

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS

VITOR TOSETTO

Avaliação da Co-Disposição de Lodo de Tanques Sépticos e Fração
Orgânica de Resíduos Sólidos Domiciliares em Reatores Anaeróbios

São Carlos
2009

VITOR TOSETTO

Avaliação da Co-Disposição de Lodo de Tanques Sépticos e Fração
Orgânica de Resíduos Sólidos Domiciliares em Reatores Anaeróbios

Dissertação apresentada a Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia Hidráulica e Saneamento.

Área de Concentração: Saneamento

Orientador: Prof. Valdir Schalch

SÃO CARLOS

2009

Dedico este trabalho aos meus pais por terem lutado para oferecer todas as oportunidades aos filhos. Dedico a Deus, por ter me presenteado com a Vilma e o Reynaldo.

AGRADECIMENTOS

À Priscila, por ter me ajudado no monitoramento do experimento. Sem ela este trabalho certamente não poderia ser concluído.

À Camila, que sempre esteve disposta a ajudar a solucionar os problemas e pelos conselhos.

Ao Prof. Valdir Schalch, por me ter dado a oportunidade de estudar na USP e por viabilizar o desenvolvimento da pesquisa.

À Nayara por ter sido uma parceira durante a pesquisa.

Ao Fábio por também ter me ajudado na construção das unidades experimentais.

Ao Eduardo por ter me auxiliado na elaboração da unidade experimental.

À Maria Angela Tallarico Adorno (Janja) por permitir o uso do laboratório e ser tão prestativa e atenciosa.

Aos funcionários do laboratório de saneamento Paulo, Júlio, Juliana, Natália e Cidinha pelo apoio e disposição durante as análises.

À Pavi, Sá e Rose por sempre estarem dispostas a ajudar.

Ao Prof. Marcelo Zaiat pelos conselhos.

A CAPES pela disponibilidade das bolsas de estudo.

A Escola de Engenharia de São Carlos pela oportunidade de realização do curso de mestrado.

Ao Departamento de Hidráulica e Saneamento por toda a estrutura concedida.

RESUMO

TOSETTO, V. **Avaliação da Co-Disposição de Lodo de Tanques Sépticos e Fração Orgânica de Resíduos Sólidos Domiciliares em Reatores Anaeróbios**. 2009. 126 f. Dissertação de Mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2009.

Apesar de surgir como um país emergente, infelizmente a situação do saneamento básico no Brasil é bastante precária. Dos 5.507 municípios brasileiros apenas 52,2% possuem algum tipo de serviço de esgotamento sanitário (IBGE, 2000). Diante deste cenário alarmante, soluções individuais passam a ganhar mais importância. A adoção de tanques sépticos como uma alternativa para a solução do esgoto sanitário, em regiões carentes de rede de esgoto, passa a ser viável devido ao seu baixo custo e eficiência satisfatória. No entanto, a operação inadequada dessas pequenas unidades podem se tornar um passivo ambiental, em virtude do lodo produzido, subproduto da degradação anaeróbia. A solução mais fácil e prática seria a sua disposição em Estações de Tratamento de Efluente, no entanto é uma minoria dos municípios brasileiros, 20,2% (IBGE, 2000), que contam com estas unidades. A proposta do presente trabalho foi simular a comportamento da disposição do Lodo de Tanques Sépticos (LTS) em aterros sanitários, juntamente com resíduos sólidos domiciliares (RSD). Por meio de quatro reatores anaeróbios, com 50 litros cada, avaliaram-se os efeitos da degradação anaeróbia da Fração Orgânica do RSD (FORSD) na presença de LTS. Todos os reatores possuíam a mesma quantidade de FORSD, 28 kg. Cada unidade experimental recebeu quantidades diferentes de LTS: reator 1=0 L; reator 2=4,9 L; reator 3=9,8 L e reator 4=14,7 L. O monitoramento acompanhou as características químicas e a quantidade do lixiviado, a composição do biogás e as mudanças físico-químicas na mistura de FORSD e LTS no início e no final do experimento. Entre os resultados obtidos, destaca-se a eficiência de remoção de DQO da FORSD, 21%, 51%, 68% e 73% para os reatores 1, 2, 3 e 4 respectivamente. E a aceleração na degradação anaeróbia nos reatores que receberam LTS, devido a produção precoce de metano, aparecimento no 40º dia nos reatores tratados com LTS e pela disponibilidade imediata de nutrientes, observada pelas análises de nitrogênio amoniacal.

Palavras-chave: lodo de tanques sépticos; reatores anaeróbios; tanques sépticos e resíduos sólidos domiciliares; fossa séptica.

