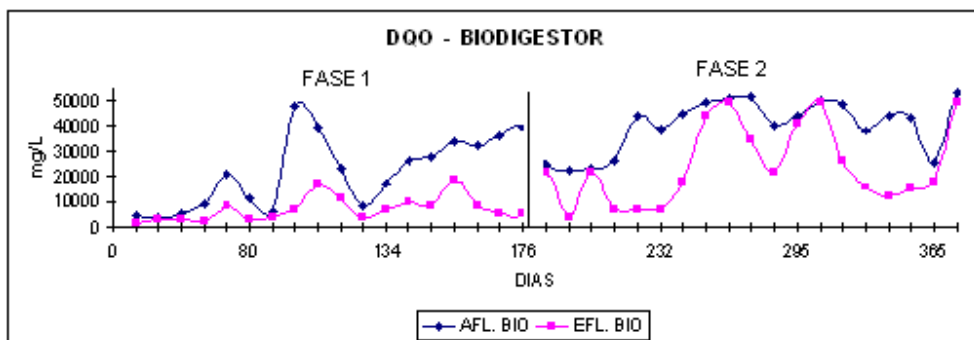


Figura 5.24 – Demanda química de oxigênio no biodigestor de lodo

5.6.2. Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)

Nos apêndices, os valores de demanda bioquímica de oxigênio (DBO) registrados no experimento são apontados na Tabela 17. O comportamento gráfico deste parâmetro é mostrado nas figuras 5.25 e 5.26, para o sistema de tratamento e o biodigestor, respectivamente.

A demanda bioquímica de oxigênio (DBO) apresentou os seguintes valores médios: (a) **FASE 1** → $DBO(DSB) = DBO(Afl.LD) = 8.550$ mg/L; $DBO(Efl.LD) = 4.420$ mg/L; $DBO(Efl.LA) = 1.300$ mg/L; $DBO(Efl.UASB) = 630$ mg/L; $DBO(Afl.Bio) = 14.050$ mg/L e $DBO(Efl.Bio) = 2.500$ mg/L; (b) **FASE 2** → $DBO(DSB) = DBO(Afl.LD) = 8.800$ mg/L; $DBO(Efl.LD) = 5.100$ mg/L; $DBO(Efl.LA) = 1.900$ mg/L; $DBO(Efl.UASB) = 954$ mg/L; $DBO(Afl.Bio) = 21.200$ mg/L e $DBO(Efl.Bio) = 8.800$ mg/L.

No sistema de tratamento, o comportamento da DBO é muito semelhante ao da DQO, referido anteriormente. Somente quanto ao efluente do biodigestor de lodo destaca-se, na FASE 2, um comportamento mais estável que o do teste anterior, apontando para um provável escapamento de sólidos recalcitrantes do biodigestor, pouco biodegradáveis, não apanhados no teste de DBO.

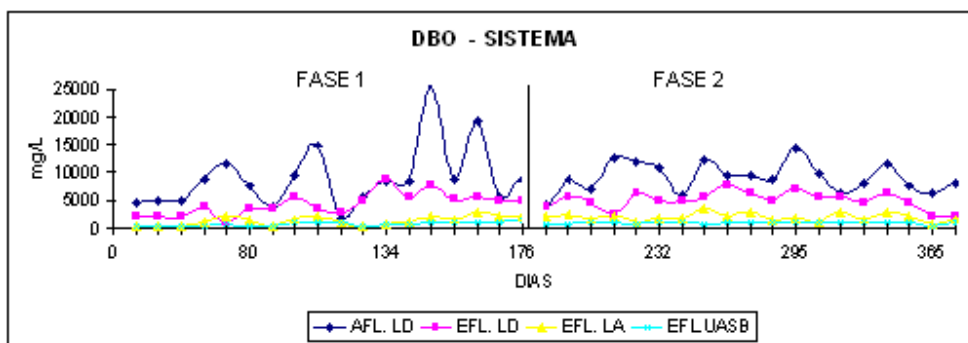


Figura 5.25 – Demanda bioquímica de oxigênio nos reatores do sistema de tratamento

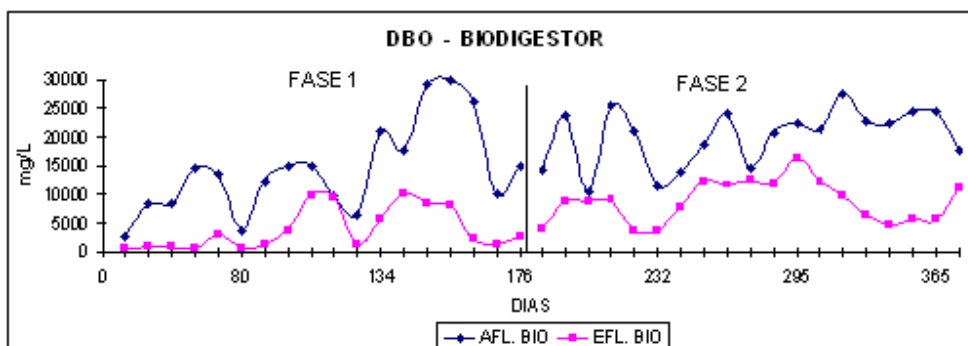


Figura 5.26 – Demanda bioquímica de oxigênio no biodigestor de lodo

De acordo com LETTINGA & HULSHOFF (1991), relações de DBO_5/DQO na faixa de 0,4 a 0,6 são indicadores de elevada biodegradabilidade e valores acima de 0,6 são indicativos de que é melhor usar o tratamento biológico, para remover matéria orgânica, do que utilizar somente um tratamento físico-químico.

ANDREADAKIS (1981, *apud* CARMO JR., 1988) afirma que aproximadamente 40% da matéria orgânica total nos dejetos suínos brutos são de material não biodegradável, em função de fibras de celulose e outros componentes incorporados à ração dos animais. Desta forma, teoricamente, os dejetos suínos se apresentam com 60% de material orgânico biodegradável e, portanto, grande potencial para o tratamento biológico, quiçá, a digestão anaeróbia dessa parcela biodegradável.

A Tabela 5.3 apresenta os valores da relação DBO_5/DQO nos afluentes dos reatores estudados, bem como, para o efluente do reator UASB, que representa o efluente final do sistema de tratamento.

Na entrada da lagoa de decantação (LD) as relações DBO_5/DQO , nas fases 1 e 2, foram respectivamente, de 0,75 e 0,72. Para a lagoa anaeróbia, de 0,66 e 0,69; para o reator UASB, de 0,53 e 0,67; e para o biodigestor de lodo, de 0,64 e 0,49. É possível afirmar que em ambas as fases e em todos os reatores, o afluente se apresentou em condições favoráveis de relação DBO_5/DQO para o tratamento biológico, e que esta relação foi diminuindo à medida que passava de um reator para outro, no sistema de tratamento, sugerindo um consumo, ou retenção, de matéria orgânica biodegradável em cada um deles.

Sob esta ótica, o efluente final do sistema de tratamento, na FASE 1, apresenta uma relação (0,37), que não a recomenda mais para tratamento biológico.

Tabela 5.3 – Relação DBO_5/DQO nos reatores e no efluente do sistema de tratamento

REATOR	FASE 1			FASE 2		
	DBO_5	DQO	DBO_5/DQO	DBO_5	DQO	DBO_5/DQO
LD	8.550	11.330	0,75	8.800	12.221	0,72
LA	4.420	6.638	0,66	5.100	7.396	0,69
UASB	1.300	2.449	0,53	1.900	2.767	0,67
Efl(UASB)	630	1.686	0,37	954	2.255	0,42
BIO	14.050	21.824	0,64	21.200	43.680	0,49

5.7. Nutrientes

Neste trabalho, os nutrientes foram analisados nas formas de NTK, nitrogênio amoniacal e fósforo total.

O nitrogênio total Kjeldahl (NTK) é composto pelas porções de nitrogênio orgânico e amônia que são, nos dejetos suínos, as formas predominantes de nitrogênio. Nitrato e nitrito são determinados com maior importância, em sistemas de tratamento terciários, e quando somados ao NTK, definem o nitrogênio total.

5.7.1. Nitrogênio

A Tabela 18, nos apêndices, mostra os valores de nitrogênio total Kjeldahl (NTK) registrados no experimento. A visualização gráfica do comportamento deste parâmetro é mostrada nas figuras 5.27 e 5.28, para o sistema e o biodigestor, respectivamente.

O nitrogênio total Kijedhal (NTK) apresentou os seguintes valores médios: (a) **FASE 1** → NTK(DSB) = NTK(Afl.LD) = 1.456 mg/L; NTK(Efl.LD) = 1.316 mg/L; NTK(Efl.LA) = 1.202 mg/L; NTK(Efl.UASB) = 1.110 mg/L; NTK(Afl.Bio) = 2.212 mg/L e NTK(Efl.Bio) = 1.453 mg/L; (b) **FASE 2** → NTK(DSB) = NTK(Afl.LD) = 1.610 mg/L; NTK(Efl.LD) = 1.414 mg/L; NTK(Efl.LA) = 1.344 mg/L; NTK(Efl.UASB) = 1.277 mg/L; NTK(Afl.Bio) = 3.192 mg/L e NTK(Efl.Bio) = 2.534 mg/L.

HENN (2005) registrou o valor médio de NTK nos dejetos suínos bruto, coletado de uma unidade de homogeneização, de 1.990,3 mg/L e ressalta que esse valor alcançou picos de 4.032 mg/L, após a instalação de bebedouros ecológicos na propriedade.

Os processos anaeróbios são pouco eficientes quanto à remoção de nutrientes pela atividade biológica dos microrganismos presentes e, quando ocorre, se deve mais a um processo físico de sedimentação das partículas sólidas no interior dos reatores. CARMO JR. (1988), operando reator UASB alimentado com dejetos suínos micro peneirado (# = 0,1 mm) atestou eficiência zero do reator em termos de remoção de nitrogênio total e amoniacal, além de fósforo total.

A Tabela 19, nos apêndices, mostra os valores de nitrogênio amoniacal ($N-NH_4^+$) registrados no experimento. O comportamento gráfico deste parâmetro é mostrado nas figuras 5.29 e 5.30, para o sistema de tratamento e o biodigestor, respectivamente.

O nitrogênio amoniacal ($N-NH_4^+$) apresentou os seguintes valores médios: (a) **FASE 1** → $N-NH_4^+$ (DSB) = $N-NH_4^+$ (Afl.LD) = 1.001 mg/L; $N-NH_4^+$ (Efl.LD) = 966 mg/L; $N-NH_4^+$ (Efl.LA) = 917 mg/L; $N-NH_4^+$ (Efl.UASB) = 860 mg/L; $N-NH_4^+$ (Afl.Bio) = 1.113 mg/L e $N-NH_4^+$ (Efl.Bio) = 1.022 mg/L; (b) **FASE 2** → $N-NH_4^+$ (DSB) = $N-NH_4^+$ (Afl.LD) = 978 mg/L; $N-NH_4^+$ (Efl.LD) = 1.040 mg/L; $N-NH_4^+$ (Efl.LA) = 1.008 mg/L; $N-NH_4^+$ (Efl.UASB) = 983 mg/L; $N-NH_4^+$ (Afl.Bio) = 1.421 mg/L e $N-NH_4^+$ (Efl.Bio) = 1.421 mg/L.

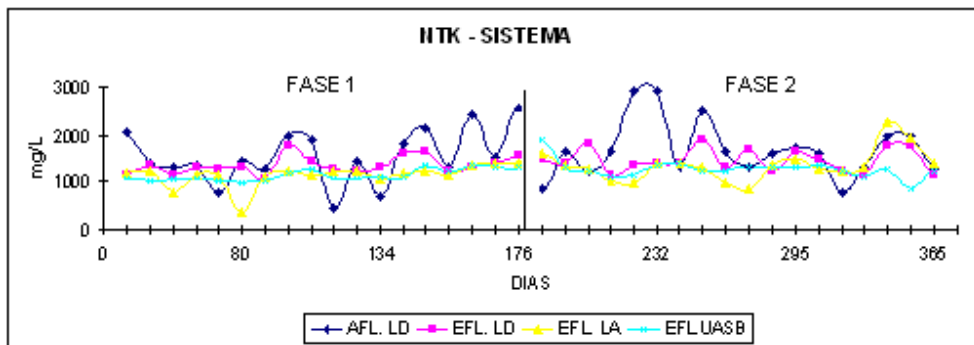


Figura 5.27 – Nitrogênio total Kijedhal nos reatores do sistema de tratamento

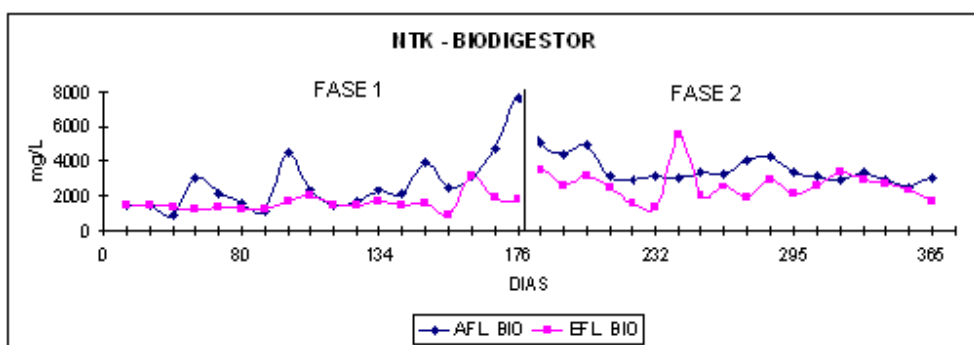


Figura 5.28 – Nitrogênio total Kijedhal no biodigestor de lodo

VAN HAANDEL & LETTINGA (1991) se reportam ao fenômeno natural de amonificação que ocorre durante a digestão anaeróbia, na fase de hidrólise, em que parte do nitrogênio orgânico do NTK é mineralizado, aumentando a concentração de amônia do efluente e, como consequência, tornando-o mais alcalino.

No biodigestor clássico monitorado por HENN (2005) o autor atesta o acúmulo de nitrogênio amoniacal, mas credits a este fato, também, as altas concentrações de nitrogênio do inóculo utilizado para a partida do reator.

Segundo OLIVEIRA (1993) a digestão anaeróbia é inibida pela presença excessiva de íons amônia (NH_4^+) e concentrações acima de 1.500 mg/L, combinado com pH maior que 7,5; são indesejáveis.

NOGUEIRA (2002) afirma que em meio alcalino predomina a amônia livre (NH_3) e que, nesta forma, a amônia é inibidora do processo de digestão anaeróbia quando em concentrações que variam de 1.500 a 3.000 mg/L. Em concentrações acima de 3.000 mg/L os efeitos tóxicos de NH_3 são evidentes.

A amônia se apresenta em solução no efluente, tanto na forma de íon amônio (NH_4^+) como na forma livre, e não ionizada (NH_3). A combinação de aumento do pH, junto com o aumento da temperatura, contribui para a elevação da fração não ionizada (NH_3) e para a redução da fração ionizada (NH_4^+). Na digestão anaeróbia, para a faixa usual de pH, próxima à neutralidade, a amônia se apresenta praticamente toda na forma ionizada (NH_4^+). Mas se o pH se torna alcalino, cresce a fração de amônia livre (NH_3) e, próximo a 9,5, quase 50% da amônia está na forma de NH_3 . A amônia livre (NH_3) é passível de volatilização e a amônia ionizada não.

Durante quase todo o período de observação deste trabalho, no reator UASB, foi evidente a percepção olfativa do escape de amônia, desconforto que foi abrandado durante o período de 01/06/05 a 14/09/05, do 134º ao 239º dia de monitoramento, quando se registraram os menores valores de temperatura interna no reator. Desta forma, é possível considerar que a remoção de nitrogênio amoniacal neste reator se dá, principalmente, em função da volatilização da amônia e de seu desprendimento para a atmosfera.

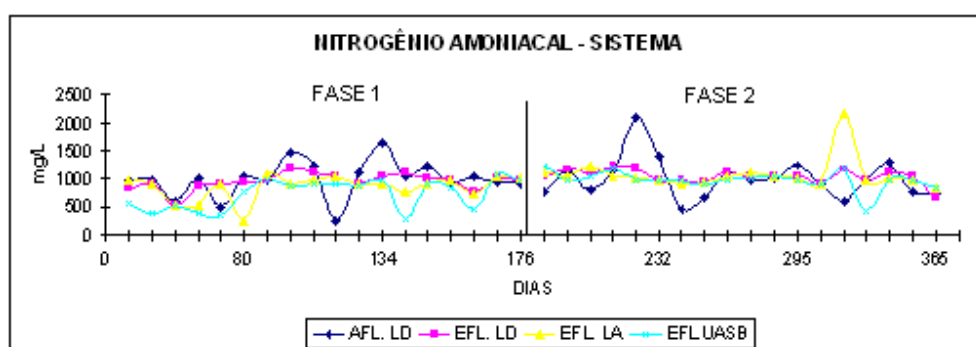


Figura 5.29 – Nitrogênio amoniacal nos reatores do sistema de tratamento

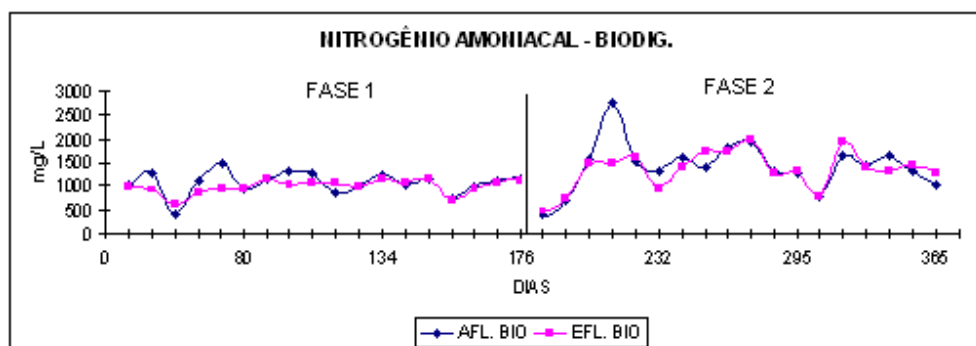


Figura 5.30 – Nitrogênio amoniacal no biodigestor de lodo

5.7.2. Fósforo

A Tabela 20, nos apêndices, mostra os valores de fósforo total registrados no experimento. O comportamento gráfico deste parâmetro é mostrado nas figuras 5.31 e 5.32, para o sistema de tratamento e o biodigestor, respectivamente.

O teste de fósforo total apresentou os seguintes valores médios: (a) **FASE 1** → PT(DSB) = PT(Afl.LD) = 272,5 mg/L; PT(Efl.LD) = 186,5 mg/L; PT(Efl.LA) = 119,5 mg/L; PT(Efl.UASB) = 74,0 mg/L; PT(Afl.Bio) = 847,5 mg/L e PT(Efl.Bio) = 306,0 mg/L; (b) **FASE 2** → PT(DSB) = PT(Afl.LD) = 197,0 mg/L; PT(Efl.LD) = 157,0 mg/L; PT(Efl.LA) = 108,0 mg/L; PT(Efl.UASB) = 111,0 mg/L; PT(Afl.Bio) = 1.468,0 mg/L e PT(Efl.Bio) = 858,0 mg/L.

Grande parte do fósforo, em dejetos suínos, se apresenta sob a forma de sais insolúveis, por isso, sua quase totalidade se apresenta nos sedimentos. No manejo de dejetos adotado na propriedade onde foi realizado este trabalho ficou claro que uma parcela dos sedimentos, de uma caixa de passagem, é retirada para compor a ração de alimentação de bovinos, levando consigo, portanto, grande parte do fósforo presente no efluente.

Apenas o afluente do biodigestor de lodo, que foi alimentado com os sólidos sedimentados da lagoa de decantação, apresentou concentração elevada de fósforo, em ambas as fases, e respondeu com eficiência de remoção de cerca de 64% e 42%, para as fases 1 e 2, respectivamente. Já foi observado, anteriormente, que durante a FASE 2 houve maior arraste de sólidos do biodigestor, que ocasionou a queda de rendimento do reator.

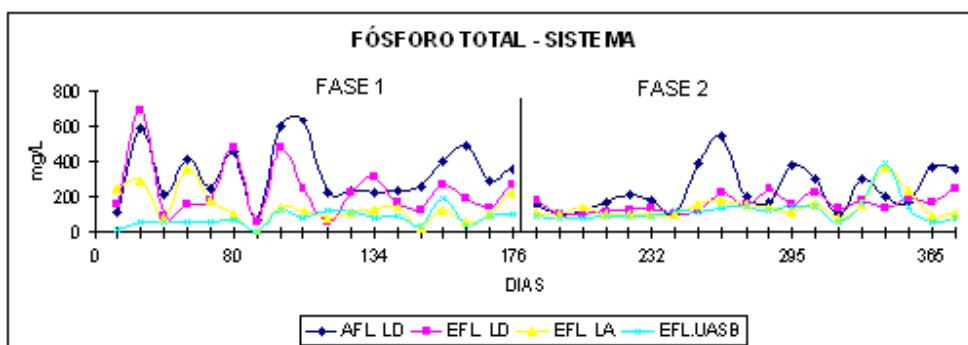


Figura 5.31 – Fósforo total nos reatores do sistema de tratamento

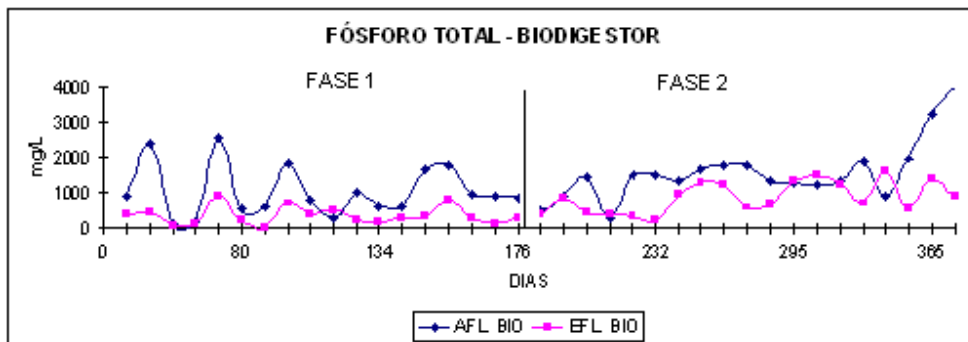


Figura 5.32 – Fósforo total no biodigestor de lodo

5.8. Produção de biogás

A Tabela 21, nos apêndices, registra a produção de biogás no biodigestor de lodo. Nos campos em destaque, as medições semanais válidas, destacando-se a produção acumulada ao longo do experimento, a produção na semana e, do produzido na semana, a produção diária. Para fins de análise, foram excluídas as medições realizadas nos dias 7 e 14/12/05, pois, detectou-se que o sistema de rolamento do mostrador do medidor de gás estava travando, muito provavelmente, em função de saturação de umidade e gás sulfídrico no lavador de gás, reduzindo o registro do volume de biogás que, realmente, passava pelo medidor de gás.