ABSTRACT

TOSETTO, V. Evaluation of Co-Disposal of sludge from septic tanks and organic fraction of domestic solid waste in anaerobic reactors. 2009. 126 f. Master of Sciences Degree Thesis. São Carlos School of Engineering, University of São Paulo, São Carlos, 2009.

Despite being an emerging country, unfortunately the sanitary situation of Brazil is quite precarious. Only 52.2% of the 5,507 Brazilian municipalities have some type of sanitary service (IBGE, 2000). In this alarming scenario, individual solutions are gaining more importance. The adoption of septic tanks as an alternative to the solution of the sewage becomes viable due to its low cost and satisfactory performance. However, the inappropriate operation of these small units can become an environmental problem because of the produced sludge, sub product of anaerobic degradation. This material must be managed adequately and securely to prevent possible contamination of soil and water. The easiest and practice solution would be its disposal in sewage treatment stations, however there are only 20.2% (IBGE, 2000) of all the brazilian cities which rely on these units. The purpose of this study was to evaluate the performance of the disposal of sludge from septic tanks (LTS) in landfills, along with domestic solid waste (RSD). Using four anaerobic reactors, with 50 liters each, the effects of anaerobic degradation of organic fraction of the RSD (FORSD) in the presence of LTS were evaluated. All reactors had the same amount of FORSD, 28 kg. Each experimental unit received different amounts of LTS: Reactor 1 = 0L; Reactor 2 = 4.9L, Reactor 3 = 9.8 L and Reactor 4 = 14.7L. The monitoring followed the characteristics and quantity of leachate, the composition of biogas and changes in physical-chemical mixture of FORSD and LTS at the beginning and the end of the experiment. The results highlight the efficiency of removal of the DQO of FORSD, 21%, 51%, 68% and 73% for reactors 1, 2, 3 and 4, respectively, and the acceleration in the degradation in anaerobic reactors that received LTS, due to early production of methane, appearing in 40° day in reactors treated with LTS and the ready availability of nutrients, observed by the analysis of ammonia nitrogen.

Keywords: sludge from septic tanks, anaerobic reactors, septic tanks; domestic solid waste and leachate.

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1: Evolução da taxa de mortalidade infantil e da população abastecida de água da RMSP.	39
Figura 3.2: Funcionamento de um tanque séptico.	41
Figura 3.3: Tanque séptico prismático de câmara única.	42
Figura 3.4: Tanque séptico cilíndrico de câmara única.	42
Figura 3.5: Tanque séptico cilíndrico com câmaras sobrepostas.	43
Figura 3.6: Lixão de Mateus Leme, MG.	50
Figura 3.7: Aterro controlado do município de Mateus Leme, MG.	51
Figura 3.8: Evolução do IQR médio no Estado de São Paulo.	52
Figura 3.9: Evolução do IQR quanto a porcentagem de municípios.	53
Figura 3.10: Evolução do IQR quanto a porcentagem de municípios.	54
Figura 3.11: Esquema de um aterro sanitário típico.	56
Figura 3.12: Sistema de drenagem de gases e lixiviado em aterro sanitário.	57
Figura 3.13: Variação na composição do lixiviado ao longo do tempo.	63
Figura 3.14: Variação na composição do biogás de aterros sanitários (HMSO 1995 apud BIDONE & POVINELLI, 1999).	64
Figura 3.15: Gerador de microturbina.	69
Figura 3.16: Microturbinas abastecidas por gás metano.	69
Figura 3.17: Esquema do funcionamento de um motor quatro tempos.	70
Figura 3.18: Grupo motor-gerador a biogás.	70
Figura 3.19: Caldeira de vapor saturado à gás.	71
Figura 4.1: Esquema da unidade experimental.	73
Figura 4.2: Unidade experimental.	74
Figura 4.3: Termopar tipo K, utilizado para medição da temperatura no interior dos reatores.	75
Figura 4.4: Adaptação das tampas dos reatores para medição da temperatura.	75
Figura 4.5: Termômetro utilizado para leitura da temperatura.	76
Figura 4.6: Ponto de coleta de lixiviado.	77
Figura 4.7: Coletor de lixiviado e a forma de coleta do lixiviado.	78
Figura 4.8: Adaptação feita na tampa do reator com aplicação de silicone.	79
Figura 4.9: Adaptação feita na tampa do reator para coleta do biogás.	79
Figura 4.10: Coleta de amostra de biogás.	80