A Figura 5.33 apresenta graficamente a produção diária de biogás no biodigestor de lodo, com destaque para o valor médio de $6,26 \text{ m}^3$. É possível visualizar na figura três fases distintas: (a) uma, até o 35º dia, de baixa produção diária, com os valores medidos se apresentando abaixo da média; (b) outra, de acomodação, onde os valores se ajustam próximo ao valor médio, até o 77º dia; e (c) finalmente, uma fase de alta produção diária, com valores em crescimento, a partir da medição do dia 16/11/05 (84º dia) que não se consolidou (ou não pode ser registrado) em função dos problemas com o medidor de gás.

Esse comportamento deixa evidente a importância da temperatura na produção de biogás, pois as fases descritas acima coincidem com o crescimento da temperatura interna do biodigestor de lodo em função do aumento da temperatura ambiente pela aproximação do período de verão.

O biogás apresentou uma produção específica de $7,3 \text{ m}^3 \text{ biogás/m}^3 \text{ dejetos.dia}$, equivalente a $0,17 \text{ m}^3 \text{ biogás/kg ST.dia}$. Em relação à DBO removida (DBO_{REM}), observa-

se um potencial de produção de $0,58 \text{ m}^3$ biogás/kg DBO_{REM} . Teoricamente, sabe-se que é de $0,35 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kg} \text{ DBO}_{\text{REM}}$ o potencial máximo de produção de metano (METCALF & EDDY, 1991), podendo-se concluir que é de no máximo 60% a pureza de metano no biogás produzido.

Foram observadas perdas na captação de biogás através de imperfeições na atracção da lona de cobertura do biodigestor na calha do selo hídrico, resultando numa parcela produzida, mas não registrada no medidor de biogás. CAMPOS *et al.* (2005) e VAN HAANDEL & LETTINGA (1994) relatam, também, além de perdas naturais de biogás para atmosfera, perdas de CO_2 e CH_4 junto com o efluente líquido, cuja concentração depende da temperatura e da pressão parcial, segundo a Lei de Henry.

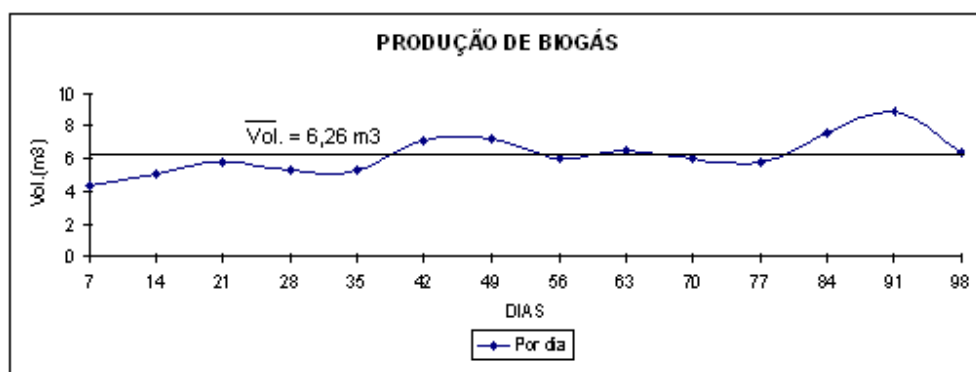


Figura 5.33 – Produção diária de biogás (em m^3) no biodigestor de lodo

GOSMANN *et al.* (2004) publicou resultados de estudos em dois biodigestores em propriedades localizadas nos municípios de Seara/SC e Orleans/SC, o primeiro com um volume de 100 m^3 , alimentado com uma vazão de $2,0 \text{ m}^3/\text{dia}$; e o segundo com volume de 400 m^3 , alimentado com uma vazão de $4,2 \text{ m}^3/\text{dia}$, e obteve uma produção de biogás de cerca de $40 \text{ m}^3/\text{dia}$ e $150 \text{ m}^3/\text{dia}$, respectivamente. Na segunda propriedade o biodigestor proporciona autonomia energética e gera uma economia de cerca de R\$ 2.000,00/mês para o produtor.

MONTEIRO (2005) monitorando um biodigestor de 90 m^3 em Braço do Norte/SC, alimentado com $3 \text{ m}^3/\text{dia}$ de dejetos suínos, obteve uma produção de $32 \text{ m}^3/\text{dia}$ de biogás.

Para a produção média diária de biogás registrada neste experimento, assumindo-se a pureza de 60% de CH_4 , pode-se garantir a geração de energia elétrica para uma residência com consumo de até 257 kWh/mês .

Na Tabela 5.4 apresentam-se dados de consumo de energia elétrica na propriedade, referentes ao segundo semestre de 2006, informados pelo Sr. Vilibaldo Michels (proprietário da granja).

Pode-se concluir que, nas condições em que foi operado, o biodigestor não produz biogás suficiente para a geração de energia elétrica nem para consumo na residência do proprietário (média de 264,5 kWh/mês).

Tabela 5.4 – Consumo de energia elétrica na propriedade

MÊS	CONSUMO DE ENERGIA ELÉTRICA (kWh/mês)		
	GRANJA	RESIDÊNCIA	TOTAL
JULHO/06	4.908	312	5.220
AGOSTO/06	4.956	294	5.250
SETEMBRO/06	4.830	255	5.085
OUTUBRO/06	4.500	240	4.740
NOVEMBRO/06	3.513	237	3.750
DEZEMBRO/06	4.491	249	4.740
MÉDIA	4.533	264,5	4.797,5

5.9. Avaliação dos sólidos no interior dos reatores anaeróbios

5.9.1. Lagoa anaeróbia

A Figura 5.34 mostra a evolução dos parâmetros DQO e ST para o lodo contido no interior da lagoa anaeróbia. Para a DQO os valores obtidos, coleta a coleta, foram: 1ª coleta → 42.855 mg/L; 2ª coleta → dado perdido; 3ª coleta → 45.450 mg/L; 4ª coleta → 55.635 mg/L; 5ª coleta → 60.715 mg/L; e 6ª coleta → 62.571 mg/L. Para os ST a evolução dos valores foi a seguinte: 1ª coleta → 52.050 mg/L; 2ª coleta → dado perdido; 3ª coleta → 60.992 mg/L; 4ª coleta → 71.898 mg/L; 5ª coleta → 74.241 mg/L; e 6ª coleta → 79.200 mg/L; assinalando um crescimento de 46,0% e 52,2% para a DQO e os ST, respectivamente.

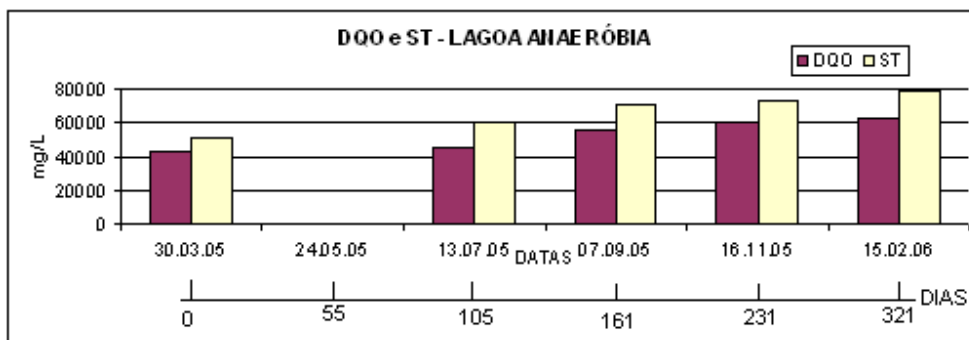


Figura 5.34 – DQO e ST no lodo da lagoa anaeróbia

Ao final de 321 dias de monitoramento, observou-se uma composição percentual média dos sólidos de 54% de SVT e 46% de SFT, com os seguintes registros em cada coleta, conforme a Figura 5.35: 1ª coleta (30/03/05) → 55% SVT e 45% SFT; 2ª coleta (24/05/05) → amostras extraviadas; 3ª coleta (13/07/05) → 53% SVT e 47% SFT; 4ª coleta (07/09/05) → 51% SVT e 49% SFT; 5ª coleta (16/11/05) → 54% SVT e 46% SFT; e 6ª coleta (15/02/06) → 55% SVT e 45% SFT.

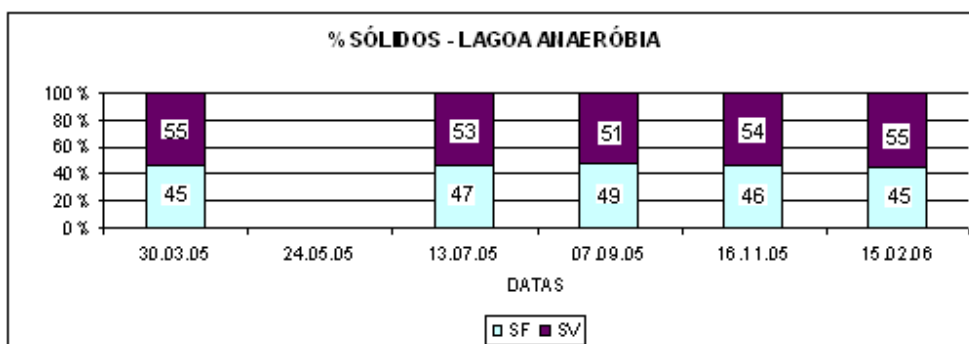


Figura 5.35 – Percentual de SFT e SVT no lodo da lagoa anaeróbia

Os resultados obtidos nas análises do lodo no interior da lagoa anaeróbia são os reflexos de sua alimentação com o efluente clarificado da lagoa de decantação que, primariamente, remove uma grande parcela dos sólidos sedimentáveis dos dejetos. O pequeno crescimento do lodo, refletido no pouco crescimento dos parâmetros DQO e ST (de 46,0% e 52,2%, respectivamente), é função do escape de uma grande parcela de sólidos junto com o efluente da lagoa, fato este que ocorre tanto pela dificuldade de

sedimentação dos sólidos no interior da lagoa quanto pelo efeito de flotação dos sólidos arrastados para a superfície junto com o biogás produzido.

5.9.2. Reator UASB

As Figuras 5.36 e 5.37 mostram a evolução da DQO e dos ST nos quatro compartimentos estudados do reator UASB. Graficamente, em ambos os casos, ficam evidentes a maior participação do compartimento referente ao fundo do reator, comparativamente aos demais setores; bem como, o crescimento desses parâmetros no fundo do reator desde o primeiro teste até o final do monitoramento, 321 dias depois. A Figura 5.38 mostra o percentual de SFT e SVT no lodo do reator UASB.

Este crescimento, para a DQO, foi de 5.857,7%; com a seguinte evolução: 1ª coleta → 2.090 mg/L; 2ª coleta → 60.310 mg/L; 3ª coleta → 99.647 mg/L; 4ª coleta → 95.426 mg/L; 5ª coleta → 105.130 mg/L; e 6ª coleta → 124.516 mg/L. Para os ST a evolução foi a seguinte: 1ª coleta → 7.455 mg/L; 2ª coleta → 56.680 mg/L; 3ª coleta → 82.630 mg/L; 4ª coleta → 88.754 mg/L; 5ª coleta → 143.090 mg/L; e 6ª coleta → 145.740 mg/L; caracterizando um crescimento de 1.854,9%.

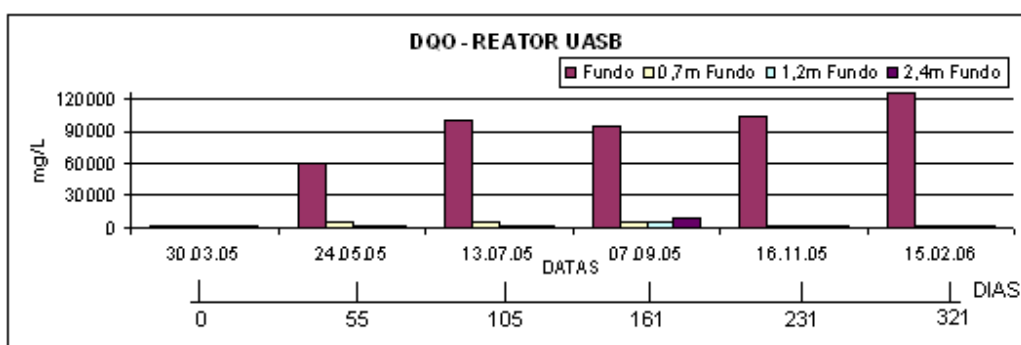


Figura 5.36 – DQO no lodo do reator UASB

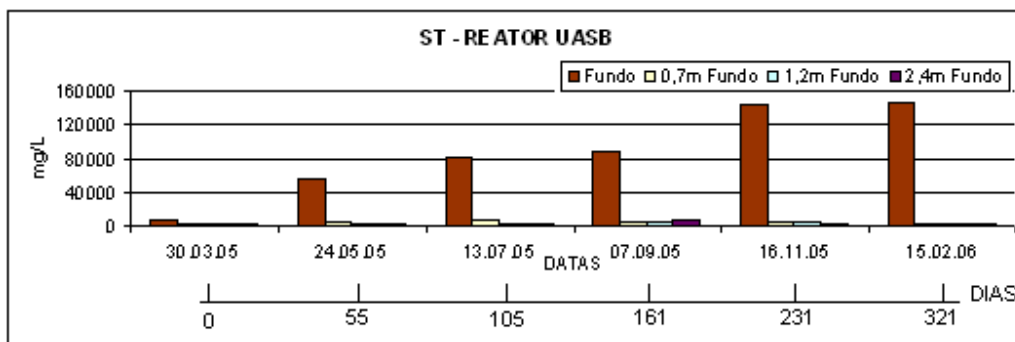


Figura 5.37 – ST no lodo do reator UASB

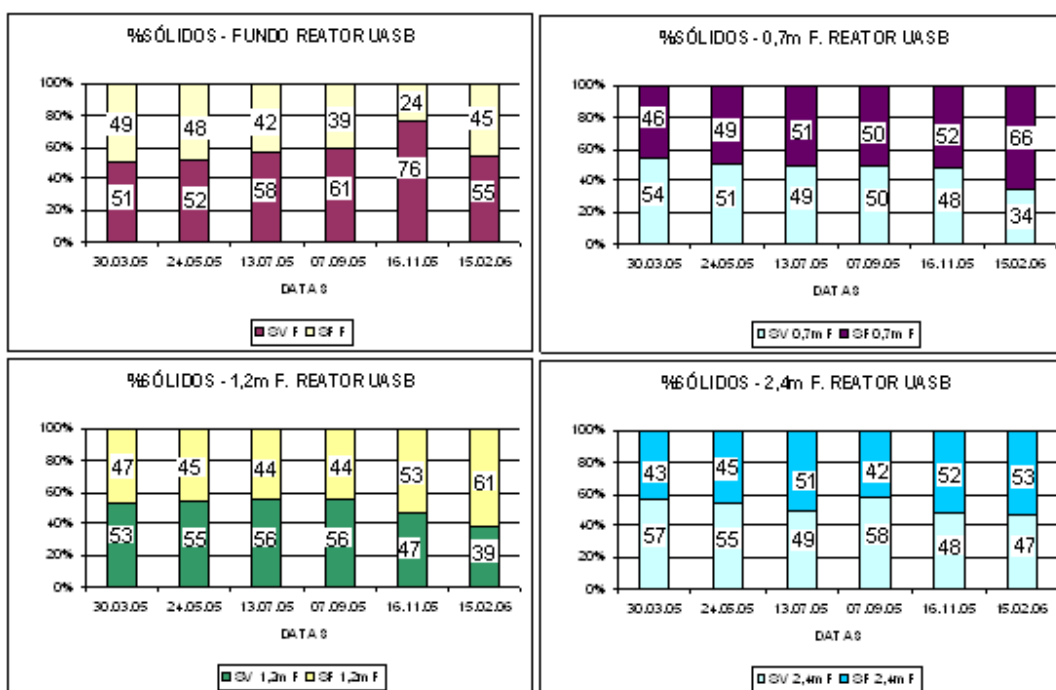


Figura 5.38 – Percentual de SFT e SVT no lodo do reator UASB

5.9.3. Biodigestor de lodo

Quanto aos parâmetros DQO e ST, ao contrário dos reatores anteriores, o biodigestor de lodo, por não possuir um decantador (como o reator UASB) e ser alimentado com os sólidos decantados de uma lagoa, apresenta similaridades de comportamento nos dois compartimentos estudados.

A Figura 5.39 mostra a evolução da DQO no fundo e a 1,0 m do fundo do biodigestor de lodo. No fundo, a evolução da DQO foi a seguinte: 1ª coleta → 20.885 mg/L; 2ª coleta → 30.045 mg/L; 3ª coleta → 39.765 mg/L; 4ª coleta → 54.530 mg/L; 5ª coleta → 79.198 mg/L; e 6ª coleta → 128.896 mg/L. A 1,0 m do fundo o desenvolvimento da DQO foi o seguinte: 1ª coleta → 19.850 mg/L; 2ª coleta → 27.400 mg/L; 3ª coleta → 35.550 mg/L; 4ª coleta → 65.096 mg/L; 5ª coleta → 87.955 mg/L; e 6ª coleta → 147.296 mg/L. Graficamente é possível visualizar que até a terceira coleta (em 13/07/05), com 105 dias de monitoramento, a DQO nos dois compartimentos é aproximadamente igual, sendo a DQO no fundo do reator ligeiramente superior. Entretanto, a partir da quarta coleta (em 07/09/05) verifica-se que a DQO a 1,0 m do fundo cresce mais que a outra.

O comportamento do parâmetro ST é mostrado na Figura 5.40. No fundo do reator sua evolução foi a seguinte: 1ª coleta → 144.185 mg/L; 2ª coleta → 150.159 mg/L; 3ª coleta → 160.415 mg/L; 4ª coleta → 197.925 mg/L; 5ª coleta → 220.530 mg/L; e 6ª coleta → 235.640 mg/L. A 1,0 m do fundo o desenvolvimento da DQO foi o seguinte: 1ª coleta → 77.955 mg/L; 2ª coleta → 100.332 mg/L; 3ª coleta → 112.036 mg/L; 4ª coleta → 136.385 mg/L; 5ª coleta → 145.018 mg/L; e 6ª coleta → 202.030 mg/L.

Este fato pode ser explicado por um acúmulo de sólidos não degradáveis no fundo do biodigestor.

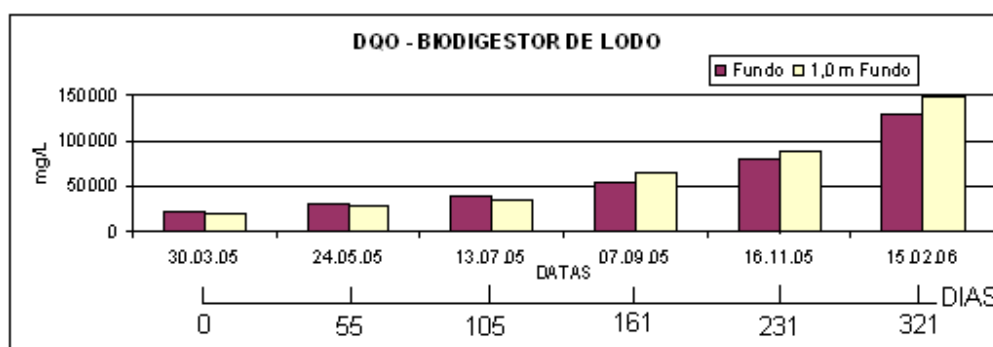


Figura 5.39 – DQO no lodo do biodigestor de lodo

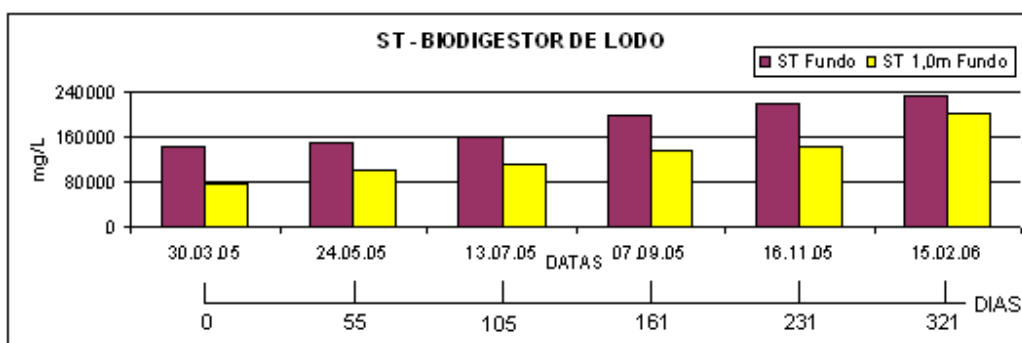


Figura 5.40 – ST no lodo do biodigestor de lodo

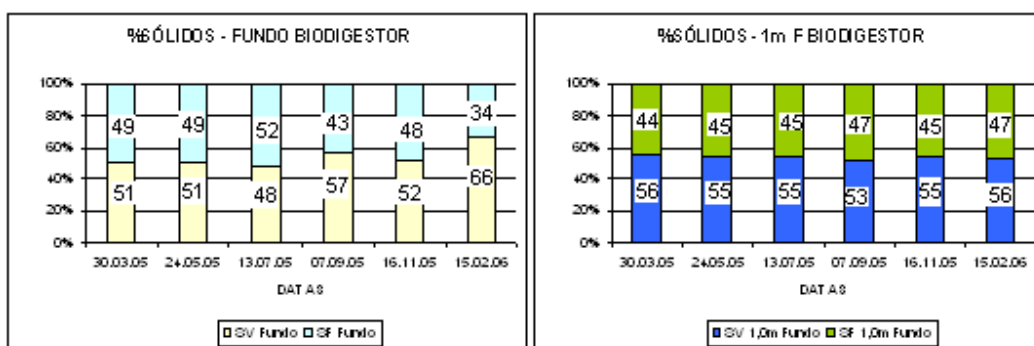


Figura 5.41 – Percentual de SFT e SVT no lodo do biodigestor de lodo

5.9.4. Atividade metanogênica específica (AME)

A Figura 5.42 apresenta graficamente a evolução da atividade metanogênica específica na lagoa anaeróbia, no reator UASB e no biodigestor de lodo, com destaques para as equações das curvas e para os coeficientes de conformidade (R^2) para cada um dos reatores.

Como todos os reatores foram inoculados com o mesmo lodo de dejetos suínos, a AME de partida foi a mesma (0,0331 g DQO-CH₄/g SV.dia). Este valor está próximo ao valor registrado por HENN (2005) para dar partida em um biodigestor clássico tratando dejetos suínos e que, também, foi referenciado por PINTO (2006) na avaliação de vários tipos de lodos para inocular um reator UASB (0,0490 g DQO-CH₄/g SV.dia).

Uma evolução significativa da AME nos reatores só começa a ser observada a partir do terceiro experimento, por volta do 294º dia de monitoramento.

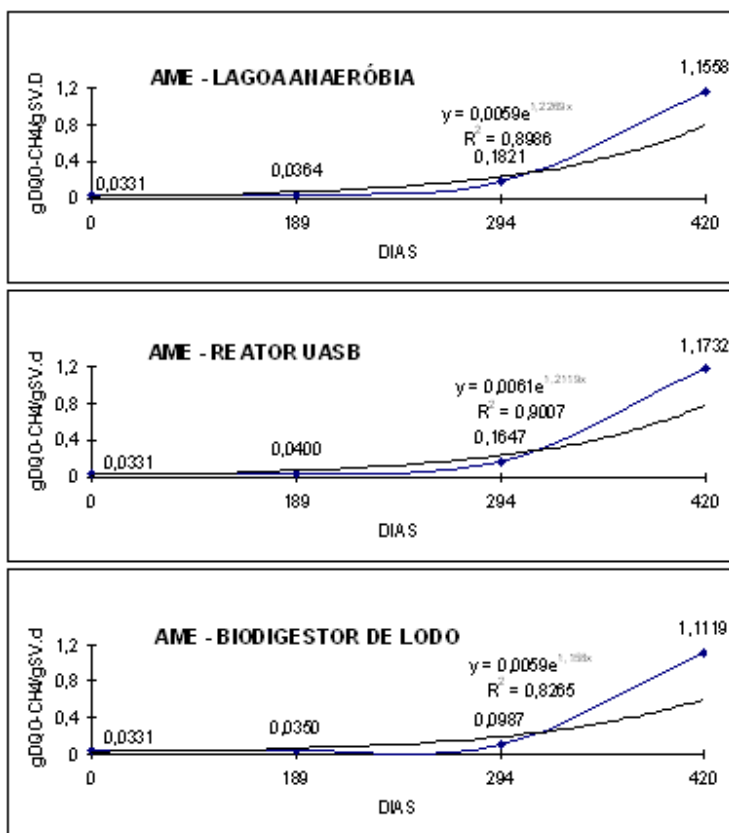


Figura 5.42 – Atividade metanogênica específica nos reatores

5.10. Crescimento da biomassa nos reatores

Neste tópico são apresentadas as evoluções de crescimento da biomassa, avaliadas em kg SVT, no interior dos reatores estudados, ao longo de 321 dias, com coletas realizadas nos dias: 30/03/05 → 0, 24/05/05 → 55 dias, 13/07/05 → 105 dias, 07/09/05 → 161 dias, 16/11/05 → 231 dias, e 15/02/06 → 321 dias.

5.10.1. Lagoa anaeróbia

A Figura 5.43 mostra o crescimento da biomassa no interior da lagoa anaeróbia e apresenta sua curva de tendência, com destaques para a equação da reta e o coeficiente de conformidade (R^2). Entre a primeira medição, de 11.400 kg SVT, realizada em 30/03/05, e

a última, de 17.424 kg SVT, realizada em 15/02/06, nota-se um crescimento da biomassa de 52,84%.

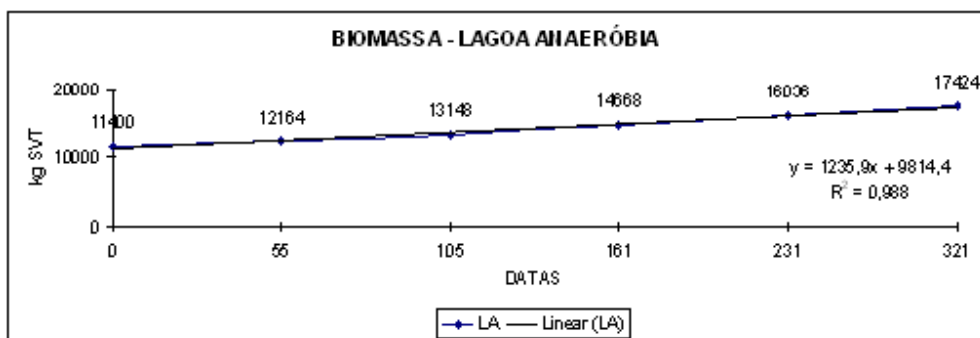


Figura 5.43 – Crescimento da biomassa na lagoa anaeróbia

5.10.2. Reator UASB

O crescimento da biomassa no interior do reator UASB é mostrado na Figura 5.44 que apresenta, também, sua curva de tendência, com destaques para a equação da reta e o coeficiente de conformidade (R^2). Entre a primeira medição, de 30,24 kg SVT, realizada em 30/03/05, e a última, de 177,00 kg SVT, realizada em 15/02/06, nota-se um crescimento de 485,32%.

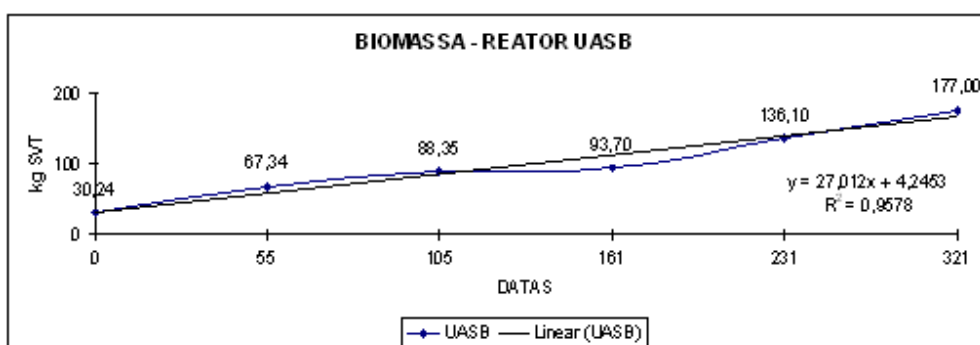


Figura 5.44 – Crescimento da biomassa no reator UASB

Na Figura 5.45 é possível verificar o comportamento da biomassa em cada compartimento do reator: no fundo, a 0,7 m do fundo, a 1,2 m do fundo e a 2,4 m do fundo. Observa-se que houve um crescimento da biomassa ao longo do tempo de monitoramento,

em todos os compartimentos, com exceção daquele mais próximo a linha d'água (a 2,4 m do fundo) que apresentou a biomassa decrescendo no período de estudo. O crescimento percentual da biomassa, em cada compartimento foi de: (a) no fundo do reator → 2.756,3%; (b) a 0,7 m do fundo → 377,9%; e (c) a 1,2 m do fundo → 401,6%. Em contrapartida, no compartimento mais a superfície, o decaimento da biomassa foi de 350,8%.

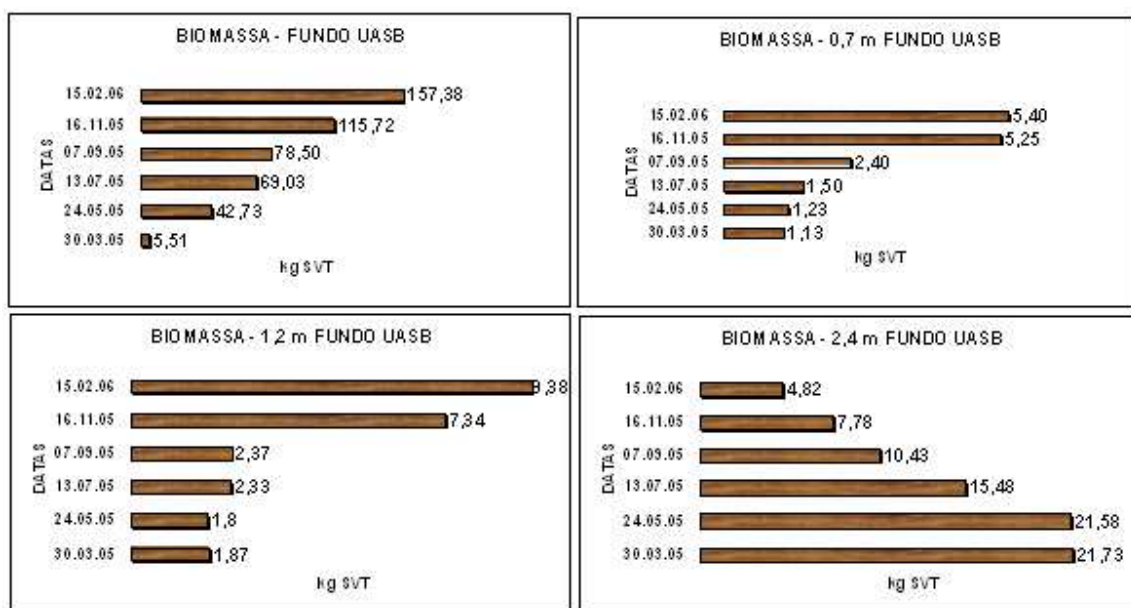


Figura 5.45 – Crescimento da biomassa na profundidade do reator UASB

O crescimento percentual da biomassa pode ser visualizado na Figura 5.46. Pela observação do gráfico fica evidente que na primeira amostragem, a maioria dos sólidos da biomassa se apresentava na faixa mais superficial do reator, 71,8%; contra somente 18,2%, no fundo. Com o passar do tempo constatou-se a troca de posição dos sólidos, com a biomassa, visivelmente, se posicionando mais ao fundo do reator. Na última observação, ao final do monitoramento, a participação percentual da biomassa, por compartimento do reator, era de 88,9% no fundo, contra apenas 2,7%, na superfície.

Quanto aos compartimentos intermediários verifica-se que naquele mais a superfície (a 1,2 m do fundo) a participação percentual da biomassa sempre foi maior do que naquele mais ao fundo (a 0,7 m do fundo) evidenciando que o primeiro é composto por sólidos ainda em decantação e o segundo, de sólidos bastante influenciados pela biofloculação.

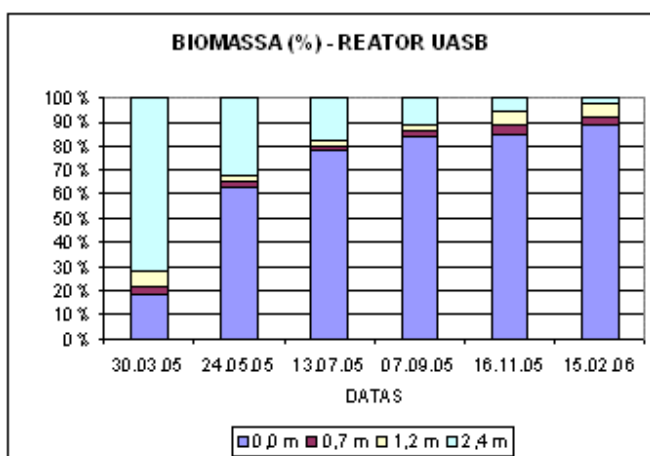


Figura 5.46 – Crescimento percentual da biomassa do reator UASB

5.10.3. Biodigestor de lodo

A Figura 5.47 mostra o crescimento da biomassa no interior do biodigestor de lodo e apresenta sua curva de tendência, com destaques para a equação da reta e o coeficiente de conformidade (R^2). Entre a primeira medição, de 1.138,9 kg SVT, realizada em 30/03/05, e a última, de 2.705,6 kg SVT, realizada em 15/02/06, nota-se um crescimento de biomassa no reator de 137,56%.

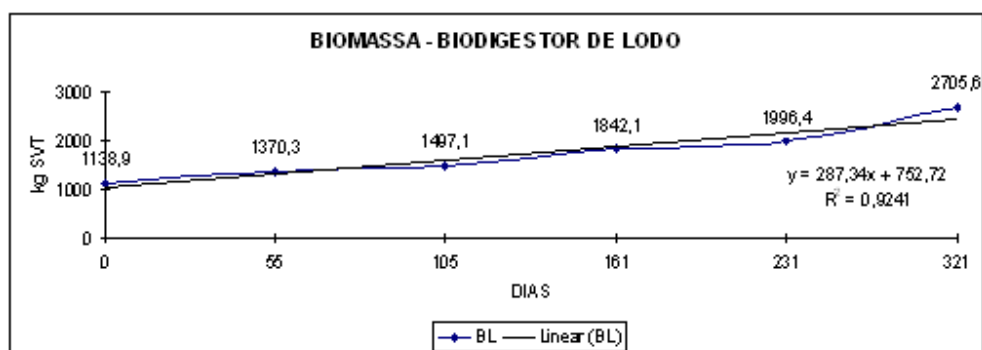


Figura 5.47 – Crescimento da biomassa no biodigestor de lodo

Através da Figura 5.48 pode-se observar o desenvolvimento da biomassa nos dois compartimentos do reator onde foi possível a coleta. Constata-se que houve crescimento da

biomassa ao longo do tempo e que este crescimento foi de 111,4% no fundo do reator e de 148,9% a 1,0 m do fundo.

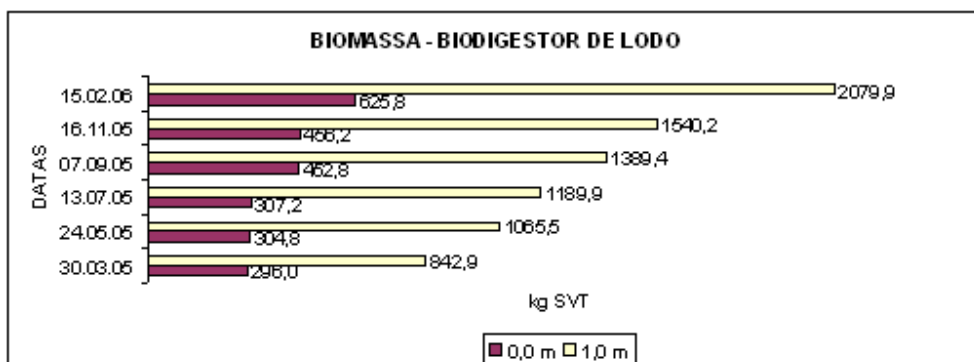


Figura 5.48 – Crescimento da biomassa na profundidade do biodigestor de lodo

O volume do reator demarcado sob influência do registro instalado a 1,0 m do fundo é 4,8 vezes maior (82,8/17,2) do que o volume sob influência do registro instalado no fundo, mas o crescimento percentual da biomassa no biodigestor de lodo, mostrado na Figura 5.49, não manifesta a mesma proporcionalidade. Na figura é possível visualizar que ao longo do experimento houve um crescimento praticamente uniforme nos dois compartimentos estudados. A evolução da participação percentual da biomassa no reator foi de: (a) a 1,0 m do fundo → 74%, 77,8%, 79,5%, 75,4%, 77,1% e 76,9%; e (b) no fundo → 26%, 22,2%, 20,5%, 24,6%, 22,9% e 23,1%. Portanto, a proporção de biomassa acima do fundo foi de 2,85; 3,49; 3,87; 3,07; 3,38 e 3,32 vezes maior que a do fundo do biodigestor.

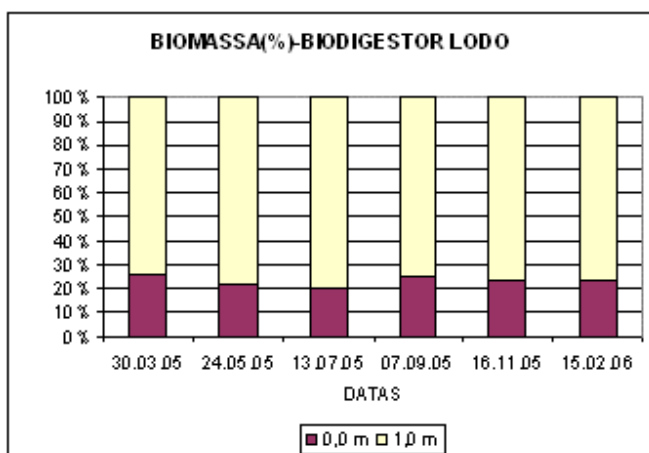


Figura 5.49 – Crescimento percentual da biomassa do biodigestor de lodo

6. CONCLUSÕES

6.1. Avaliação da remoção da matéria carbonácea na lagoa de decantação, lagoa anaeróbia e reator UASB

- **DQO**

A remoção média da DQO, obtida na FASE 1, no conjunto lagoa de decantação + lagoa anaeróbia + reator UASB, operando uma vazão de alimentação de 9,0 m³/dia de dejetos sob temperatura ambiente, apresentou eficiência média global de 85%, correspondente a uma DQO de entrada na lagoa de decantação de 11.330 mg/L e de saída do reator UASB de 1.686 mg/L. Avaliados individualmente, lagoa de decantação, lagoa anaeróbia e reator UASB operaram com eficiência de 41%, 63% e 31%, respectivamente.

Na FASE 2, o conjunto lagoa de decantação + lagoa anaeróbia + reator UASB, operando sob condições de temperatura ambiente e uma vazão de alimentação de 6,8 m³/dia, apresentou eficiência média de 82%, para uma DQO afluyente de 12.221 mg/L e efluente de 2.255 mg/L. Lagoa de decantação, lagoa anaeróbia e reator UASB, avaliados um a um, apresentaram eficiência de 39%, 63% e 19%, respectivamente.

- **BDO**

Avaliado em termos de remoção da DBO, na FASE 1, o conjunto lagoa de decantação + lagoa anaeróbia + reator UASB, para uma entrada de 8.550 mg/L na lagoa de decantação e saída de 630 mg/L no reator UASB, apresentou uma eficiência de 93%. A eficiência dos reatores foi de 48%, na lagoa de decantação; 71% na lagoa anaeróbia e 52% no reator UASB.

Na FASE 2, a DBO de entrada na lagoa de decantação foi de 8.800 mg/L e a eficiência do conjunto caiu para 89%. Avaliados um a um, os reatores apresentaram as

seguintes eficiências: lagoa de decantação, 42%; lagoa anaeróbia, 63%; e reator UASB, 50%, com DBO efluente de 954 mg/L.

- Sólidos

No conjunto lagoa de decantação + lagoa anaeróbia + reator UASB a remoção média dos SSed, obtida na FASE 1, apresentou eficiência média de 98,6%, para 21 mL/L na entrada da lagoa de decantação e 0,3 mL/L na saída do reator UASB. Na FASE 2, a eficiência do conjunto foi de 99,5%, para 42 mL/L na entrada da lagoa de decantação e 0,2 mL/L na saída do reator UASB. Entre os reatores, a lagoa de decantação foi o que apresentou a maior variação de eficiência, da FASE 1 para a FASE 2, em função da grande variação das concentrações no afluente. A lagoa anaeróbia, em ambas as fases, apresentou a melhor eficiência, superior a 98%.

Avaliado em termos da remoção dos ST, na FASE 1, o conjunto lagoa de decantação + lagoa anaeróbia + reator UASB, para uma entrada de 7.790 mg/L na lagoa de decantação e saída de 3.485 mg/L no reator UASB, registrou uma eficiência de 55,3%. A eficiência dos reatores foi de 27,7% na lagoa de decantação, 35,8% na lagoa anaeróbia e 3,7% no reator UASB. Na FASE 2, a de entrada de ST na lagoa de decantação foi de 8.370 mg/L e a eficiência do conjunto, de 21,7%. Avaliados um a um, os reatores apresentaram as seguintes eficiências: lagoa de decantação, 30,3%; lagoa anaeróbia, 31,3%; e reator UASB, 0%, com DBO efluente de 4.010 mg/L.

- Reator UASB

O reator UASB, por ser um reator anaeróbio que necessita de maiores cuidados operacionais, operado que foi com um mínimo de interferência, foi o que apresentou pior desempenho. As condições de operação de temperatura e pH, muito próximos das condições limites, somadas às elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal no afluente do reator podem ser colocadas como indicativas das más condições de operação do reator.

- Efluente do conjunto lagoa de decantação + lagoa anaeróbia + reator UASB

Quanto a qualidade do efluente para fins de lançamento no corpo d'água receptor (o Rio Cachoeirinha), em ambas as fases, conclui-se que para se alcançar os valores recomendados de nitrogênio total, fósforo total e DBO, fazem-se necessário a implantação das etapas de tratamento aeróbio, constituído de uma série de duas lagoas (lagoa facultativa aerada + lagoa de maturação), seguido de pós-tratamento (filtro de pedras), como previsto previamente no Modelo UFSC/EPAGRI/EMBRAPA.

6.2. Avaliação do biodigestor alimentado com lodo decantado da lagoa de decantação

O biodigestor de lodo foi operado sob as condições do ambiente local e alimentado com vazão de $0,86 \text{ m}^3/\text{dia}$, tendo $\text{TDH} = 34,9$ dias. A carga orgânica volumétrica (COV) aplicada, durante as duas fases operacionais, variou de $0,79$ a $1,22 \text{ kg ST}/\text{m}^3 \cdot \text{dia}$. Obteve-se eficiência média de remoção de DQO variando de 51% a 71% ; e de DBO, de 58% a 82% .

A produção de biogás no biodigestor de lodo foi medida durante a FASE 2 e apresentou um valor médio de $6,26 \text{ m}^3/\text{dia}$, proporcionando uma produção específica de $7,3 \text{ m}^3 \text{ biogás}/\text{m}^3 \cdot \text{dia}$, equivalente a $0,17 \text{ m}^3 \text{ biogás}/\text{kg ST} \cdot \text{dia}$ ($0,26 \text{ m}^3 \text{ biogás}/\text{kg SVT} \cdot \text{dia}$).

6.3. Avaliação da partida dos reatores

A partida dos reatores, nas condições em que foram estudadas nesta tese, a partir de um inóculo de dejetos suínos de uma esterqueira não proporcionou redução de tempo para a obtenção da estabilidade nas unidades avaliadas.

A AME do inóculo, de $0,0331 \text{ g DQO-CH}_4/\text{g SV} \cdot \text{dia}$, teve evolução muito lenta e só apresentou crescimento significativo a partir do 294º dia quando registrou $0,1821$, $0,1647$ e $0,0987 \text{ g DQO-CH}_4/\text{g SV} \cdot \text{dia}$, para lagoa anaeróbia, reator UASB e biodigestor de lodo, respectivamente.

Conclui-se que lodo de dejetos suínos utilizado para inóculo de reatores anaeróbios não se apresenta já adaptado às condições anaeróbias pretendidas nos reatores e, ao mesmo tempo, avaliado em termos de atividade metanogênica específica, apresentou-se com baixa qualidade.