Figura 4.11: Momento da coleta da fração orgânica dos RSD.....	82
Figura 4.12: Ferramenta utilizada como compactador da FORSD.	83
Figura 4.13: Local de armazenamento do lodo de tanques sépticos.	84
Figura 5.1: Variação do volume de lixiviado produzido pelos reatores.....	92
Figura 5.2: Variação da DBO ao longo do tempo no lixiviado dos reatores.....	93
Figura 5.3: Variação de DQO ao longo do tempo no lixiviado dos reatores.	95
Figura 5.4: Variação do pH ao longo do tempo no lixiviado dos reatores.....	96
Figura 5.5: Variação da Alcalinidade ao longo do tempo no lixiviado dos reatores.....	98
Figura 5.6: Variação de Ácidos Voláteis ao longo do tempo dos reatores.....	99
Figura 5.7: Variação do NTK ao longo do tempo no lixiviado dos reatores.....	101
Figura 5.8: Variação do Nitrogênio Amoniacal ao longo do tempo no lixiviado dos reatores.	101
Figura 5.9: Variação de Sólidos Totais ao longo do tempo no lixiviado dos reatores.....	102
Figura 5.10: Variação de Sólidos Totais Fixos ao longo do tempo no lixiviado dos reatores.	102
Figura 5.11: Variação de Sólidos Totais Voláteis ao longo do tempo no lixiviado dos reatores.	103
Figura 5.12: Variação de Sólidos Suspensos ao longo do tempo no lixiviado dos reatores. .	103
Figura 5.13: Variação de Sólidos Suspensos Fixos ao longo do tempo no lixiviado dos reatores.	104
Figura 5.14: Variação de Sólidos Suspensos Voláteis ao longo do tempo no lixiviado dos reatores.	104
Figura 5.15: Variação de Sólidos Dissolvidos ao longo do tempo no lixiviado dos reatores.	105
Figura 5.16: Variação de Sólidos Dissolvidos Fixos ao longo do tempo no lixiviado dos reatores.	105
Figura 5.17: Variação de Sólidos Suspensos Fixos ao longo do tempo no lixiviado dos reatores.	106
Figura 5.18: Variação de geração de CH ₄ e CO ₂ ao longo do tempo no reator 1.	110
Figura 5.19: Variação de geração de CH ₄ e CO ₂ ao longo do tempo no reator 2.	110
Figura 5.20: Variação de geração de CH ₄ e CO ₂ ao longo do tempo no reator 3.	111
Figura 5.21: Variação de geração de CH ₄ e CO ₂ ao longo do tempo no reator 4.	111
Figura 5.22: Variação de geração de CH ₄ ao longo do tempo nos quatro reatores.	112

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1: Proporção de municípios com algum tipo de serviço de esgotamento sanitário...	38
Tabela 3.2: Relação entre mortalidade infantil e o saneamento básico.....	40
Tabela 3.3: Eficiência de remoção de DBO ₅ de tanques sépticos.....	43
Tabela 3.4: Distribuição percentual dos domicílios por tipo de esgotamento sanitário.....	44
Tabela 3.5: Características dos lodos de tanques sépticos.....	45
Tabela 3.6: Dados gerais sobre os resíduos sólidos, segundo os estratos populacionais dos municípios brasileiros.....	48
Tabela 3.7: Caracterização física dos resíduos sólidos de algumas cidades brasileiras, em porcentagem de peso.....	49
Tabela 3.8: Parâmetros físico-químicos e microbiológicos analisados em amostras de lixiviado.....	58
Tabela 3.9: Parâmetros e faixa de valores para lixiviados.....	62
Tabela 3.10: Composição do biogás de aterro sanitário.....	65
Tabela 3.11: Biodegradabilidade anaeróbia de alguns constituintes do processo de degradação anaeróbio.....	67
Tabela 4.1: Freqüência de coleta de amostras e dados do experimento.....	85
Tabela 4.2: Análises utilizadas para o monitoramento do experimento.....	86
Tabela 5.1: Caracterização da fração orgânica dos RSD.....	89
Tabela 5.2: Caracterização do lodo de tanques séptico utilizado no experimento.....	90
Tabela 5.3: Característica final da mistura de RSD e LTS nos reatores.....	91
Tabela 5.4: Eficiência de remoção de DQO na massa orgânica dos reatores.....	91
Tabela 5.5: Valores de DQO de entrada nos reatores.....	92
Tabela 5.6: Valores de DQO de saída nos reatores.....	92
Tabela 5.7: Volume de lixiviado produzido pelos reatores.....	93
Tabela 5.8: Resultados de DBO ao longo do tempo para os reatores.....	94
Tabela 5.9: Resultados de DQO ao longo do tempo para os reatores.....	96
Tabela 5.10: Resultados do pH ao longo do tempo para os quatro reatores.....	97
Tabela 5.11: Resultados de Alcalinidade ao longo do tempo para os quatro reatores.....	99
Tabela 5.12: Resultados de ácidos voláteis ao longo do tempo para os quatros reatores.....	100
Tabela 5.13: Resultados de NTK e Nitrogênio amoniacal ao longo do tempo para os quatros reatores.....	101
Tabela 5.14: Resultados de Sólidos Totais ao longo do tempo para os quatros reatores.....	107