Os valores registrados após 420 dias de monitoramento indicam elevado crescimento da AME: (a) lagoa anaeróbia → 1,1558 g DQO-CH₄/g SV.dia, 3.392%; (b) reator UASB → 1,1732 g DQO-CH₄/g SV.dia, 3.444%; e (c) biodigestor de lodo → 1,1119 g DQO-CH₄/g SV.dia, 3.259%.

Para encurtar o tempo de partida de reatores anaeróbios, para o tratamento de dejetos suínos, deve-se utilizar o auxílio de um inóculo, mesmo que em pequenas proporções de volume, de um lodo de atividade metanogênica significativa.

Conclui-se, também, que uma maior concentração de lodo no interior do reator (biodigestor, p/ex.) não representa necessariamente uma melhor qualidade do lodo, em termos de AME. Dos três reatores estudados, o biodigestor de lodo foi o reator que apresentou menor evolução da AME e um menor valor final.

6.4. Avaliação das características do processo

6.4.1. Sólidos no interior dos reatores

Na lagoa anaeróbia a concentração de sólidos totais (ST) teve crescimento de 52,2% ao longo do experimento (variou de 52.050 mg/L para 79.200 mg/L), com uma composição percentual média de 54% de SVT e 46% de SFT. A concentração de matéria orgânica, em termos de DQO, variou de 42.855 mg/L, na primeira coleta, para 62.571 mg/L, na última, evidenciando um crescimento de 46% ao final de 321 dias.

O pouco crescimento de DQO e ST pode ser explicado pelo fato de a lagoa ser alimentada com o efluente clarificado da lagoa de decantação, somado ao fato de que uma parcela dos sólidos afluentes não sedimenta na lagoa anaeróbia e escapa com o efluente para o reator UASB.

No reator UASB o decantador foi o responsável pela retenção de grande parte dos sólidos do afluente determinando um grande crescimento dos parâmetros DQO e ST no fundo do reator, em detrimento dos outros três compartimentos, que em relação ao fundo apresentaram valores pouco significantes. No fundo do reator, a DQO cresceu 5.857,7% (evoluindo de 2.090 mg/L para 124.516 mg/L) e os ST, 1.854,9% (passando de 7.455 mg/L para 145.740 mg/L).

O biodigestor de lodo, como não possui um decantador, teve comportamento similar nos dois compartimentos observados. A concentração de ST foi sempre maior no fundo do reator, mas a DQO, que apresentou este comportamento até a terceira coleta, teve a partir da quarta coleta o compartimento 1,0 m acima do fundo apresentando maior crescimento. Este fato sugere que com o passar do tempo, sólidos não biodegradáveis se acumulam no fundo do reator, ocupando uma parcela do seu volume útil.

6.4.2. Crescimento da biomassa

Nos 400 m³ da lagoa anaeróbia, durante os 321 dias do período de monitoramento, constatou-se que a biomassa teve um crescimento de 52,84%, evoluindo de 11.400 kg SVT para 17.424 kg SVT, definindo-se assim, para o reator, nas condições em que foi operado, uma taxa de crescimento de 0,047 kg SVT/m³.dia.

No reator UASB, a biomassa evoluiu de 30,24 para 177 kg SVT, um crescimento de 485,32%. Para um volume útil de 15 m³, definiu-se, nas condições em que foi operado, uma taxa de crescimento de 0,030 kg SVT/m³.dia.

Quanto ao crescimento da biomassa no interior do biodigestor de lodo, constata-se que foi de 137,56%, variando de 1.138,9 para 2.705,6 kg SVT. A taxa de crescimento, para um volume de 30 m³, nas condições de operação deste trabalho, foi de 0,163 kg SVT/m³.dia.

7. RECOMENDAÇÕES

Como:

- O sistema composto pelas unidades anaeróbias estudadas não confere ao efluente tratado qualidade que o recomende para disposição final em corpos receptores, se apresentando devedor quanto à remoção dos nutrientes nitrogênio e fósforo, mas também, ainda com elevados valores remanescentes de DQO e DBO, faz-se imperativo a complementação do tratamento com unidades aeróbias seguidas de um pós-tratamento.

- Os custos de instalação de todas as unidades de tratamento necessárias para a boa qualidade do efluente inviabilizam financeiramente o projeto, se pensarmos em um único produtor como o responsável pela sua implantação. Para a construção das unidades do tratamento anaeróbio seriam necessários R\$-68.320,11 (sessenta e oito mil trezentos e vinte reais e onze centavos). Os custos referentes à implantação das unidades complementares (tratamento aeróbio + pós-tratamento) somam R\$-29.955,82 (vinte e nove mil novecentos e cinquenta e cinco reais e oitenta e dois centavos); ficando o custo total do sistema de tratamento e valorização em R\$-98.275,93 (noventa e oito mil duzentos e setenta e cinco reais e noventa e três centavos).

- Os proprietários das granjas não possuem mão de obra disponível para trabalhar na operação e manutenção de um sistema de tratamento de dejetos que, mesmo trabalhando com um mínimo de interferência humana necessita diariamente de cuidados operacionais. Deslocar um homem, ou contratar mão de obra para esse serviço, acarreta em mais custos que o produtor não está disposto a assumir.

- Os proprietários de granjas de criação de suínos na região trabalhada não abrem mão de uma parcela dos dejetos produzidos, que são armazenados em esterqueiras, e periodicamente aplicados como biofertilizantes nas lavouras de milho, principalmente, para a produção de ração animal.

Recomenda-se:

- Que cada produtor deva manter em sua propriedade, sem a finalidade de tratar os dejetos, uma lagoa de armazenamento coberta, para fins de valorização do biogás e com vistas a evitar a proliferação de insetos e a emissão de maus odores. Esta unidade deve satisfazer a necessidade dos produtores de utilizar os dejetos para fins de biofertilização.

- Que o Estado deva chamar para si a responsabilidade pelo equacionamento dos problemas ambientais relacionados com a suinocultura e, a partir daí, trabalhar soluções que possam mitigar os danos causados aos reservatórios ambientais naturais, receptores dos dejetos.

- Que se trabalhe com a idéia de micro bacias hidrográficas, que somem diversas propriedades. Devem ser construídas linhas coletoras que captem o excedente dos dejetos em cada propriedade da bacia, finalizando a linha com uma Central de Tratamento e Valorização de Dejetos Animais (CTVDA), como demonstrado no esquema da Figura 7.1.

- A CTVDA proposta deve ser operada e monitorada por pelo menos dois funcionários, sendo um, necessariamente, de nível técnico, sob a responsabilidade do Estado ou, sob sua delegação, de uma cooperativa de produtores da região, por exemplo. Esta recomendação vem de encontro à conclusão apresentada por KUNZ *et al.* (2005) que diz: “Outro componente importante para que a tecnologia seja eficiente e tenha sucesso (...) refere-se à mão de obra utilizada para seu manejo (**e eu acrescento: tratamento, referindo-me aos dejetos**). Com a necessidade de tecnificação da suinocultura e a legislação ambiental tornando-se cada vez mais restritiva, o conhecimento técnico torna-se cada vez mais importante e, para isso, é necessária a participação de recursos humanos qualificados que tenham, sobretudo, uma visão sistêmica do processo e de seus impactos ambientais”.

- A CTVDA pode (e deve) manter o fluxo de tratamento e valorização de dejetos proposto segundo o Modelo UFSC/EPAGRI/EMBRAPA.

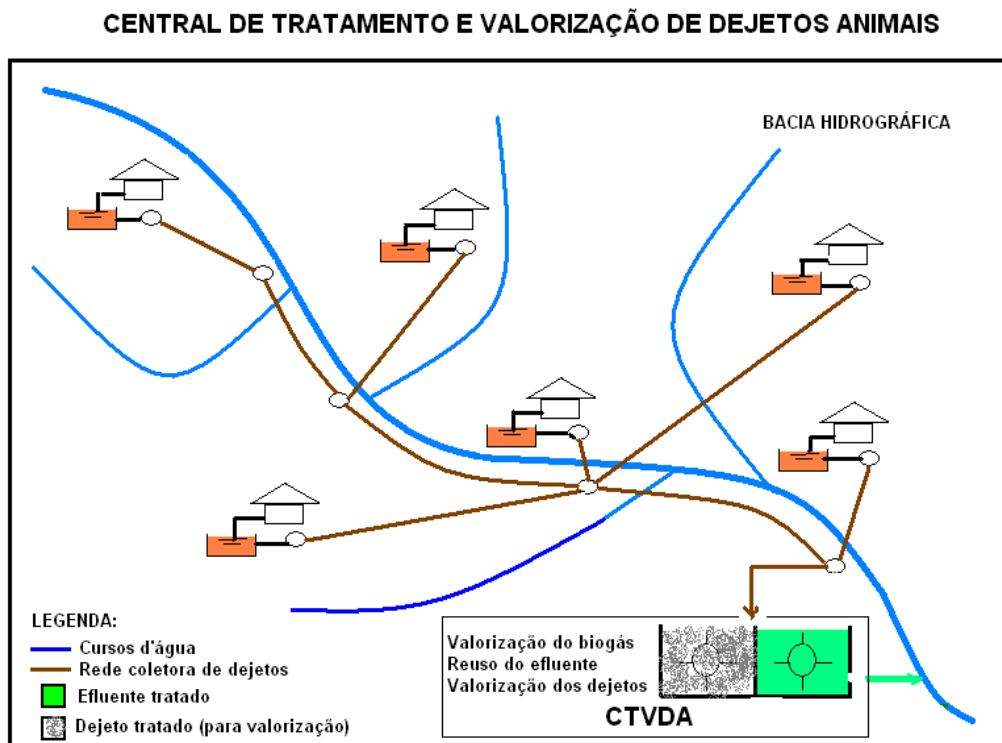


Figura 7.1 – Tratamento e valorização de dejetos trabalhados por bacias hidrográficas

Finalizando, quanto a novos estudos e pesquisas a serem realizadas, as unidades experimentais implantadas na propriedade do Sr. Vilivaldo Michels, segundo o Modelo UFSC/EPAGRI/EMBRAPA, permitem uma gama de possibilidades, dentre as quais, dando continuidade a este trabalho, recomendamos:

- Avaliação quantitativa e qualitativa através de cromatografia gasosa do biogás produzido nas unidades anaeróbias de tratamento.
- Verificação da potencialidade e valorização de diversos tipos de usos do biogás.
- Avaliação cromatográfica dos ácidos graxos voláteis (AGV) nos diversos reatores anaeróbios.
- Pré-tratamento dos dejetos suínos com vistas à remoção de nitrogênio amoniacal.
- Eficiência de reator UASB tratando dejetos suínos com baixa carga de nitrogênio amoniacal.
- Avaliação da eficiência do reator UASB operando com pH estável sob temperatura ambiente.

- Produção de biogás no biodigestor de lodo operado com diversas vazões de alimentação.
- Produção de biogás no biodigestor com recirculação do efluente e aquecimento.
- Avaliação da presença de compostos tóxicos para a digestão anaeróbia no lodo dos reatores.
- Identificação de bactérias metanogênicas na biomassa de reatores anaeróbios tratando dejetos suínos.
- Economia no consumo de água nas atividades da suinocultura e reuso do efluente tratado.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABIPECS – Associação Brasileira de Informações e Pesquisa em Carne Suína (2005) Relatório Anual de Produção de Suínos. Disponível em <http://www.abipecs.com.br>. Acesso em 21/02/2005.

ACCS – Associação Catarinense de Criadores de Suínos (2005) Relatório Anual 2004. Disponível em <http://www.accs.org.br/relatorio.php>. Acesso em 21/02/2005.

ALVES, R. G. C de M.; BELLI F^o, P.; PHILIPPI, L. S.; HENN, A.; MONTEIRO, L. W. da S. (2005) Digestores anaeróbios para tratamento de dejetos suínos – avaliação de partida para diferentes configurações de reatores. Anais do 23^o Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, ABES, 18 a 23/09/05, p. 88. Campo Grande/MS.

ARROYO, N. A. R. (2004) Valorização do Biogás. Seminário sobre Tecnologias para Dejetos Suínos. EPAGRI/CIRAM, 13 a 15/09/04. Florianópolis/SC.

BARIJAN, F. P. O. (1995) Produção de lodo em um reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo. Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil, 162p. Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Campinas, Campinas/SP.

BELLI F^o, P. (1995) Stockage et odeur des dejections animales – cas di lisier de porc. Tese de doutorado. Université de Rennes. 250 p.

BELLI F^o, P; COSTA, R. H. R.; SOARES, S. R.; CASTILHOS JR., A. B. PERDOMO, C. C. (2001) Tecnologias para o tratamento de dejetos de suínos. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental. V. 5, n^o 1, 166-171.

BELLI Fº, P.; DALAVEQUIA, M.; LAPLANCHE, A.; PERDOMO, C. C.; COSTA, R. H. R. (2001) Evaluation des lagunages pilotes pour le traitement de lisier de porc. 4º Congress international du GRUTTEE. Limoges, França.

Biogás Fórum. La Méthanisation – qu'est ce que c'est? www.biogas.ch/wasist.htm#biogaz. 10/07/2003.

CAMPOS, C. M. M, MOCHIZUKI, E. T, DAMASCENO, L. H. S, BOTELHO, C. G. (2005) Avaliação do potencial de produção de biogás e da eficiência de tratamento do reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) alimentado com dejetos suínos. Ciência Agrotécnica, v 29, n.4, p. 848-856, jul/ago. Lavras/MG.

CARMO JR., G. N. R. (1998) Aplicabilidade de reator UASB para tratamento de resíduos líquidos da suinocultura. Dissertação de mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental – PPGEA, UFSC. Florianópolis/SC, 110 p.

CAZARRÉ, Marcus M. (2001) Otimização de lagoas anaeróbias para o tratamento de dejetos de suínos. Dissertação de mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental – PPGEA, UFSC. Florianópolis/SC, 98 p.

CHERNICHARO, Carlos A de L. (1997) Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, vol 5: Reatores Anaeróbios. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. UFMG. Belo Horizonte/MG.

COHEN, T (1982) Optimization of anaerobic digestion of soluble carbohydrate containing wastewater by phase separation. Amsterdam, 83p.

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente (2005) Resolução 357, de 17/03/05: Classificação dos corpos d'água e padrões para o lançamento de efluentes. Ministério do Meio Ambiente.

COSTA, R. H. R.; ZANOTELLI, C.; RAFIKOV, M.; BELLI Fº, P. (2002) Modelling of nitrogen and phosphorus in facultative ponds with baffles for treatment of pigger wastes. In 5th International IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilization Ponds 2002. Aucklaand. V. 1.

COUTINHO, C. I. (2001) Planejamento para o manejo de dejetos de suínos. Estudo de caso: Bacia dos Fragosos, Concórdia/SC. Dissertação de mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental – PPGEA, UFSC. Florianópolis/SC.

DALAVÉQUIA, M. (2000) Avaliação de lagoas de estabilização para tratamento de dejetos suínos. Dissertação de mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental – PPGEA, UFSC. Florianópolis/SC, 180 p.

DA SILVA, A. P. (2000) Diagnóstico sócio econômico e ambiental – Aspectos sobre a sustentabilidade da suinocultura na bacia Hidrográfica de Fragosos. Dissertação de mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental – PPGEA, UFSC. Florianópolis/SC, 210 p.

DIESEL, R. (2002) Coletânea de tecnologias sobre dejetos suínos. Boletim Informativo de Pesquisa – BIPERS. EMBRAPA Suínos e Aves e Extensão, N° 14, 30p. EMATER/RS.

EPAGRI/CIRAM (2000) EMPRESA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA E DE EXTENSÃO RURAL DO ESTADO DE SANTA CATARINA/Centro Integrado de Informações de Recursos Ambientais. Inventário das terras da sub-bacia hidrográfica do rio Coruja/Bonito, 112p. Florianópolis/SC.

FATMA – Fundação do Meio Ambiente (1999). Legislação Ambiental Básica do Estado de Santa Catarina. Florianópolis/SC, dez/99.

GERARDI, Michael M. (2003) The microbiology of Anaerobic Digestors. John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, New Jersey, USA.

GIJZEN, H. J. (1987) Anaerobic digestion of cellulosic waste by a rúmen-derived process. Thesis, University of Nymegen, Nymegen.

GOSMANN, H. A. (1997) Estudo comparativo com esterqueira e bioesterqueira para o armazenamento e valorização de dejetos de suínos. Dissertação de mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental – PPGEA, UFSC. Florianópolis/SC, 126 p.

GOSMANN, H. A. (2004) Armazenagem de dejetos suínos. Seminário sobre Tecnologias para Dejetos Suínos. EPAGRI/CIRAM, 13 a 15/09/04. Florianópolis/SC.

GOULART, R. M. (1997) Processo de compostagem: alternativa complementar para tratamento de camas biológicas de dejetos suínos. Dissertação de mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental – PPGEA, UFSC. Florianópolis/SC.

HADLICH, G. M. (2004) Poluição hídrica na bacia do Rio Coruja-Bonito (Braço do Norte/SC) e Suinocultura: Uma Perspectiva Sistêmica. Tese de doutorado, PGRN/UFSC, 272p. Florianópolis/SC.

HENN, A. (2005) Comportamento de partida e avaliação de um sistema real de tratamento e armazenamento de dejetos de suínos em uma pequena propriedade suinícola no município de Braço do Norte/SC. Dissertação de mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental – PPGEA, UFSC. Florianópolis/SC.

HOBSON, P. N. (1983) The kinetics of anaerobic digestion of farm wastes. J. Chem. Techn. Biotechnol. 33B: 1-20.

HOHLFELD, J. & SASSE, L. (1986) Production and utilization of biogas in rural areas of industrialized and developing countries. Publi. by Dt. Ges. für Techn. Zusammenarbeit (GTZ) GmbH. Transl. by James und Gisela Lorenz. Federal Republic of Germany.

KIM, B.U, WON, C.H e RIM, J.M. (2004) Combined UASB reactor and DAF/BF/anoxic/aerobic process for the removal of high-concentration organic matter and nutrients from slurry-type swine waste. *Water Science and Technology*, Vol 49, nº 5-6, pp 199-205.

KIM, B.U; LEE, W. H; LEE, H. J. e RIM, J.M. (2004). Ammonium nitrogen removal from slurry-type swine wastewater by pretreatment using crystallization for nitrogen control of anaerobic digestion. *Water Science and Technology*, Vol 49, nº 5-6, pp 215-222.

KIMBERLY, D. R. et al (1997) *Guide to Environmental Quality in Pork Production*. www.nppc.org/PROD/EnvironmentalSection/environguide National Pork Producers Council. Acesso em 27/09/04.

KUNZ, A.; HIGARASHI, M. M.; OLIVEIRA, P. A. de (2005) Tecnologias de manejo e tratamento de dejetos de suínos estudadas no Brasil. *Cadernos de Ciência & Tecnologia*, v.22, n.3, p.651-665, set/dez. Brasília/DF.

LAGRANGE, B. (1979) *Biomethane: principes, techniques, utilisations*. Édisud/Énergies alternatives. Aix-en-Provence.

LETTINGA, G; van VELSEN, F. M; HOBMA, S. W; de ZEEUW, W. J. and KLAPWIJK, A. (1980) Use of the upflow sludge blanket (USB) reactor concept for biological wastewater treatment. *Biotechnological Bioengineering*. V. 22, 699-734.

LETTINGA, G. & HULSHOFF, P. L. W. (1991) UASB process design for various types of wastewater. *Water Science and Technology*, Vol 24, nº 8, p 87-107.

LUCAS JR., J. de; SOUZA, C. F.; FERREIRA, W. P. M. (2005) Biodigestão anaeróbia de dejetos suínos sob efeito de três temperaturas e de dois níveis de agitação do substrato – considerações sobre a partida. *Engenharia Agrícola*, v.25, n.2, p 530-539, mai/ago. Jaboticabal/SP.

MEDRI, V. (1997) Modelagem e otimização de sistemas de lagoas de estabilização para o tratamento de dejetos suínos. Tese de doutorado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental – PPGEA, 206p, UFSC. Florianópolis/SC.

MALINA JR, J. F. & POHLAND, F. G. (1992) Design of anaerobic processes for the treatment of industrial and municipal wastes. Vol.7. Water Quality Management Library. USA.

MIRANDA, C. R. *et al* (2002) A questão ambiental e a suinocultura catarinense – a produção científica dos cursos de pós-graduação da UFSC.

MIRANDA, C. R. (2005) Avaliação de estratégias para sustentabilidade da suinocultura. Tese de doutorado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental – PPGEA, UFSC. Florianópolis/SC.

METCALF & EDDY (1991) Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse. METCALF & EDDY, Inc 3th ed, 1334 p.

MONTEIRO, L. W. S. (2005) Manejo ambiental de dejetos suíno integrado a potencialidade de geração de biogás em uma pequena propriedade em Braço do Norte/SC. Dissertação de mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental – PPGEA, UFSC. Florianópolis/SC.

NOGUEIRA, L. A. H. (1992) Biodigestão: a alternativa energética. Editora Nobel, 1^a ed., 93p. São Paulo/SP

OLIVEIRA, P. A. V. *et al* (1993). Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos. EMBRAPA-CNPSA, Concórdia/SC, 188 p.

OLIVEIRA, P. J. P. (2002) Tratamento secundário e terciário de dejetos de suínos utilizando lagoas de alta taxa algal aerada e de maturação. Dissertação de mestrado.

Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental – PPGEA, UFSC. Florianópolis/SC.

OELTJEN, G. (2004) A experiência da Alemanha na gestão dos dejetos suínos. Seminário sobre Tecnologias para Dejetos Suínos. EPAGRI/CIRAM, 13 a 15/09/04. Florianópolis/SC.

PINTO, R. O. (2006) Avaliação da digestão anaeróbia na bioestabilização de resíduos sólidos orgânicos, lodo de tanque séptico, dejetos suínos e lixiviado (chorume). Tese de doutorado. Programa de Pós-Graduação de Engenharia Ambiental - PPGEA, UFSC. Florianópolis/SC.

PIRES, G. S. P. (1999) Tratamento de dejetos suínos em meio anaeróbio e meio com aeração intermitente. Dissertação de mestrado, 73p. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental – PPGEA, UFSC. Florianópolis/SC.

RODRIGUES, J. B. R.; ROCHA, O.; COSTA, R. H. R.; BELLI Fº, P. (2002) Growth of the micro algae chlorella minutíssima and its capacity to remove pollution agents when cultivated in diferents concentration of pig dejections. In 5 th International IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilization Ponds 2002. Aucklaand. V. 1.

ROPER, D. *et al* (1992) Guide to Environmental Quality in Pork Production. www.nppc.org/PROD/EnvironmentalSection/environguide National Pork Producers Council. Acesso em 01/08/03.

SEZERINO, P. H. (2002) Pós-tratamento em efluentes de lagoas de estabilização aplicadas a dejetos de suínos utilizando biofiltros com macrófitas. Dissertação de mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental – PPGEA, 125p, UFSC. Florianópolis/SC.

SEZERINO, P. H; REGINATTO, V; SANTOS, M. A; KAYSER, K; KUNST, S; PHILIPPI, L. S; SOARES, H. M. (2003) Nutrient removal from piggery effluent using

vertical flow constructed wetlands in southern Brazil. *Water Science and Technology*, Vol 48, n° 2, pp 129-135. IWA Publishing.

SILVA, F. C. M. (1996) Tratamento de dejetos suínos utilizando lagoas de alta taxa de degradação em bateladas. Dissertação de mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental – PPGEA, UFSC. Florianópolis/SC.

SOARES, H. M. e HIRATA, T. S. (1997). Curso de Tratamento Biológico de Resíduos. Florianópolis. MCT/CNPq. PGENQ/UFSC, CDB. 23 p.

STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER (2000) 20th Edition.

TIETJEN, C. (1975). From biodung to biogas. Hystorical review of European experience. In: *Energy, Agriculture and Waste Management*. Ann Arbor Science Publishers Inc., Ann Arbor, Michigan 48106.

VAN HAANDEL, Adrianus C & LETTINGA, Gatzke. (1994). Tratamento Anaeróbio de Esgotos - Um Manual para Regiões de Clima Quente. Campina Grande/PB.

VAN VELSEN, A. F. M. (1981). Anaerobic digestion of piggery waste, ph.D Thesis Agricultural University. Wageningen.

ZAGO, S (2003). Potencialidade da produção de energia através do biogás integrada à melhoria ambiental em propriedades rurais com criação intensiva de animais, na região do meio-oeste catarinense. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. FURB, 90p.

ZANOTELLI, T. C. (2002) Modelagem matemática de nitrogênio e fósforo em lagoas facultativas e de aguapés para tratamento de dejetos de suínos. Tese de doutorado (Engenharia de Produção), 162p, UFSC. Florianópolis/SC.

ZEEMAN, G. (1991). Mesophilic and psychophilic digestion of liquid manure. Tesis Doctor. Landbouwniversiteit. Wageningen, Netherlands.

APÊNDICES

Tabela 1 - Caracterização do dejetos suíno bruto (DSB)

COLETA	pH	Temperat. °C	P.Redox mV	PT mg/L	DQO mg/L	DBO mg/L	NTK mg/L	N-NH ₄ mg/L	Alcalin. mg/L	AVT mg/L	ST mg/L	SVT mg/L	SFT mg/L	SSed mg/L
27.01.05	6,97	24,0	-2,5	110	8643	4600	2072	952	5220	566	6190	2790	3400	42
10.02.05	6,88	26,9	-6,1	598	11518	5100	1428	994	2870	83	5480	2600	2880	50
03.03.05	7,16	27,8	-17,9	215	11111	5100	1302	602	2560	1770	8055	5135	2920	8
10.03.05	7,10	30,0	-16,0	421	12530	8900	1372	1008	4040	610	7800	4265	3535	72
21.03.05	7,47	31,7	-37,5	250	12530	11600	756	504	1718	336	6035	4565	2085	45
07.04.05	7,13	30,6	-7,4	462	10944	7500	1456	1029	5898	824	8425	5185	3240	12
18.04.05	7,83	26,9	-49,3	69	5546	4000	1288	952	3480	178	4965	3020	1945	1,2
04.05.05	7,30	26,5	-21,4	604	11918	9500	1988	1470	6626	160	8265	4420	3845	6
11.05.05	6,84	30,8	-10,2	633	13686	14800	1918	1246	5800	244	13380	9025	4355	210
18.05.05	7,29	20,0	-27,9	224	8404	1900	426	263	1060	120	2075	995	1080	4
24.05.05	7,87	18,9	-50,8	238	7267	5400	1456	1106	4880	50	6975	3905	3070	0,5
01.06.05	7,66	22,8	-44,3	228	11601	8500	717	1638	4740	120	7755	4770	2985	30
08.06.05	7,16	23,9	-16,9	234	11141	8600	1820	1022	5000	140	7780	4530	3250	10
15.06.05	6,44	20,7	-17,5	258	19141	25800	2156	1218	6160	140	19155	13060	6095	400
22.06.05	8,44	15,4	-82,9	406	10695	9000	1344	938	4050	50	8055	4490	3565	10
29.06.05	6,74	22,8	2,2	493	23622	19200	2464	1036	5750	130	17860	12180	5680	450
06.07.05	6,86	17,3	-5,0	287	10287	5400	1540	938	4500	95	5650	2900	2750	10
13.07.05	6,83	25,3	9,1	353	17772	8822	2576	910	2400	100	10550	7010	3540	350
20.07.05	7,12	14,8	3,0	154	7607	4200	840	767	3650	10	5150	2355	2795	6
27.07.05	7,96	20,3	-38,2	101	10005	8760	1624	1154	7000	25	10440	6875	3565	5
03.08.05	7,37	24,8	-22,8	115	9101	6900	1232	812	4100	35	6620	4240	2380	25
17.08.05	7,68	24,8	-40,7	166	13094	12700	1652	1148	6250	20	9495	5915	3580	30
24.08.05	8,53	19,3	-93,0	216	21231	12000	2940	2086	5400	55	15685	10280	5405	45
07.09.05	7,24	20,5	-23,6	176	10016	11100	2940	1400	5850	70	6130	3365	2765	52
14.09.05	8,59	13,1	-88,0	100	12221	6000	1316	448	3550	70	8290	5525	2765	10
28.09.05	7,32	20,2	-18,8	390	19737	12300	2548	672	6100	48	8370	4565	3805	160
05.10.05	6,65	20,7	-11,6	546	20244	9600	1624	1120	5500	95	10915	7050	3865	220
19.10.05	6,90	21,4	-14,4	197	13007	9300	1344	976	4250	85	6430	3980	2450	42
26.10.05	7,42	20,3	-24,7	172	10744	8800	1596	1001	3950	75	8895	6300	2595	15
09.11.05	6,85	18,0	-15,2	382	17840	14400	1708	1232	6050	85	12735	8415	4320	200
16.11.05	6,58	26,9	10,4	300	12428	9800	1596	896	4400	110	7265	3400	3865	20
23.11.05	8,17	25,9	-69,4	97	7023	6200	756	602	1900	20	4950	3460	1490	60
30.11.05	6,75	30,4	-1,4	303	15218	8000	1344	980	4200	105	7970	4615	3355	50
07.12.05	7,47	23,3	-32,4	197	11106	11500	1960	1274	5550	40	9300	5790	3510	70
14.12.05	8,59	26,7	-93,7	171	16124	7500	1965	770	2900	30	9020	6220	2800	100
18.01.06	7,46	21,7	-27,6	369	9020	6300	1288	742	4000	50	3490	2220	1270	14
25.01.06	7,30	27,0	-34,8	361	11250	8000			3500	45	9435	6245	3190	8
MÉDIA	7,35	23,3	-28,1	286	12578	9110	1621	997	4455	183	8514	5288	3243	77
DESVPAD	0,58	4,7	27,7	154	4267	4443	592	340	1463	320	3583	2633	1068	114

Tabela 2 - Tempo de enchimento de um volume conhecido para medição da vazão

N°	DATA	HORÁRIO DA MEDIÇÃO / TEMPO DE ENCHIMENTO (minutos)				
		7:00H	10:00H	13:00H	16:00H	19:00H
1	24.10.05	08:30	13:44	18:11	06:29	09:52
2	25.10.05	18:32	19:10	04:07	09:21	13:08
3	26.10.05	21:13	03:48	16:01	13:15	16:00
4	27.10.05	20:18	06:09	03:11	07:31	13:01
5	28.10.05	14:45	05:38	02:21	11:20	07:28
6	29.10.05	09:30	12:05	08:17	11:18	09:55
7	30.10.05					
8	31.10.05	10:20	18:10	12:10	05:21	11:08
9	01.11.05	17:11	15:21	10:11	08:40	13:11
10	02.11.05	21:07	12:00	14:24	08:21	22:07
11	03.11.05	18:10	08:24	15:12	11:10	17:20
12	04.11.05	10:00	11:22	07:15	03:21	08:10
13	05.11.05	09:22	10:01	13:27	05:10	05:20
14	06.11.05					
15	07.11.05	07:27	11:22	22:01	08:51	08:00
16	08.11.05	05:21	19:31			
17	09.11.05	07:20	11:50	12:27	05:18	11:20
18	10.11.05	05:40	20:10	08:14	06:11	11:32
19	11.11.05	11:10	18:02	13:55	08:20	09:40
20	12.11.05	06:44	18:27	10:24	09:40	13:21
21	13.11.05					
22	14.11.05	08:40	12:50	12:13	11:30	12:22
23	15.11.05	06:20	09:31	13:18	19:25	11:07
24	16.11.05	18:04	03:32	01:44	04:55	06:29
25	17.11.05	04:12	18:27	14:40	03:01	06:28
26	18.11.05	12:49	01:12	05:07	09:58	03:10
27	19.11.05	02:19	05:15	07:40	06:22	05:25
28	20.11.05					
29	21.11.05	08:04	02:29	04:14	11:02	07:08
30	22.11.05	04:39	03:10	08:21	10:51	05:29
31	23.11.05					

Tabela 3 - Vazão de dejetos suínos na propriedade (L/s)

Nº	DATA	HORÁRIO DA MEDIÇÃO					MÉDIA DIÁRIA
		7:00H	10:00H	13:00H	16:00H	19:00H	
1	24.10.05	0,34	0,21	0,16	0,44	0,29	0,29
2	25.10.05	0,15	0,15	0,70	0,31	0,22	0,31
3	26.10.05	0,13	0,75	0,18	0,22	0,18	0,29
4	27.10.05	0,14	0,47	0,9	0,38	0,22	0,42
5	28.10.05	0,19	0,51	1,22	0,25	0,38	0,51
6	29.10.05	0,3	0,24	0,35	0,25	0,29	0,29
7	30.10.05						
8	31.10.05	0,28	0,16	0,23	0,53	0,26	0,29
9	01.11.05	0,17	0,19	0,28	0,33	0,22	0,24
10	02.11.05	0,14	0,24	0,2	0,34	0,13	0,21
11	03.11.05	0,16	0,34	0,19	0,26	0,17	0,22
12	04.11.05	0,29	0,25	0,4	0,86	0,35	0,43
13	05.11.05	0,31	0,29	0,21	0,55	0,54	0,38
14	06.11.05						
15	07.11.05	0,38	0,25	0,13	0,32	0,36	0,29
16	08.11.05	0,54	0,15				0,35
17	09.11.05	0,39	0,24	0,23	0,54	0,25	0,33
18	10.11.05	0,51	0,14	0,35	0,46	0,25	0,34
19	11.11.05	0,26	0,16	0,21	0,34	0,3	0,25
20	12.11.05	0,43	0,16	0,28	0,3	0,21	0,28
21	13.11.05						
22	14.11.05	0,33	0,22	0,23	0,25	0,23	0,25
23	15.11.05	0,45	0,3	0,22	0,15	0,26	0,28
24	16.11.05	0,16	0,81	1,65	0,58	0,44	0,73
25	17.11.05	0,68	0,16	0,2	0,95	0,44	0,49
26	18.11.05	0,22	2,39	0,56	0,29	0,91	0,87
27	19.11.05	1,24	0,55	0,37	0,45	0,53	0,63
28	20.11.05						
29	21.11.05	0,36	1,16	0,68	0,26	0,4	0,57
30	22.11.05	0,62	0,91	0,34	0,26	0,52	0,53
VAZÃO MÉDIA DIÁRIA							0,39

TABELA 4 - Temperatura ambiente na região de Braço do Norte nos dias de coleta

FASE	N°	DATA	TEMPERATURA		FASE	N°	DATA	TEMPERATURA	
			TA _{MÁX}	TA _{MÍN}				TA _{MÁX}	TA _{MÍN}
FASE 1	1	27.01.05	25,0	15,9	FASE 2	19	20.07.05	20,2	5,1
	2	10.02.05	31,0	20,0		20	27.07.05	20,2	8,1
	3	03.03.05	25,4	19,2		21	03.08.05	21,8	13,9
	4	10.03.05	29,6	22,5		22	17.08.05	24,8	18,2
	5	21.03.05	30,8	23,6		23	24.08.05	24,2	15,1
	6	07.04.05	30,4	21,7		24	07.09.05	20,6	12,9
	7	18.04.05	26,8	18,6		25	14.09.05	14,8	13,1
	8	04.05.05	25,6	15,3		26	28.09.05	21,7	14,5
	9	11.05.05	29,8	18,4		27	05.10.05	21,5	18,1
	10	18.05.05	24,8	19,6		28	19.10.05	25,2	15,1
	11	24.05.05	21,8	15,7		29	26.10.05	24,0	20,0
	12	01.06.05	25,2	18,2		30	09.11.05	20,7	16,0
	13	08.06.05	26,8	16,4		31	16.11.05	30,9	20,6
	14	15.06.05	21,6	18,0		32	23.11.05	28,0	20,9
	15	22.06.05	20,4	7,7		33	30.11.05	30,4	20,7
	16	29.06.05	26,0	17,5		34	07.12.05	25,0	17,0
	17	06.07.05	16,4	8,9		35	14.12.05	27,4	18,8
	18	13.07.05	24,1	13,7		36	18.01.06	23,6	21,3
				37	25.01.06	31,2	22,5		
		MÉDIA	25,6	17,3			MÉDIA	24,0	16,4
		DESVPAD	3,9	4,1			DESVPAD	4,2	4,6

Tabela 5 - Valores de Q (em m³/dia) e TDH (em dias) durante o experimento

Nº	DATA	DIAS	Q (m ³ /dia)	TEMPO DE DETENÇÃO HIDRÁULICA		
				LD (121 m ³)	LA (400 m ³)	UASB (15 m ³)
FASE 1 (F1) - FASE DE ALTA CARGA						
1	27.01.05	10	12,0	10,1	33,3	1,3
2	10.02.05	24	10,1	12,0	39,6	1,5
3	03.03.05	45	7,5	16,1	53,3	2,0
4	10.03.05	52	5,5	22,0	72,7	2,7
5	21.03.05	63	8,1	14,9	49,4	1,9
6	07.04.05	80	10,0	12,1	40,0	1,5
7	18.04.05	91	10,0	12,1	40,0	1,5
8	04.05.05	106	10,0	12,1	40,0	1,5
9	11.05.05	113	11,0	11,0	36,4	1,4
10	18.05.05	120	5,6	21,6	71,4	2,7
11	24.05.05	126	7,3	16,6	54,8	2,1
12	01.06.05	134	10,0	12,1	40,0	1,5
13	08.06.05	141	3,7	32,7	108,1	4,1
14	15.06.05	148	12,3	9,8	32,5	1,2
15	22.06.05	155	7,3	16,6	54,8	2,1
16	29.06.05	162	7,0	17,3	57,1	2,1
17	06.07.05	169	11,4	10,6	35,1	1,3
18	13.07.05	176	13,8	8,8	29,0	1,1
MÉDIAS F1			9,0	14,9	49,3	1,8
FASE 2 (F2) - FASE DE BAIXA CARGA						
19	20.07.05	183	6,4	18,9	62,5	2,3
20	27.07.05	190	5,1	23,7	78,4	2,9
21	03.08.05	197	6,1	19,8	65,6	2,5
22	17.08.05	211	2,0	60,5	200,0	7,5
23	24.08.05	218	6,1	19,8	65,6	2,5
24	07.09.05	232	11,8	10,3	33,9	1,3
25	14.09.05	239	10,0	12,1	40,0	1,5
26	28.09.05	253	4,0	30,3	100,0	3,8
27	05.10.05	260	5,0	24,2	80,0	3,0
28	19.10.05	274	4,4	27,5	90,9	3,4
29	26.10.05	281	8,3	14,6	48,2	1,8
30	09.11.05	295	6,3	19,2	63,5	2,4
31	16.11.05	302	6,8	17,8	58,8	2,2
32	23.11.05	309	7,0	17,3	57,1	2,1
33	30.11.05	316	8,1	14,9	49,4	1,9
34	07.12.05	323	7,1	17,0	56,3	2,1
35	14.12.05	330	8,3	14,6	48,2	1,8
36	18.01.06	365	8,3	14,6	48,2	1,8
37	25.01.06	372	8,3	14,6	48,2	1,8
MÉDIAS F2			6,8	20,6	68,1	2,6
MÉDIAS FINAIS			7,9	17,8	58,7	2,2

TABELA 6 - Valores de Temperatura (T, em °C) interna nos reatores durante o experimento

Nº	Data	DIAS	Lagoa de Decantação			Lagoa Anaeróbia		Reator UASB		Sistema	Biodigestor de Lodo		
			Afl. LD	Efl. LD	% LD	Efl. LA	% LA	Efl. UASB	% UASB	% SIST.	Afl. Bio	Efl. Bio	% Bio
FASE 1 (F1) - FASE DE ALTA CARGA													
1	27.01.05	10	24,0	25,7		27,0		28,4			28,2	26,9	
2	10.02.05	24	26,9	28,0		28,8		30,2			27,1	27,0	
3	03.03.05	45	27,8	25,9		25,7		27,4			27,1	26,6	
4	10.03.05	52	30,0	29,4		26,6		27,5			29,0	28,4	
5	21.03.05	63	31,7	29,1		31,4		31,3			32,2	29,2	
6	07.04.05	80	30,6	29,4		30,6		30,6			28,8	27,5	
7	18.04.05	91	26,9	27,7		27,8		27,5			26,6	25,8	
8	04.05.05	106	26,5	27,5		27,5		27,4			26,6	26,0	
9	11.05.05	113	30,8	26,4		28,4		27,3			31,5	32,2	
10	18.05.05	120	20,0	20,6		20,4		20,1			20,0	20,1	
11	24.05.05	126	18,9	18,4		18,4		18,5			18,2	18,3	
12	01.06.05	134	22,8	23,1		22,0		21,9			22,6	22,8	
13	08.06.05	141	23,9	24,0		20,7		21,4			24,2	22,9	
14	15.06.05	148	20,7	20,6		19,9		19,4			20,1	20,1	
15	22.06.05	155	15,4	17,1		16,0		16,2			17,2	17,4	
16	29.06.05	162	22,8	22,9		18,7		19,9			22,6	21,6	
17	06.07.05	169	17,3	17,0		16,5		15,3			17,0	17,1	
18	13.07.05	176	25,3	22,8		26,2		22,8			21,2	20,6	
MÉDIAS F1			24,7	24,9		26,0		25,1			25,4	24,4	
FASE 2 (F2) - FASE DE BAIXA CARGA													
19	20.07.05	183	14,8	16,9		17,2		17,1			18,8	18,0	
20	27.07.05	190	20,3	19,8		19,5		20,1			21,1	19,7	
21	03.08.05	197	24,8	24,8		22,4		22,1			22,1	21,4	
22	17.08.05	211	24,8	23,1		21,0		22,5			22,5	21,6	
23	24.08.05	218	19,3	19,1		19,2		18,5			18,8	18,8	
24	07.09.05	232	20,5	20,8		17,7		17,9			22,1	20,9	
25	14.09.05	239	13,1	14,0		15,0		15,3			15,1	15,4	
26	28.09.05	253	20,2	20,4		18,8		18,4			20,3	19,4	
27	05.10.05	260	20,7	20,4		18,7		18,8			20,0	19,8	
28	19.10.05	274	21,4	24,1		24,1		23,6			23,6	21,6	
29	26.10.05	281	20,3	20,6		20,3		20,7			20,2	20,2	
30	09.11.05	295	18,0	18,5		18,8		17,6			18,6	18,2	
31	16.11.05	302	26,9	27,1		24,2		25,1			25,2	25,0	
32	23.11.05	309	25,9	26,6		32,6		30,3			25,4	25,2	
33	30.11.05	316	30,4	29,9		32,1		26,1			29,7	27,4	
34	07.12.05	323	23,3	23,7		22,6		22,5			22,4	22,4	
35	14.12.05	330	26,7	26,3		24,8		25,9			25,8	25,9	
36	18.01.06	365	21,7	22,6		23,1		22,9			23,2	23,4	
37	25.01.06	372	27,0	27,6		26,6		26,6			27,2	26,7	
MÉDIAS F2			21,4	22,6		21,0		22,1			22,1	21,4	
MÉDIAS FINAIS			23,0	23,7		23,5		23,6			23,8	22,9	

TABELA 7 - Valores de Potencial Redox (Eh, em mV) durante o experimento

Nº	Data	DIAS	Lagoa de Decantação			Lagoa Anaeróbia		Reator UASB		Sistema	Biodigestor de Lodo		
			Afl. LD	Efl. LD	% LD	Efl. LA	% LA	Efl. UASB	% UASB	% SIST.	Afl. Bio	Efl. Bio	% Bio
FASE 1 (F1) - FASE DE ALTA CARGA													
1	27.01.05	10	-2,5	-24,9		-31,3		-58,8			-21,5	-27,7	
2	10.02.05	24	-6,1	-18,1		-31,3		-43,3			-16,6	-26,7	
3	03.03.05	45	-17,9	-31,9		-61,1		-40,8			-33,7	-28,6	
4	10.03.05	52	-16,0	-8,2		-25,8		-52,6			-7,2	-28,9	
5	21.03.05	63	-37,5	-34,8		-30,4		-38,5			-22,1	-38,1	
6	07.04.05	80	-7,4	-19,2		-47,6		-53,5			-19,7	-30,8	
7	18.04.05	91	-49,3	-29,2		-66,4		-43,2			-29,4	-34,9	
8	04.05.05	106	-21,4	-14,6		-24,4		-41,3			-23,7	-34,4	
9	11.05.05	113	-10,2	-30,1		-22,0		-37,2			-15,3	-26,0	
10	18.05.05	120	-27,9	-30,9		-26,0		-38,6			-17,4	-34,1	
11	24.05.05	126	-50,8	-16,2		-19,0		-31,2			-19,6	-24,5	
12	01.06.05	134	-44,3	-28,6		-29,8		-54,9			-32,4	-34,4	
13	08.06.05	141	-16,9	-20,9		-19,4		-31,1			-21,7	-30,5	
14	15.06.05	148	-17,5	-11,3		-20,7		-42,2			-19,9	-30,5	
15	22.06.05	155	-82,9	-24,5		-33,9		-47,1			-20,4	-39,1	
16	29.06.05	162	2,2	-17,6		-9,4		-32,5			-21,3	-31,3	
17	06.07.05	169	-5,0	-22,1		-34,7		-40,1			-22,3	-42,9	
18	13.07.05	176	9,1	-13,6		-31,1		-37,0			-14,7	-41,0	
MÉDIAS F1			-17,2	-21,5		-30,1		-41,1			-20,9	-31,1	
FASE 2 (F2) - FASE DE BAIXA CARGA													
19	20.07.05	183	3,0	-3,3		-2,4		-19,5			-0,8	-15,0	
20	27.07.05	190	-38,2	-19,3		-32,3		-51,1			-16,0	-35,0	
21	03.08.05	197	-22,8	-18,4		-29,7		-48,8			-19,7	-31,9	
22	17.08.05	211	-40,7	-25,9		-21,3		-40,9			-25,7	-39,1	
23	24.08.05	218	-93,0	-29,4		-43,1		-60,6			-32,9	-37,4	
24	07.09.05	232	-23,6	-5,9		-25,2		-41,3			-3,9	-19,7	
25	14.09.05	239	-88,0	-11,9		-32,7		-11,9			-11,3	-33,9	
26	28.09.05	253	-18,8	-13,7		-35,0		-48,1			-9,7	-32,4	
27	05.10.05	260	-11,6	-7,1		-28,0		-40,0			-11,6	-26,6	
28	19.10.05	274	-14,4	-22,4		-33,9		-44,7			-25,6	-36,0	
29	26.10.05	281	-24,7	-20,7		-32,6		-45,7			-75,5	-39,8	
30	09.11.05	295	-15,2	-25,8		-19,8		-41,8			-31,1	-20,9	
31	16.11.05	302	10,4	-10,7		-27,4		-41,4			-12,7	-34,6	
32	23.11.05	309	-69,4	-30,4		-46,3		-44,6			-13,8	-39,2	
33	30.11.05	316	-1,4	-20,1		-47,6		-45,1			-18,0	-48,6	
34	07.12.05	323	-32,4	-11,3		-31,3		-46,7			-24,0	-41,7	
35	14.12.05	330	-93,7	-32,4		-27,1		-88,0			-30,0	-41,6	
36	18.01.06	365	-27,6	-33,3		-38,5		-52,9			-34,0	-42,8	
37	25.01.06	372	-34,8	-15,7		-29,3		-41,5			-18,2	-40,7	
MÉDIAS F2			-24,7	-19,3		-31,3		-44,7			-18,2	-36,0	
MÉDIAS FINAIS			-21,0	-20,4		-30,7		-42,9			-19,5	-33,5	

TABELA 8 - Valores de Potencial Hidrogeniônico (pH) durante o experimento

Nº	Data	DIAS	Lagoa de Decantação			Lagoa Anaeróbia		Reator UASB		Sistema	Biodigestor de Lodo		
			Afl. LD	Efl. LD	% LD	Efl. LA	% LA	Efl. UASB	% UASB	% SIST.	Afl. Bio	Efl. Bio	% Bio
FASE 1 (F1) - FASE DE ALTA CARGA													
1	27.01.05	10	6,97	7,41		7,55		7,97			7,33	7,47	
2	10.02.05	24	6,88	7,11		7,35		7,52			7,09	7,28	
3	03.03.05	45	7,16	7,43		8,02		7,57			7,46	7,35	
4	10.03.05	52	7,10	6,95		7,28		7,76			6,95	7,30	
5	21.03.05	63	7,47	7,43		7,33		7,5			7,20	7,38	
6	07.04.05	80	7,13	7,32		7,78		7,89			7,32	7,52	
7	18.04.05	91	7,83	7,49		8,12		7,72			7,50	7,59	
8	04.05.05	106	7,30	7,26		7,41		7,72			7,40	7,59	
9	11.05.05	113	6,84	7,56		7,42		7,69			7,30	7,49	
10	18.05.05	120	7,29	7,34		7,27		7,50			7,10	7,41	
11	24.05.05	126	7,87	7,29		7,32		7,54			7,34	7,43	
12	01.06.05	134	7,66	7,37		7,40		7,86			7,45	7,48	
13	08.06.05	141	7,16	7,22		7,20		7,45			7,25	7,40	
14	15.06.05	148	6,44	6,94		7,14		7,53			7,10	7,30	
15	22.06.05	155	8,44	7,42		7,59		7,82			7,35	7,67	
16	29.06.05	162	6,74	7,10		6,93		7,40			7,17	7,36	
17	06.07.05	169	6,86	7,20		7,43		7,57			7,18	7,59	
18	13.07.05	176	6,83	7,22		7,53		7,85			7,25	7,70	
MÉDIAS F1			7,15	7,31		7,41		7,63			7,28	7,45	
FASE 2 (F2) - FASE DE BAIXA CARGA													
19	20.07.05	183	7,12	7,26		7,20		7,58			7,20	7,47	
20	27.07.05	190	7,96	7,60		7,84		8,24			7,53	7,90	
21	03.08.05	197	7,37	7,30		7,50		7,83			7,34	7,54	
22	17.08.05	211	7,68	7,44		7,35		7,68			7,44	7,68	
23	24.08.05	218	8,53	7,28		7,55		7,89			7,36	7,44	
24	07.09.05	232	7,24	6,94		7,24		7,61			6,91	7,18	
25	14.09.05	239	8,59	7,11		7,50		7,12			7,10	7,53	
26	28.09.05	253	7,32	7,24		7,61		7,84			7,17	7,56	
27	05.10.05	260	6,65	6,98		7,40		7,63			7,07	7,36	
28	19.10.05	274	6,90	7,03		7,25		7,45			7,10	7,28	
29	26.10.05	281	7,42	7,35		7,55		7,78			7,39	7,68	
30	09.11.05	295	6,85	7,06		6,96		7,35			6,66	6,94	
31	16.11.05	302	6,58	6,94		7,24		7,49			6,97	7,36	
32	23.11.05	309	8,17	7,51		7,76		7,74			7,24	7,66	
33	30.11.05	316	6,75	7,10		7,63		7,55			7,06	7,62	
34	07.12.05	323	7,47	7,12		7,47		7,75			7,34	7,67	
35	14.12.05	330	8,59	7,54		7,47		8,45			7,50	7,71	
36	18.01.06	365	7,46	7,57		7,65		7,90			7,57	7,73	
37	25.01.06	372	7,30	6,96		7,22		7,44			7,00	7,42	
MÉDIAS F2			7,37	7,24		7,47		7,68			7,20	7,54	
MÉDIAS FINAIS			7,26	7,27		7,44		7,66			7,24	7,50	

TABELA 9 - Valores de Alcalinidade (Alc, em mg/L) durante o experimento

Nº	Data	DIAS	Lagoa de Decantação			Lagoa Anaeróbia		Reator UASB		Sistema	Biodigestor de Lodo		
			Afl. LD	Efl. LD	% LD	Efl. LA	% LA	Efl. UASB	% UASB	% SIST.	Afl. Bio	Efl. Bio	% Bio
FASE 1 (F1) - FASE DE ALTA CARGA													
1	27.01.05	10	5220	3650	30,1	4010	-9,9	4670	-16,5	10,5	5413	4800	11,3
2	10.02.05	24	2870	3660	-27,5	4250	-16,1	4100	3,5	-42,9	4300	3540	17,7
3	03.03.05	45	2560	4640	-81,3	3180	31,5	5450	-71,4	-112,9	5480	5190	5,3
4	10.03.05	52	4040	4270	-5,7	4600	-7,7	4850	-5,4	-20,0	6460	6040	6,5
5	21.03.05	63	1718	2938	-71,0	1060	63,9	1044	1,5	39,2	1028	1172	-14,0
6	07.04.05	80	5898	8024	-36,0	1328	83,4	4644	-249,7	21,3	6096	5040	17,3
7	18.04.05	91	3480	4240	-21,8	4060	4,2	4170	-2,7	-19,8	4860	4310	11,3
8	04.05.05	106	6626	5396	18,6	4728	12,4	4476	5,3	32,4	6278	5798	7,6
9	11.05.05	113	5800	5386	7,1	4740	12,0	4700	0,8	19,0	7700	6520	15,3
10	18.05.05	120	1060	5000	-371,7	4740	5,2	4640	2,1	-337,7	4320	5000	-15,7
11	24.05.05	126	4880	4640	4,9	4460	3,9	4580	-2,7	6,1	5000	5000	0,0
12	01.06.05	134	4740	5000	-5,5	4460	10,8	4360	2,2	8,0	5000	5000	0,0
13	08.06.05	141	5000	5000	0,0	4720	5,6	4380	7,2	12,4	5000	5000	0,0
14	15.06.05	148	6160	4400	28,6	4700	-6,8	2260	51,9	63,3	5000	5640	-12,8
15	22.06.05	155	4050	4450	-9,9	4900	-10,1	4600	6,1	-13,6	5200	4900	5,8
16	29.06.05	162	5750	4600	20,0	4500	2,2	4350	3,3	24,3	10900	8250	24,3
17	06.07.05	169	4500	4450	1,1	4900	-10,1	4400	10,2	2,2	5500	6100	-10,9
18	13.07.05	176	2400	4850	-102,1	5050	-4,1	5000	1,0	-108,3	5300	5600	-5,7
MÉDIAS F1			4620	4620	0,0	4550	1,5	4528	0,5	2,0	5250	5020	4,4
FASE 2 (F2) - FASE DE BAIXA CARGA													
19	20.07.05	183	3650	7450	-104,1	5850	21,5	5200	11,1	-42,5	12500	8350	33,2
20	27.07.05	190	7000	5800	17,1	5650	2,6	5750	-1,8	17,9	11200	13100	-17,0
21	03.08.05	197	4100	5600	-36,6	5300	5,4	5300	0,0	-29,3	13400	11000	17,9
22	17.08.05	211	6250	5500	12,0	5400	1,8	5050	6,5	19,2	11100	6900	37,8
23	24.08.05	218	5400	5450	-0,9	5650	-3,7	5150	8,8	4,6	7900	6100	22,8
24	07.09.05	232	5850	4400	24,8	5850	-33,0	6050	-3,4	-3,4	7100	5500	22,5
25	14.09.05	239	3550	5150	-45,1	4250	17,5	5050	-18,8	-42,3	11900	8800	26,1
26	28.09.05	253	6100	6500	-6,6	4950	23,8	4200	15,2	31,1	10700	9600	10,3
27	05.10.05	260	5500	6150	-11,8	4800	22,0	4950	-3,1	10,0	10700	9600	10,3
28	19.10.05	274	4250	4800	-12,9	5300	-10,4	5350	-0,9	-25,9	11200	6900	38,4
29	26.10.05	281	3950	5350	-35,4	4700	12,1	4800	-2,1	-21,5	8800	7100	19,3
30	09.11.05	295	6050	4750	21,5	4800	-1,1	5300	-10,4	12,4	9000	7900	12,2
31	16.11.05	302	4400	4800	-9,1	5000	-4,2	4900	2,0	-11,4	9800	10200	-4,1
32	23.11.05	309	1900	4750	-150,0	4650	2,1	4550	2,2	-139,5	9100	8500	6,6
33	30.11.05	316	4200	4250	-1,2	4900	-15,3	4550	7,1	-8,3	9900	6700	32,3
34	07.12.05	323	5550	4400	20,7	4350	1,1	4200	3,4	24,3	10500	6900	34,3
35	14.12.05	330	2900	4300	-48,3	4500	-4,7	3700	17,8	-27,6	8500	6300	25,9
36	18.01.06	365	4000	3500	12,5	4300	-22,9	4350	-1,2	-8,8	7400	7300	1,4

37	25.01.06	372	3500	2750	21,4	3350	-21,8	3650	-9,0	-4,3	7500	6000	20,0
MÉDIAS F2			4250	4800	-12,9	4900	-2,1	4950	-1,0	-3,5	9900	7300	26,3
MÉDIAS FINAIS			4435	4710	-6,2	4725	-0,3	4739	-0,3	-0,7	7575	6160	18,7

TABELA 10 - Valores de Ácidos Voláteis Totais (AVT, em mg/L) durante o experimento

Nº	Data	DIAS	Lagoa de Decantação			Lagoa Anaeróbia		Reator UASB		Sistema	Biodigestor de Lodo		
			Afl. LD	Efl. LD	% LD	Efl. LA	% LA	Efl. UASB	% UASB	% SIST.	Afl. Bio	Efl. Bio	% Bio
FASE 1 (F1) - FASE DE ALTA CARGA													
1	27.01.05	10	566	352	37,8	224	36,4	237	-5,8	58,1	267	293	-9,7
2	10.02.05	24	83	38	54,8	39	-3,2	11	72,2	87,0	60	22	62,8
3	03.03.05	45	1770	730	58,8	510	30,1	580	-13,7	67,2	360	1040	-188,9
4	10.03.05	52	610	340	44,3	340	0,0	580	-70,6	4,9	890	500	43,8
5	21.03.05	63	336	740	-120,2	458	38,1	200	56,3	40,5	136	122	10,3
6	07.04.05	80	824	436	47,1	70	83,9	134	-91,4	83,7	194	180	7,2
7	18.04.05	91	178	58	67,4	48	17,2	54	-12,5	69,7	66	64	3,0
8	04.05.05	106	160	120	25,0	100	16,7	100	0,0	37,5	160	120	25,0
9	11.05.05	113	244	88	63,9	274	-211,4	134	51,1	45,1	174	120	31,0
10	18.05.05	120	120	100	16,7	130	-30,0	20	84,6	83,3	96	140	-45,8
11	24.05.05	126	50	80	-60,0	60	25,0	60	0,0	-20,0	40	60	-50,0
12	01.06.05	134	120	80	33,3	80	0,0	60	25,0	50,0	60	80	-33,3
13	08.06.05	141	140	120	14,3	90	25,0	320	-255,6	-128,6	180	60	66,7
14	15.06.05	148	140	120	14,3	100	16,7	100	0,0	28,6	80	80	0,0
15	22.06.05	155	50	50	0,0	45	10,0	25	44,4	50,0	65	55	15,4
16	29.06.05	162	130	35	73,1	30	14,3	15	50,0	88,5	55	35	36,4
17	06.07.05	169	95	35	63,2	40	-14,3	25	37,5	73,7	40	35	12,5
18	13.07.05	176	100	50	50,0	30	40,0	20	33,3	80,0	75	25	66,7
MÉDIAS F1			140	94	32,9	85	9,6	80	5,9	42,9	88	80	9,1
FASE 2 (F2) - FASE DE BAIXA CARGA													
19	20.07.05	183	10	5	50,0	5	0,0	5	0,0	50,0	5	5	0,0
20	27.07.05	190	25	30	-20,0	15	50,0	0	100,0	100,0	45	20	55,6
21	03.08.05	197	35	45	-28,6	35	22,2	15	57,1	57,1	70	50	28,6
22	17.08.05	211	20	15	25,0	5	66,7	0	100,0	100,0	50	20	60,0
23	24.08.05	218	55	75	-36,4	60	20,0	50	16,7	9,1	80	10	87,5
24	07.09.05	232	70	65	7,1	50	23,1	30	40,0	57,1	85	55	35,3
25	14.09.05	239	70	35	50,0	5	85,7	10	-100,0	85,7	90	40	55,6
26	28.09.05	253	48	70	-45,8	110	-57,1	30	72,7	37,5	105	60	42,9
27	05.10.05	260	95	70	26,3	70	0,0	60	14,3	36,8	65	60	7,7
28	19.10.05	274	85	55	35,3	45	18,2	30	33,3	64,7	45	50	-11,1
29	26.10.05	281	75	70	6,7	70	0,0	60	14,3	20,0	85	70	17,6
30	09.11.05	295	85	30	64,7	70	-133,3	60	14,3	29,4	100	90	10,0
31	16.11.05	302	110	75	31,8	55	26,7	40	27,3	63,6	75	65	13,3
32	23.11.05	309	20	25	-25,0	25	0,0	15	40,0	25,0	70	15	78,6
33	30.11.05	316	105	55	47,6	35	36,4	40	-14,3	61,9	90	40	55,6
34	07.12.05	323	40	40	0,0	30	25,0	15	50,0	62,5	55	30	45,5
35	14.12.05	330	30	45	-50,0	20	55,6	15	25,0	50,0	55	30	45,5

36	18.01.06	365	50	60	-20,0	80	-33,3	45	43,8	10,0	80	95	-18,8
37	25.01.06	372	45	40	11,1	30	25,0	35	-16,7	22,2	80	70	12,5
MÉDIAS F2			50	45	10,0	35	22,2	30	14,3	30,0	75	50	33,3
MÉDIAS FINAIS			95	70	26,8	60	13,7	55	8,3	15,3	82	65	20,2

TABELA 11 - Valores de Carga Orgânica Volumétrica (COV, em kg/m³.dia) durante o experimento

Nº	Data	DIAS	Vazão m ³ /dia	Lagoa Anaeróbia (400 m ³)		Reator UASB (15 m ³)		Vazão m ³ /dia	Biodigestor de Lodo (30 m ³)	
				SVT (mg/L)	COV(kgSVT/m ³ .d)	DQO (mg/L)	COV(kgDQO/m ³ .d)		ST (mg/L)	COV(kgST/m ³ .d)
FASE 1 (F1) - FASE DE ALTA CARGA										
1	27.01.05	10	12,0	2315	0,07	2485	1,99	0,86	5118	0,15
2	10.02.05	24	10,1	930	0,02	2402	1,62	0,86	4435	0,13
3	03.03.05	45	7,5	1320	0,02	2568	1,28	0,86	3475	0,10
4	10.03.05	52	5,5	3340	0,05	950	0,35	0,86	7445	0,21
5	21.03.05	63	8,1	3320	0,07	1137	0,61	0,86	17065	0,49
6	07.04.05	80	10,0	6901	0,17	1137	0,76	0,86	9790	0,28
7	18.04.05	91	10,0	3035	0,08	2863	1,91	0,86	9505	0,27
8	04.05.05	106	10,0	3065	0,08	1451	0,97	0,86	61630	1,77
9	11.05.05	113	11,0	4765	0,13	3073	2,25	0,86	22930	0,66
10	18.05.05	120	5,6	1990	0,03	6863	2,56	0,86	15425	0,44
11	24.05.05	126	7,3	3120	0,06	2526	1,23	0,86	42860	1,23
12	01.06.05	134	10,0	3156	0,08	1492	0,99	0,86	18153	0,52
13	08.06.05	141	3,7	3630	0,03	2412	0,59	0,86	48365	1,39
14	15.06.05	148	12,3	3625	0,11	2285	1,87	0,86	62705	1,80
15	22.06.05	155	7,3	2656	0,05	1549	0,75	0,86	33135	0,95
16	29.06.05	162	7,0	2190	0,04	3147	1,47	0,86	26270	0,75
17	06.07.05	169	11,4	2615	0,07	3580	2,72	0,86	51245	1,47
18	13.07.05	176	13,8	3560	0,12	3503	3,22	0,86	57835	1,66
MÉDIAS F1			9,0	3085	0,07	2524	1,51	0,86	27633	0,79
FASE 2 (F2) - FASE DE BAIXA CARGA										
19	20.07.05	183	6,4	21867	0,35	4256	1,82	0,86	52555	1,51
20	27.07.05	190	5,1	3165	0,04	4102	1,39	0,86	48765	1,40
21	03.08.05	197	6,1	3295	0,05	1770	0,72	0,86	40260	1,15
22	17.08.05	211	2,0	3270	0,02	2362	0,31	0,86	54175	1,55
23	24.08.05	218	6,1	2541	0,04	1653	0,67	0,86	39100	1,12
24	07.09.05	232	11,8	2765	0,08	2973	2,34	0,86	50555	1,45
25	14.09.05	239	10,0	3630	0,09	2895	1,93	0,86	43255	1,24
26	28.09.05	253	4,0	3075	0,03	2539	0,68	0,86	44505	1,28
27	05.10.05	260	5,0	4155	0,05	3918	1,31	0,86	32595	0,93
28	19.10.05	274	4,4	2545	0,03	2767	0,81	0,86	40950	1,17
29	26.10.05	281	8,3	2820	0,06	2475	1,37	0,86	38610	1,11
30	09.11.05	295	6,3	4025	0,06	3039	1,28	0,86	40915	1,17
31	16.11.05	302	6,8	3880	0,07	3268	1,48	0,86	42890	1,23
32	23.11.05	309	7,0	2440	0,04	2645	1,23	0,86	44280	1,27
33	30.11.05	316	8,1	3400	0,07	2178	1,18	0,86	44615	1,28
34	07.12.05	323	7,1	3290	0,06	1876	0,89	0,86	47615	1,36
35	14.12.05	330	8,3	5405	0,11	3427	1,90	0,86	37580	1,08
36	18.01.06	365	8,3	2300	0,05	1420	0,79	0,86	29895	0,86
37	25.01.06	372	8,3	2005	0,04	3655	2,02	0,86	34905	1,00
MÉDIAS F2			6,8	4204	0,07	2801	1,27	0,86	42527	1,22
MÉDIAS FINAIS			7,9	3645	0,07	2662	1,39	0,86	35080	1,01

TABELA 12 - Valores de Sólidos Totais (ST, em mg/L) durante o experimento

Nº	Data	DIAS	Lagoa de Decantação			Lagoa Anaeróbia		Reator UASB		Sistema	Biodigestor de Lodo		
			Afl. LD	Efl. LD	% LD	Efl. LA	% LA	Efl. UASB	% UASB	% SIST.	Afl. Bio	Efl. Bio	% Bio
FASE 1 (F1) - FASE DE ALTA CARGA													
1	27.01.05	10	6190	4600	25,7	3370	26,7	3015	10,5	51,3	5118	4600	10,1
2	10.02.05	24	5480	2735	50,1	4025	-47,2	2820	29,9	48,5	4435	2935	33,8
3	03.03.05	45	8055	3360	58,3	2980	11,3	3335	-11,9	58,6	3475	3450	0,7
4	10.03.05	52	7800	5490	29,6	3105	43,4	3065	1,3	60,7	7445	3700	50,3
5	21.03.05	63	6035	5405	10,4	4875	9,8	4965	-1,8	17,7	17065	5245	69,3
6	07.04.05	80	8425	10235	-21,5	2245	78,1	2970	-32,3	64,7	9790	4535	53,7
7	18.04.05	91	4965	5710	-15,0	4420	22,6	3790	14,3	23,7	9505	4375	54,0
8	04.05.05	106	8265	6325	23,5	4090	35,3	3855	5,7	53,4	61630	7065	88,5
9	11.05.05	113	13380	6990	47,8	4695	32,8	4605	1,9	65,6	22930	15740	31,4
10	18.05.05	120	2075	4490	-116,4	5815	-29,5	3995	31,3	-92,5	15425	8180	47,0
11	24.05.05	126	6975	5845	16,2	3475	40,5	3610	-3,9	48,2	42860	5290	87,7
12	01.06.05	134	7755	5562	28,3	3750	32,6	3335	11,1	57,0	18153	5435	70,1
13	08.06.05	141	7780	6465	16,9	3265	49,5	3000	8,1	61,4	48365	11565	76,1
14	15.06.05	148	19155	6600	65,5	3490	47,1	3160	9,5	83,5	62705	8550	86,4
15	22.06.05	155	8055	5701	29,2	3745	34,3	3695	1,3	54,1	33135	5065	84,7
16	29.06.05	162	17860	4660	73,9	2540	45,5	3360	-32,3	81,2	26270	5365	79,6
17	06.07.05	169	5650	5240	7,3	3370	35,7	3675	-9,1	35,0	51245	7225	85,9
18	13.07.05	176	10550	6180	41,4	4480	27,5	4450	0,7	57,8	57835	5925	89,8
MÉDIAS F1			7790	5632	27,7	3618	35,8	3485	3,7	55,3	20542	5328	74,1
FASE 2 (F2) - FASE DE BAIXA CARGA													
19	20.07.05	183	5150	3112	39,6	6620	-112,7	4305	35,0	16,4	52555	51030	2,9
20	27.07.05	190	10440	5505	47,3	4020	27,0	3425	14,8	67,2	48765	30605	37,2
21	03.08.05	197	6620	5585	15,6	4005	28,3	5000	-24,8	24,5	40260	19930	50,5
22	17.08.05	211	9495	5895	37,9	4145	29,7	3755	9,4	60,5	54175	17435	67,8
23	24.08.05	218	15685	5830	62,8	3945	32,3	3715	5,8	76,3	39100	6149	84,3
24	07.09.05	232	6130	5415	11,7	3715	31,4	4475	-20,5	27,0	50555	4585	90,9
25	14.09.05	239	8290	6345	23,5	3860	39,2	4215	-9,2	49,2	43255	24885	42,5
26	28.09.05	253	8370	6715	19,8	2755	59,0	2590	6,0	69,1	44505	27645	37,9
27	05.10.05	260	10915	6905	36,7	4345	37,1	3855	11,3	64,7	32595	7145	78,1
28	19.10.05	274	6430	4945	23,1	3900	21,1	3475	10,9	46,0	40950	10860	73,5
29	26.10.05	281	8895	4220	52,6	4045	4,1	4230	-4,6	52,4	38610	11775	69,5
30	09.11.05	295	12735	7335	42,4	4370	40,4	4140	5,3	67,5	40915	17540	57,1
31	16.11.05	302	7265	7475	-2,9	4860	35,0	4795	1,3	34,0	42890	25935	39,5
32	23.11.05	309	4950	4725	4,5	3985	15,7	3475	12,8	29,8	44280	26245	40,7
33	30.11.05	316	7970	6065	23,9	5615	7,4	4500	19,9	43,5	44615	10410	76,7
34	07.12.05	323	9300	5900	36,6	3980	32,5	4010	-0,8	56,9	47615	11760	75,3

35	14.12.05	330	9020	8550	5,2	4625	45,9	4275	7,6	52,6	37580	16240	56,8
36	18.01.06	365	3490	4310	-23,5	3420	20,6	3075	10,1	11,9	29895	11030	63,1
37	25.01.06	372	9435	3745	60,3	3955	-5,6	3845	2,8	59,2	34905	11995	65,6
MÉDIAS F2			8370	5830	30,3	4005	31,3	4010	-0,1	21,7	42890	16240	62,1
MÉDIAS FINAIS			8080	5731	29,1	3811	33,5	3748	1,7	24,5	31716	10784	66,0

TABELA 13 - Valores de Sólidos Voláteis Totais (SVT, em mg/L) durante o experimento

Nº	Data	DIAS	Lagoa de Decantação			Lagoa Anaeróbia		Reator UASB		Sistema	Biodigestor de Lodo		
			Afl. LD	Efl. LD	% LD	Efl. LA	% LA	Efl. UASB	% UASB	% SIST.	Afl. Bio	Efl. Bio	% Bio
FASE 1 (F1) - FASE DE ALTA CARGA													
1	27.01.05	10	2790	2315	17,0	1605	30,7	2660	-65,7	4,7	2595	2240	13,7
2	10.02.05	24	2600	930	64,2	2025	-117,7	1410	30,4	45,8	2330	1440	38,2
3	03.03.05	45	5135	1320	74,3	1200	9,1	1370	-14,2	73,3	1250	1295	-3,6
4	10.03.05	52	4265	3340	21,7	1590	52,4	1365	14,2	68,0	4205	2315	44,9
5	21.03.05	63	4565	3320	27,3	3080	7,2	3370	-9,4	26,2	11050	2535	77,1
6	07.04.05	80	5185	6901	-33,1	1590	77,0	1520	4,4	70,7	6430	2305	64,2
7	18.04.05	91	3020	3035	-0,5	2175	28,3	3270	-50,3	-8,3	5135	1840	64,2
8	04.05.05	106	4420	3065	30,7	1490	51,4	1255	15,8	71,6	41815	3515	91,6
9	11.05.05	113	9025	4765	47,2	2010	57,8	2315	-15,2	74,3	16245	10055	38,1
10	18.05.05	120	995	1990	-100,0	3030	-52,3	1560	48,5	-56,8	10455	4550	56,5
11	24.05.05	126	3905	3120	20,1	1300	58,3	1295	0,4	66,8	27120	2465	90,9
12	01.06.05	134	4770	3156	33,8	1655	47,6	1641	0,8	65,6	11697	2780	76,2
13	08.06.05	141	4530	3630	19,9	1440	60,3	1220	15,3	73,1	30450	7070	76,8
14	15.06.05	148	13060	3625	72,2	1510	58,3	1235	18,2	90,5	36500	4790	86,9
15	22.06.05	155	4490	2656	40,8	1125	57,6	1115	0,9	75,2	7725	1445	81,3
16	29.06.05	162	12180	2190	82,0	540	75,3	1430	-164,8	88,3	18865	2440	87,1
17	06.07.05	169	2900	2615	9,8	1380	47,2	1625	-17,8	44,0	33485	4035	87,9
18	13.07.05	176	7010	3560	49,2	2275	36,1	2355	-3,5	66,4	39550	3190	91,9
MÉDIAS F1			4510	3093	31,4	1590	48,6	1475	7,2	67,3	11374	2500	78,0
FASE 2 (F2) - FASE DE BAIXA CARGA													
19	20.07.05	183	2355	2186	7,2	2560	-17,1	1395	45,5	40,8	33680	32880	2,4
20	27.07.05	190	6875	3165	54,0	2160	31,8	1695	21,5	75,3	34340	18915	44,9
21	03.08.05	197	4240	3295	22,3	2060	37,5	2885	-40,0	32,0	28220	13345	52,7
22	17.08.05	211	5915	3270	44,7	2175	33,5	1995	8,3	66,3	37000	10910	70,5
23	24.08.05	218	10280	2541	75,3	1425	43,9	1365	4,2	86,7	26375	2655	89,9
24	07.09.05	232	3365	2765	17,8	1795	35,1	2110	-17,5	37,3	36360	2190	94,0
25	14.09.05	239	5525	3630	34,3	1950	46,3	1995	-2,3	63,9	23430	16500	29,6
26	28.09.05	253	4565	3075	32,6	1280	58,4	950	25,8	79,2	32285	18300	43,3
27	05.10.05	260	7050	4155	41,1	1625	60,9	1895	-16,6	73,1	23325	4315	81,5
28	19.10.05	274	3980	2545	36,1	1815	28,7	1750	3,6	56,0	27135	7095	73,9
29	26.10.05	281	6300	2820	55,2	2200	22,0	3020	-37,3	52,1	25730	7720	70,0
30	09.11.05	295	8415	4025	52,2	1890	53,0	1460	22,8	82,7	28960	11415	60,6
31	16.11.05	302	3400	3880	-14,1	2125	45,2	2190	-3,1	35,6	30355	16505	45,6
32	23.11.05	309	3460	2440	29,5	2240	8,2	1765	21,2	49,0	31975	15415	51,8
33	30.11.05	316	4615	3400	26,3	3290	3,2	2165	34,2	53,1	29445	6280	78,7
34	07.12.05	323	5790	3290	43,2	2020	38,6	1970	2,5	66,0	33800	7085	79,0
35	14.12.05	330	6220	5405	13,1	2470	54,3	2420	2,0	61,1	26410	10530	60,1
36	18.01.06	365	2220	2300	-3,6	1520	33,9	1230	19,1	44,6	19630	6785	65,4
37	25.01.06	372	6245	2005	67,9	2255	-12,5	2300	-2,0	63,2	22790	7006	69,3
MÉDIAS F2			5525	3165	42,7	2060	34,9	1970	4,4	21,6	28960	10530	63,6
MÉDIAS FINAIS			5018	3129	37,6	1825	41,7	1723	5,6	28,0	20167	6515	67,7

TABELA 14 - Valores de Sólidos Fixos Totais (SFT, em mg/L) durante o experimento

Nº	Data	DIAS	Lagoa de Decantação			Lagoa Anaeróbia		Reator UASB		Sistema	Biodigestor de Lodo		
			Afl. LD	Efl. LD	% LD	Efl. LA	% LA	Efl. UASB	% UASB	% SIST.	Afl. Bio	Efl. Bio	% Bio
FASE 1 (F1) - FASE DE ALTA CARGA													
1	27.01.05	10	3400	2285	32,8	1765	22,8	355	79,9	89,6	2515	2360	6,2
2	10.02.05	24	2880	1805	37,3	2000	-10,8	1410	29,5	51,0	2105	1495	29,0
3	03.03.05	45	2920	2040	30,1	1780	12,7	1965	-10,4	32,7	2200	2180	0,9
4	10.03.05	52	3535	2150	39,2	1515	29,5	1700	-12,2	51,9	3240	1385	57,3
5	21.03.05	63	2085	1470	29,5	1795	-22,1	1595	11,1	23,5	6015	2710	54,9
6	07.04.05	80	3240	3335	-2,9	655	80,4	1450	-121,4	55,2	3360	2230	33,6
7	18.04.05	91	1945	2675	-37,5	2245	16,1	520	76,8	73,3	4370	2535	42,0
8	04.05.05	106	3845	3260	15,2	2600	20,2	2600	0,0	32,4	19815	3550	82,1
9	11.05.05	113	4355	2225	48,9	2685	-20,7	2290	14,7	47,4	6685	5685	15,0
10	18.05.05	120	1080	2500	-131,5	2785	-11,4	2435	12,6	-125,5	4970	3630	27,0
11	24.05.05	126	3070	2725	11,2	2175	20,2	2315	-6,4	24,6	15740	2825	82,1
12	01.06.05	134	2985	2406	19,4	2095	12,9	1694	19,1	43,2	6456	2655	58,9
13	08.06.05	141	3250	2835	12,8	1825	35,6	1780	2,5	45,2	17915	4495	74,9
14	15.06.05	148	6095	2975	51,2	1980	33,4	1925	2,8	68,4	26205	3760	85,7
15	22.06.05	155	3565	3045	14,6	2620	14,0	2580	1,5	27,6	25410	3620	85,8
16	29.06.05	162	5680	2470	56,5	2000	19,0	1930	3,5	66,0	7405	2925	60,5
17	06.07.05	169	2750	2625	4,5	1990	24,2	2050	-3,0	25,5	17760	3190	82,0
18	13.07.05	176	3540	2620	26,0	2205	15,8	2095	5,0	40,8	18285	2735	85,0
MÉDIAS F1			3245	2560	21,1	2000	21,9	1928	3,6	40,6	6571	2780	57,7
FASE 2 (F2) - FASE DE BAIXA CARGA													
19	20.07.05	183	2795	926	66,9	3660	-295,2	2910	20,5	-4,1	18875	18150	3,8
20	27.07.05	190	3565	2340	34,4	1860	20,5	1730	7,0	51,5	14425	11690	19,0
21	03.08.05	197	2380	2290	3,8	1945	15,1	2115	-8,7	11,1	12040	6585	45,3
22	17.08.05	211	3580	2625	26,7	1970	25,0	1760	10,7	50,8	17175	6525	62,0
23	24.08.05	218	5405	3280	39,3	2520	23,2	2350	6,7	56,5	12725	3485	72,6
24	07.09.05	232	2765	2650	4,2	1920	27,5	2365	-23,2	14,5	14195	2395	83,1
25	14.09.05	239	2765	2715	1,8	1910	29,7	2220	-16,2	19,7	19825	8385	57,7
26	28.09.05	253	3805	3640	4,3	1475	59,5	1640	-11,2	56,9	12220	9345	23,5
27	05.10.05	260	3865	2750	28,8	2720	1,1	1960	27,9	49,3	9270	2830	69,5
28	19.10.05	274	2450	2400	2,0	2085	13,1	1725	17,3	29,6	13815	3765	72,7
29	26.10.05	281	2595	1400	46,1	1845	-31,8	1210	34,4	53,4	12880	4055	68,5
30	09.11.05	295	4320	3310	23,4	2480	25,1	2680	-8,1	38,0	11955	6125	48,8
31	16.11.05	302	3865	3595	7,0	2735	23,9	2605	4,8	32,6	12535	9430	24,8
32	23.11.05	309	1490	2285	-53,4	1745	23,6	1710	2,0	-14,8	12305	10830	12,0
33	30.11.05	316	3355	2665	20,6	2325	12,8	2335	-0,4	30,4	15170	4130	72,8
34	07.12.05	323	3510	2610	25,6	1960	24,9	2040	-4,1	41,9	13815	4675	66,2
35	14.12.05	330	2800	3145	-12,3	2155	31,5	1855	13,9	33,8	11170	5710	48,9

36	18.01.06	365	1270	2010	-58,3	1900	5,5	1845	2,9	-45,3	10265	4245	58,6
37	25.01.06	372	3190	1740	45,5	1700	2,3	1545	9,1	51,6	12115	4989	58,8
MÉDIAS F2			3190	2625	17,7	1960	25,3	1960	0,0	20,8	12725	5710	55,1
MÉDIAS FINAIS			3218	2593	19,4	1980	23,6	1944	1,8	20,2	9648	4245	56,0

TABELA 15: Valores de Sólidos Sedimentáveis (SSed, em mL/L) durante o experimento

Nº	Data	DIAS	Lagoa de Decantação			Lagoa Anaeróbia		Reator UASB		Sistema	Biodigestor de Lodo		
			Afl. LD	Efl. LD	% LD	Efl. LA	% LA	Efl. UASB	% UASB	% SIST.	Afl. Bio	Efl. Bio	% Bio
FASE 1 (F1) - FASE DE ALTA CARGA													
1	27.01.05	10	42	21	50,0	0,4	98,1	0,3	25,0	99,3	642	50	92,2
2	10.02.05	24	50	15	70,0	0,4	97,3	0,3	25,0	99,4	650	20	96,9
3	03.03.05	45	8	4,1	48,8	0,4	90,2	0,2	50,0	97,5	27	5	81,5
4	10.03.05	52	72	40	44,4	0,5	98,8	0,2	60,0	99,7	850	17	98,0
5	21.03.05	63	45	35	22,2	2,0	94,3	0,5	75,0	98,9	400	70	82,5
6	07.04.05	80	12	88	-633,3	2,0	97,7	0,5	75,0	95,8	60	15	75,0
7	18.04.05	91	1,2	35	-2816,7	5,5	84,3	0,5	90,9	58,3	150	8	94,7
8	04.05.05	106	6	78	-1200,0	0,4	99,5	0,5	-25,0	91,7	750	130	82,7
9	11.05.05	113	210	10	95,2	3,5	65,0	0,4	88,6	99,8	650	300	53,8
10	18.05.05	120	4	35	-775,0	3,5	90,0	0,4	88,6	90,0	250	80	68,0
11	24.05.05	126	0,5	28	-5500,0	0,3	98,9	0,1	66,7	80,0	250	30	88,0
12	01.06.05	134	30	90	-200,0	0,1	99,9	0,1	0,0	99,7	670	25	96,3
13	08.06.05	141	10	40	-300,0	0,1	99,8	0	100,0	100,0	750	150	80,0
14	15.06.05	148	400	70	82,5	0,5	99,3	0,1	80,0	100,0	900	130	85,6
15	22.06.05	155	10	34	-240,0	0,7	97,9	0,2	71,4	98,0	850	550	35,3
16	29.06.05	162	450	17	96,2	1,8	89,4	0,2	88,9	100,0	600	500	16,7
17	06.07.05	169	10	43	-330,0	1	97,7	0,8	20,0	92,0	820	210	74,4
18	13.07.05	176	350	33	90,6	2,2	93,3	0,8	63,6	99,8	650	40	93,8
MÉDIAS F1			21	35	-66,7	0,6	98,3	0,3	50,0	98,6	650	60	90,8
FASE 2 (F2) - FASE DE BAIXA CARGA													
19	20.07.05	183	6	0,3	95,0	0,1	66,7	1,6	-1500,0	73,3	850	400	52,9
20	27.07.05	190	5	24	-380,0	1,2	95,0	0,1	91,7	98,0	900	700	22,2
21	03.08.05	197	25	20	20,0	0,1	99,5	0,1	0,0	99,6	950	750	21,1
22	17.08.05	211	30	25	16,7	0,1	99,6	0,4	-300,0	98,7	800	300	62,5
23	24.08.05	218	45	18	60,0	0,3	98,3	0,2	33,3	99,6	950	95	90,0
24	07.09.05	232	52	16	69,2	0,5	96,9	0,6	-20,0	98,8	800	50	93,8
25	14.09.05	239	10	20	-100,0	2	90,0	0,2	90,0	98,0	875	625	28,6
26	28.09.05	253	160	30	81,3	0,2	99,3	0,1	50,0	99,9	850	750	11,8
27	05.10.05	260	220	25	88,6	1,8	92,8	0,1	94,4	100,0	750	525	30,0
28	19.10.05	274	42	7	83,3	0,2	97,1	0,2	0,0	99,5	800	575	28,1
29	26.10.05	281	15	12	20,0	0,3	97,5	0,2	33,3	98,7	825	450	45,5
30	09.11.05	295	200	35	82,5	2	94,3	0,6	70,0	99,7	650	275	57,7
31	16.11.05	302	20	40	-100,0	0,3	99,3	0,3	0,0	98,5	625	400	36,0
32	23.11.05	309	60	15	75,0	2	86,7	0,2	90,0	99,7	500	600	-20,0

33	30.11.05	316	50	22	56,0	2	90,9	1,5	25,0	97,0	400	175	56,3
34	07.12.05	323	70	25	64,3	0,2	99,2	0,5	-150,0	99,3	500	225	55,0
35	14.12.05	330	100	90	10,0	4	95,6	1,5	62,5	98,5	550	300	45,5
36	18.01.06	365	14	16	-14,3	0,2	98,8	0,5	-150,0	96,4	600	350	41,7
37	25.01.06	372	8	20	-150,0	0,1	99,5	0,2	-100,0	97,5	420	160	61,9
MÉDIAS F2			42	20	52,4	0,3	98,5	0,2	33,3	99,5	800	400	50,0
MÉDIAS FINAIS			32	28	12,7	0,5	98,4	0,3	44,4	99,2	725	230	68,3

TABELA 16 - Valores de Demanda Química de Oxigênio (DQO, em mg/L) durante o experimento

Nº	Data	DIAS	Lagoa de Decantação			Lagoa Anaeróbia		Reator UASB		Sistema	Biodigestor de Lodo		
			Afl. LD	Efl. LD	% LD	Efl. LA	% LA	Efl. UASB	% UASB	% SIST.	Afl. Bio	Efl. Bio	% Bio
FASE 1 (F1) - FASE DE ALTA CARGA													
1	27.01.05	10	8643	3966	54,1	2485	37,3	1012	59,3	88,3	4520	1596	64,7
2	10.02.05	24	11518	5870	49,0	2402	59,1	1023	57,4	91,1	3996	3000	24,9
3	03.03.05	45	11111	3128	71,8	2568	17,9	1002	61,0	91,0	5044	3102	38,5
4	10.03.05	52	12530	7879	37,1	950	87,9	996	-4,8	92,1	9259	2474	73,3
5	21.03.05	63	12530	7879	37,1	1137	85,6	939	17,4	92,5	20697	7896	61,8
6	07.04.05	80	10944	8675	20,7	1137	86,9	968	14,9	91,2	11196	3100	72,3
7	18.04.05	91	5546	4955	10,7	2863	42,2	1917	33,0	65,4	6303	3848	38,9
8	04.05.05	106	11918	9687	18,7	1451	85,0	950	34,5	92,0	47741	7359	84,6
9	11.05.05	113	13686	5601	59,1	3073	45,1	2540	17,3	81,4	39657	16932	57,3
10	18.05.05	120	8404	7499	10,8	6863	8,5	5963	13,1	29,0	22950	11143	51,4
11	24.05.05	126	7267	5469	24,7	2526	53,8	2031	19,6	72,1	8682	3401	60,8
12	01.06.05	134	11601	6975	39,9	1492	78,6	1454	2,5	87,5	17294	6998	59,5
13	08.06.05	141	11141	4600	58,7	2412	47,6	1005	58,3	91,0	25985	9915	61,8
14	15.06.05	148	19141	8945	53,3	2285	74,5	2168	5,1	88,7	28209	8452	70,0
15	22.06.05	155	10695	5115	52,2	1549	69,7	2074	-33,9	80,6	34211	18190	46,8
16	29.06.05	162	23622	6301	73,3	3147	50,1	2793	11,2	88,2	32219	8840	72,6
17	06.07.05	169	10287	8455	17,8	3580	57,7	4178	-16,7	59,4	36030	5686	84,2
18	13.07.05	176	17772	15166	14,7	3503	76,9	3585	-2,3	79,8	39770	4847	87,8
MÉDIAS F1			11330	6638	41,4	2449	63,1	1686	31,2	85,1	21824	6342	70,9
FASE 2 (F2) - FASE DE BAIXA CARGA													
19	20.07.05	183	7607	7888	-3,7	4256	46,0	4187	1,6	45,0	24514	21417	12,6
20	27.07.05	190	10005	9010	9,9	4102	54,5	4163	-1,5	58,4	22449	4107	81,7
21	03.08.05	197	9101	7051	22,5	1770	74,9	1378	22,1	84,9	22800	21880	4,0
22	17.08.05	211	13094	6912	47,2	2362	65,8	2255	4,5	82,8	26430	6885	74,0
23	24.08.05	218	21231	7396	65,2	1653	77,7	1517	8,2	92,9	43680	6974	84,0
24	07.09.05	232	10016	6857	31,5	2973	56,6	2683	9,8	73,2	38691	7059	81,8
25	14.09.05	239	12221	8050	34,1	2895	64,0	2444	15,6	80,0	45008	17889	60,3
26	28.09.05	253	19737	9751	50,6	2539	74,0	1925	24,2	90,2	49350	43602	11,6
27	05.10.05	260	20244	10208	49,6	3918	61,6	1905	51,4	90,6	50785	49620	2,3
28	19.10.05	274	13007	7143	45,1	2767	61,3	2465	10,9	81,0	51190	34632	32,3
29	26.10.05	281	10744	6795	36,8	2475	63,6	2126	14,1	80,2	40422	21480	46,9
30	09.11.05	295	17840	9916	44,4	3039	69,4	2429	20,1	86,4	43686	40616	7,0
31	16.11.05	302	12428	9978	19,7	3268	67,2	3226	1,3	74,0	50060	49383	1,4
32	23.11.05	309	7023	7025	0,0	2645	62,3	2504	5,3	64,3	48669	26365	45,8
33	30.11.05	316	15218	7221	52,5	2178	69,8	1577	27,6	89,6	38053	15710	58,7
34	07.12.05	323	11106	7478	32,7	1876	74,9	1501	20,0	86,5	44405	12329	72,2
35	14.12.05	330	16124	9435	41,5	3427	63,7	2318	32,4	85,6	43309	15266	64,8
36	18.01.06	365	9020	4097	54,6	1420	65,3	1213	14,6	86,6	25455	17898	29,7

37	25.01.06	372	11250	4599	59,1	3655	20,5	1555	57,5	86,2	53525	49375	7,8
MÉDIAS F2			12221	7396	39,5	2767	62,6	2255	18,5	42,1	43680	21417	51,0
MÉDIAS FINAIS			11775	7017	40,4	2608	62,8	1970	24,4	42,9	32752	13880	57,6

TABELA 17 - Valores de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO, em mg/L) durante o experimento

Nº	Data	DIAS	Lagoa de Decantação			Lagoa Anaeróbia		Reator UASB		Sistema	Biodigestor de Lodo		
			Afl. LD	Efl. LD	% LD	Efl. LA	% LA	Efl. UASB	% UASB	% SIST.	Afl. Bio	Efl. Bio	% Bio
FASE 1 (F1) - FASE DE ALTA CARGA													
1	27.01.05	10	4600	2400	47,8	505	79,0	310	38,6	93,3	2700	500	81,5
2	10.02.05	24	5100	2100	58,8	566	73,0	300	47,0	94,1	8300	800	90,4
3	03.03.05	45	5100	2100	58,8	566	73,0	300	47,0	94,1	8300	800	90,4
4	10.03.05	52	8900	3800	57,3	1193	68,6	382	68,0	95,7	14600	500	96,6
5	21.03.05	63	11600	900	92,2	2300	-155,6	590	74,3	94,9	13500	2800	79,3
6	07.04.05	80	7500	3700	50,7	1400	62,2	252	82,0	96,6	3900	700	82,1
7	18.04.05	91	4000	3400	15,0	400	88,2	526	-31,5	86,9	12300	1400	88,6
8	04.05.05	106	9500	5600	41,1	1600	71,4	926	42,1	90,3	14800	3800	74,3
9	11.05.05	113	14800	3700	75,0	2100	43,2	1156	45,0	92,2	15100	9900	34,4
10	18.05.05	120	1900	2700	-42,1	1000	63,0	1122	-12,2	40,9	9900	9300	6,1
11	24.05.05	126	5400	5100	5,6	200	96,1	200	0,0	96,3	6600	1300	80,3
12	01.06.05	134	8500	8700	-2,4	600	93,1	626	-4,3	92,6	21000	5600	73,3
13	08.06.05	141	8600	5500	36,0	1200	78,2	634	47,2	92,6	17400	10150	41,7
14	15.06.05	148	25800	7700	70,2	2100	72,7	974	53,6	96,2	29000	8600	70,3
15	22.06.05	155	9000	5300	41,1	1600	69,8	1170	26,9	87,0	30000	8100	73,0
16	29.06.05	162	19200	5600	70,8	2900	48,2	1186	59,1	93,8	26100	2300	91,2
17	06.07.05	169	5400	5100	5,6	2400	52,9	1220	49,2	77,4	10100	1400	86,1
18	13.07.05	176	8822	5039	42,9	2300	54,4	1302	43,4	85,2	14700	2700	81,6
MÉDIAS F1			8550	4420	48,3	1300	70,6	630	51,5	92,6	14050	2500	82,2
FASE 2 (F2) - FASE DE BAIXA CARGA													
19	20.07.05	183	4200	4010	4,5	2100	47,6	721	65,7	82,8	14350	3925	72,6
20	27.07.05	190	8760	5700	34,9	2600	54,4	595	77,1	93,2	23800	8800	63,0
21	03.08.05	197	6900	4700	31,9	1600	66,0	1038	35,1	85,0	10200	8800	13,7
22	17.08.05	211	12700	2500	80,3	2350	6,0	868	63,1	93,2	25400	8900	65,0
23	24.08.05	218	12000	6400	46,7	1100	82,8	794	27,8	93,4	21000	3700	82,4
24	07.09.05	232	11100	4800	56,8	1800	62,5	1168	35,1	89,5	11500	3800	67,0
25	14.09.05	239	6000	4800	20,0	1900	60,4	1036	45,5	82,7	13800	7900	42,8
26	28.09.05	253	12300	5800	52,8	3600	37,9	730	79,7	94,1	18500	12300	33,5
27	05.10.05	260	9600	7800	18,8	2200	71,8	830	62,3	91,4	24000	11700	51,3
28	19.10.05	274	9300	6300	32,3	3000	52,4	1188	60,4	87,2	14600	12500	14,4
29	26.10.05	281	8800	5100	42,0	1400	72,5	910	35,0	89,7	20800	11900	42,8
30	09.11.05	295	14400	7100	50,7	1900	73,2	1000	47,4	93,1	22400	16300	27,2
31	16.11.05	302	9800	5500	43,9	1250	77,3	1046	16,3	89,3	21200	12400	41,5
32	23.11.05	309	6200	5700	8,1	2900	49,1	954	67,1	84,6	27500	9600	65,1
33	30.11.05	316	8000	4600	42,5	1600	65,2	1238	22,6	84,5	22900	6500	71,6
34	07.12.05	323	11500	6100	47,0	2700	55,7	1064	60,6	90,7	22400	4600	79,5
35	14.12.05	330	7500	4700	37,3	2200	53,2	1154	47,5	84,6	24400	5600	77,0
36	18.01.06	365	6300	2400	61,9	800	66,7	422	47,3	93,3	24440	5600	77,1

37	25.01.06	372	8000	2300	71,3	1600	30,4	830	48,1	89,6	17400	11100	36,2
MÉDIAS F2			8800	5100	42,0	1900	62,7	954	49,8	47,1	21200	8800	58,5
MÉDIAS FINAIS			8675	4760	45,1	1600	66,4	792	50,5	45,7	17625	5650	67,9

TABELA 18 - Valores de Nitrogênio Total Kjeldhal (NTK, em mg/L) durante o experimento

Nº	Data	DIAS	Lagoa de Decantação			Lagoa Anaeróbia		Reator UASB		Sistema	Biodigestor de Lodo		
			Afl. LD	Efl. LD	% LD	Efl. LA	% LA	Efl. UASB	% UASB	% SIST.	Afl. Bio	Efl. Bio	% Bio
FASE 1 (F1) - FASE DE ALTA CARGA													
1	27.01.05	10	2072	1176	43,2	1200	-2,0	1100	8,3	46,9	1500	1400	6,7
2	10.02.05	24	1428	1372	3,9	1216	11,4	1047	13,9	26,7	1400	1484	-6,0
3	03.03.05	45	1302	1176	9,7	798	32,1	1072	-34,3	17,7	896	1316	-46,9
4	10.03.05	52	1372	1316	4,1	1134	13,8	1092	3,7	20,4	3038	1204	60,4
5	21.03.05	63	756	1288	-70,4	1148	10,9	1050	8,5	-38,9	2156	1344	37,7
6	07.04.05	80	1456	1344	7,7	364	72,9	980	-169,2	32,7	1568	1288	17,9
7	18.04.05	91	1288	1064	17,4	1120	-5,3	1042	7,0	19,1	1109	1254	-13,1
8	04.05.05	106	1988	1764	11,3	1232	30,2	1204	2,3	39,4	4480	1610	64,1
9	11.05.05	113	1918	1456	24,1	1148	21,2	1274	-11,0	33,6	2324	2016	13,3
10	18.05.05	120	426	1288	-202,3	1232	4,3	1092	11,4	-156,3	1456	1456	0,0
11	24.05.05	126	1456	1246	14,4	1232	1,1	1092	11,4	25,0	1596	1372	14,0
12	01.06.05	134	717	1316	-83,5	1092	17,0	1120	-2,6	-56,2	2268	1652	27,2
13	08.06.05	141	1820	1596	12,3	1204	24,6	1120	7,0	38,5	2072	1450	30,0
14	15.06.05	148	2156	1624	24,7	1232	24,1	1372	-11,4	36,4	3920	1540	60,7
15	22.06.05	155	1344	1260	6,3	1176	6,7	1232	-4,8	8,3	2408	868	64,0
16	29.06.05	162	2464	1316	46,6	1372	-4,3	1366	0,4	44,6	3108	3108	0,0
17	06.07.05	169	1540	1428	7,3	1400	2,0	1344	4,0	12,7	4732	1876	60,4
18	13.07.05	176	2576	1568	39,1	1428	8,9	1299	9,0	49,6	7644	1792	76,6
MÉDIAS F1			1456	1316	9,6	1202	8,7	1110	7,7	23,8	2212	1453	34,3
FASE 2 (F2) - FASE DE BAIXA CARGA													
19	20.07.05	183	840	1484	-76,7	1596	-7,5	1893	-18,6	-125,4	5040	3472	31,1
20	27.07.05	190	1624	1400	13,8	1372	2,0	1299	5,3	20,0	4396	2576	41,4
21	03.08.05	197	1232	1820	-47,7	1288	29,2	1243	3,5	-0,9	4872	3080	36,8
22	17.08.05	211	1652	1148	30,5	1008	12,2	1120	-11,1	32,2	3108	2464	20,7
23	24.08.05	218	2940	1372	53,3	980	28,6	1176	-20,0	60,0	2940	1540	47,6
24	07.09.05	232	2940	1378	53,1	1378	0,0	1366	0,9	53,5	3136	1316	58,0
25	14.09.05	239	1316	1428	-8,5	1378	3,5	1389	-0,8	-5,5	3024	5516	-82,4
26	28.09.05	253	2548	1904	25,3	1316	30,9	1266	3,8	50,3	3304	1988	39,8
27	05.10.05	260	1624	1316	19,0	980	25,5	1266	-29,2	22,0	3248	2492	23,3
28	19.10.05	274	1344	1680	-25,0	840	50,0	1344	-60,0	0,0	4088	1912	53,2
29	26.10.05	281	1596	1235	22,6	1372	-11,1	1322	3,6	17,2	4228	2968	29,8
30	09.11.05	295	1708	1624	4,9	1512	6,9	1299	14,1	23,9	3388	2072	38,8
31	16.11.05	302	1596	1484	7,0	1288	13,2	1366	-6,1	14,4	3080	2576	16,4
32	23.11.05	309	756	1260	-66,7	1232	2,2	1243	-0,9	-64,4	2968	3332	-12,3
33	30.11.05	316	1344	1176	12,5	1316	-11,9	1120	14,9	16,7	3332	2996	10,1
34	07.12.05	323	1960	1764	10,0	2296	-30,2	1288	43,9	34,3	2926	2660	9,1
35	14.12.05	330	1965	1765	10,2	1932	-9,5	885	54,2	55,0	2520	2324	7,8
36	18.01.06	365	1288	1176	8,7	1400	-19,0	1243	11,2	3,5	3024	1736	42,6

37	25.01.06	372											
MÉDIAS F2			1610	1414	12,2	1344	5,0	1277	5,0	8,5	3192	2534	20,6
MÉDIAS FINAIS			1533	1365	11,0	1273	6,7	1194	6,2	11,2	2702	1994	26,2

TABELA 19 - Valores de Nitrogênio Amoniacal (N-NH₄⁺, em mg/L) durante o experimento

Nº	Data	DIAS	Lagoa de Decantação			Lagoa Anaeróbia		Reator UASB		Sistema	Biodigestor de Lodo		
			Afl. LD	Efl. LD	% LD	Efl. LA	% LA	Efl. UASB	% UASB	% SIST.	Afl. Bio	Efl. Bio	% Bio
FASE 1 (F1) - FASE DE ALTA CARGA													
1	27.01.05	10	952	819	14,0	983	-20,0	539	45,2	43,4	1048	973	7,2
2	10.02.05	24	994	924	7,0	903	2,3	368	59,2	63,0	1284	938	26,9
3	03.03.05	45	602	518	14,0	532	-2,7	518	2,6	14,0	406	588	-44,8
4	10.03.05	52	1008	861	14,6	526	38,9	356	32,3	64,7	1106	861	22,2
5	21.03.05	63	504	924	-83,3	896	3,0	336	62,5	33,3	1470	966	34,3
6	07.04.05	80	1029	938	8,8	259	72,4	756	-191,9	26,5	938	952	-1,5
7	18.04.05	91	952	952	0,0	1078	-13,2	994	7,8	-4,4	1134	1148	-1,2
8	04.05.05	106	1470	1190	19,0	924	22,4	882	4,5	40,0	1330	1050	21,1
9	11.05.05	113	1246	1120	10,1	980	12,5	896	8,6	28,1	1288	1078	16,3
10	18.05.05	120	263	1036	-293,9	1036	0,0	910	12,2	-246,0	840	1064	-26,7
11	24.05.05	126	1106	924	16,5	910	1,5	868	4,6	21,5	1008	994	1,4
12	01.06.05	134	1638	1022	37,6	924	9,6	966	-4,5	41,0	1246	1148	7,9
13	08.06.05	141	1022	1106	-8,2	756	31,6	266	64,8	74,0	1042	1092	-4,8
14	15.06.05	148	1218	1008	17,2	910	9,7	890	2,2	26,9	1148	1159	-1,0
15	22.06.05	155	938	994	-6,0	952	4,2	851	10,6	9,3	745	722	3,1
16	29.06.05	162	1036	770	25,7	742	3,6	459	38,1	55,7	1016	941	7,4
17	06.07.05	169	938	1008	-7,5	1064	-5,6	1081	-1,6	-15,2	1120	1098	2,0
18	13.07.05	176	910	980	-7,7	1008	-2,9	986	2,2	-8,4	1134	1106	2,5
MÉDIAS F1			1001	966	3,5	917	5,1	860	6,3	14,1	1113	1022	8,2
FASE 2 (F2) - FASE DE BAIXA CARGA													
19	20.07.05	183	767	1036	-35,1	1092	-5,4	1215	-11,3	-58,4	398	487	-22,4
20	27.07.05	190	1154	1162	-0,7	1064	8,4	952	10,5	17,5	686	728	-6,1
21	03.08.05	197	812	1092	-34,5	1218	-11,5	1042	14,4	-28,3	1554	1470	5,4
22	17.08.05	211	1148	1218	-6,1	1050	13,8	1165	-11,0	-1,5	2758	1498	45,7
23	24.08.05	218	2086	1204	42,3	1008	16,3	991	1,7	52,5	1540	1610	-4,5
24	07.09.05	232	1400	966	31,0	966	0,0	958	0,8	31,6	1344	952	29,2
25	14.09.05	239	448	966	-115,6	910	5,8	952	-4,6	-112,5	1610	1428	11,3
26	28.09.05	253	672	938	-39,6	938	0,0	896	4,5	-33,3	1386	1736	-25,3
27	05.10.05	260	1120	1120	0,0	1064	5,0	986	7,3	12,0	1820	1750	3,8
28	19.10.05	274	976	1037	-6,3	1105	-6,6	1009	8,7	-3,4	1945	1982	-1,9
29	26.10.05	281	1001	1043	-4,2	1050	-0,7	1025	2,4	-2,4	1316	1288	2,1
30	09.11.05	295	1232	1064	13,6	1008	5,3	969	3,9	21,3	1288	1302	-1,1

31	16.11.05	302	896	910	-1,6	924	-1,5	902	2,4	-0,7	798	798	0,0
32	23.11.05	309	602	1162	-93,0	2170	-86,7	1176	45,8	-95,3	1638	1946	-18,8
33	30.11.05	316	980	966	1,4	952	1,4	414	56,5	57,8	1456	1414	2,9
34	07.12.05	323	1274	1092	14,3	1008	7,7	980	2,8	23,1	1638	1339	18,3
35	14.12.05	330	770	1022	-32,7	980	4,1	986	-0,6	-28,1	1316	1442	-9,6
36	18.01.06	365	742	672	9,4	840	-25,0	845	-0,6	-13,9	1036	1274	-23,0
37	25.01.06	372											
MÉDIAS F2		978	1040	-6,3	1008	3,1	983	2,5	5,8	1421	1421	0,0	
MÉDIAS FINAIS		990	1003	-1,4	963	4,0	921	4,3	8,3	1267	1222	3,6	

TABELA 20 - Valores de Fósforo Total (PT, em mg/L) durante o experimento

Nº	Data	DIAS	Lagoa de Decantação			Lagoa Anaeróbia		Reator UASB		Sistema	Biodigestor de Lodo		
			Afl. LD	Efl. LD	% LD	Efl. LA	% LA	Efl. UASB	% UASB	% SIST.	Afl. Bio	Efl. Bio	% Bio
FASE 1 (F1) - FASE DE ALTA CARGA													
1	27.01.05	10	110	155	-40,9	245	-58,1	13	94,7	88,2	875	363	58,5
2	10.02.05	24	598	698	-16,7	295	57,7	54	81,7	91,0	2405	454	81,1
3	03.03.05	45	215	85	60,5	82	3,5	60	26,8	72,1	112	85	24,1
4	10.03.05	52	421	160	62,0	358	-123,8	55	84,6	86,9	136	104	23,5
5	21.03.05	63	250	183	26,8	174	4,9	54	69,0	78,4	2579	935	63,7
6	07.04.05	80	462	483	-4,5	100	79,3	69	31,0	85,1	567	220	61,2
7	18.04.05	91	69	56	18,8	0,3	99,5	0,2	33,3	99,7	598	0,1	100
8	04.05.05	106	604	479	20,7	136	71,6	115	15,4	81,0	1835	694	62,2
9	11.05.05	113	633	248	60,8	116	53,2	79	31,9	87,5	794	421	47,0
10	18.05.05	120	224	55	75,4	82	-49,1	121	-47,6	46,0	292	516	-76,7
11	24.05.05	126	238	223	6,3	113	49,3	108	4,4	54,6	975	237	75,7
12	01.06.05	134	228	315	-38,2	123	61,0	79	35,8	65,4	624	144	76,9
13	08.06.05	141	234	169	27,8	141	16,6	89	36,9	62,0	610	307	49,7
14	15.06.05	148	258	124	51,9	22	82,3	31	-40,9	88,0	1665	334	79,9
15	22.06.05	155	406	263	35,2	124	52,9	188	-51,6	53,7	1810	766	57,7
16	29.06.05	162	493	190	61,5	54	71,6	37	31,5	92,5	938	305	67,5
17	06.07.05	169	287	143	50,2	99	30,8	86	13,1	70,0	863	101	88,3
18	13.07.05	176	353	266	24,6	225	15,4	105	53,3	70,3	832	292	64,9
MÉDIAS F1			272,5	186,5	31,6	119,5	35,9	74,0	38,1	72,8	847,5	306,0	63,9
FASE 2 (F2) - FASE DE BAIXA CARGA													
19	20.07.05	183	154	184	-19,5	107	41,8	90	15,9	41,6	512	400	21,9
20	27.07.05	190	101	97	4,0	95	2,1	76	20,0	24,8	864	858	0,7
21	03.08.05	197	115	106	7,8	141	-33,0	83	41,1	27,8	1468	425	71,0
22	17.08.05	211	166	115	30,7	94	18,3	90	4,3	45,8	311	355	-14,1
23	24.08.05	218	216	125	42,1	98	21,6	88	10,2	59,3	1500	345	77,0
24	07.09.05	232	176	133	24,4	99	25,6	85	14,1	51,7	1500	205	86,3
25	14.09.05	239	100	104	-4,0	95	8,7	119	-25,3	-19,0	1340	965	28,0
26	28.09.05	253	390	120	69,2	158	-31,7	111	29,7	71,5	1679	1291	23,1
27	05.10.05	260	546	222	59,3	174	21,6	130	25,3	76,2	1801	1206	33,0
28	19.10.05	274	197	157	20,3	152	3,2	137	9,9	30,5	1812	601	66,8
29	26.10.05	281	172	242	-40,7	137	43,4	114	16,8	33,7	1309	657	49,8
30	09.11.05	295	382	163	57,3	108	33,7	150	-38,9	60,7	1293	1337	-3,4
31	16.11.05	302	300	225	25,0	165	26,7	138	16,4	54,0	1205	1500	-24,5

32	23.11.05	309	97	131	-35,1	75	42,7	54	28,0	44,3	1317	1250	5,1
33	30.11.05	316	303	173	42,9	158	8,7	167	-5,7	44,9	1922	715	62,8
34	07.12.05	323	197	134	32,0	365	-172,4	388	-6,3	-97,0	891	1629	-82,8
35	14.12.05	330	171	189	-10,5	236	-24,9	140	40,7	18,1	2000	548	72,6
36	18.01.06	365	369	172	53,4	89	48,3	61	31,5	83,5	3222	1402	56,5
37	25.01.06	372	361	251	30,5	104	58,6	72	30,8	80,1	4024	884	78,0
MÉDIAS F2			197,0	157,0	20,3	108,0	31,2	111,0	-2,8	23,4	1468,0	858,0	41,6
MÉDIAS FINAIS			234,8	171,8	26,8	113,8	33,8	92,5	18,7	33,8	1157,8	582,0	49,7

Tabela 21 - Produção de Biogás (Vol, em m³) no biodigestor de lodo

Nº	Data	DIAS	Biogás - Biodigestor de Lodo		
			Acumulada	Na semana	Por dia
0	24.08.05	0	0	0	0,00
1	31.08.05	7	31	31	4,43
2	07.09.05	14	67	36	5,14
3	14.09.05	21	108	41	5,86
4	21.09.05	28	145	37	5,29
5	28.09.05	35	182	37	5,29
6	05.10.05	42	232	50	7,14
7	12.10.05	49	283	51	7,28
8	19.10.05	56	325	42	6,00
9	26.10.05	63	371	46	6,57
10	02.11.05	70	413	42	6,00
11	09.11.05	77	453	40	5,71
12	16.11.06	84	506	53	7,57
13	23.11.05	91	568	62	8,86
14	30.11.05	98	613	45	6,43
15	07.12.05	105	641	28	4,00
16	14.12.05	112	649	8	1,14