Tabela 5.15: Resultados de Sólidos Suspensos ao longo do tempo para os quatros reatores.	107
Tabela 5.16: Resultados de Sólidos Dissolvidos ao longo do tempo para os quatros reatores.	108
Tabela 5.17: Resultados das concentrações de CH ₄ e CO ₂ ao longo do tempo para os quatro reatores.	112
Tabela 5.20: Produção teórica de biogás para cada reator.	113

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
CETESB	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
CNPq	Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico
EESC	Escola de Engenharia de São Carlos
ETE	Estação de Tratamento e Efluentes
FORSD	Fração orgânica do resíduo sólido domiciliar
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
LTS	Lodo de tanque séptico
NBR	Norma Brasileira
NBR	Norma Brasileira Regulamentada
RMSP	Região Metropolitana de São Paulo
USP	Universidade de São Paulo
USEPA	Agencia de Proteção ao Meio Ambiente dos Estados Unidos

LISTA DE SÍMBOLOS

%	Porcentagem
CaCO ₃	Carbonato de Cálcio
CH ₄	Metano
CO ₂	Dióxido de Carbono
g	Gramas
Kg	Quilo
L	Litro
m ²	Metro quadrado
m ³	Metro cúbico
mg	Miligrama
N	Nitrogênio
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
O ₂	Oxigênio
P	Fósforo
PO ₄ ⁻³	Íon Fosfato

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	35
2. OBJETIVOS	36
2.1 OBJETIVO PRINCIPAL	36
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	36
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	37
3.1 SANEAMENTO NO BRASIL.....	37
3.2 TANQUES SÉPTICOS	40
3.2.1 Lodo de Tanques Sépticos.....	45
3.3 RESÍDUOS SÓLIDOS DOMICILIARES NO BRASIL	46
3.3.1 Composição gravimétrica dos RSD.....	48
3.3.2 Disposição final dos RSD.....	50
3.4 ATERROS SANITÁRIOS	53
3.4.1 Fundamentos da Degradação Anaeróbia.....	59
3.4.2 A Degradação da Matéria Orgânica em Aterro Sanitário.....	60
3.4.3 Lixiviado dos Aterros Sanitários	61
3.4.4 Biogás dos Aterros Sanitários.....	63
Produção de Biogás	65
3.5 UTILIZAÇÃO DO BIOGÁS COMO FONTE DE ENERGIA	67
4. MATERIAIS E MÉTODOS.....	72
4.1 DESCRIÇÃO GERAL	72
4.2 CONSTRUÇÃO DOS REATORES	74
4.3 PREENCHIMENTO DOS REATORES.....	81
4.3.1 Fração Orgânica de Resíduos Sólidos Domiciliares.....	81
4.3.2 Lodo de Tanques Sépticos.....	83
4.4 MONITORAMENTO DO EXPERIMENTO	84
4.4.1 Análises	85
5. RESULTADOS E DISCUSSÕES	89
5.1 CARACTERIZAÇÃO INICIAL.....	89
5.2 MATÉRIA ORGÂNICA.....	90
5.3 LIXIVIADO	92
5.3.1 Produção	92

5.3.2	DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio	93
5.3.3	DQO – Demanda Química de Oxigênio.....	95
5.3.4	pH.....	96
5.3.5	Alcalinidade Total	98
5.3.6	Ácidos Voláteis	99
5.3.7	Nitrogênio.....	101
5.3.8	Série de Sólidos	102
5.4	BIOGÁS	109
5.4.1	Composição	109
5.4.2	Produção	113
6.	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	115
6.1	CONCLUSÕES.....	115
6.2	SUGESTÕES E RECOMENDAÇÕES	115
7.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	117

1. INTRODUÇÃO

Segundo pesquisas do IBGE (2000), apenas 52,2% dos municípios brasileiros possuem serviços de esgotamento sanitário. Os dados consideram “município servido” aquele que apresenta algum tipo de serviço de esgotamento sanitário, independentemente da extensão da rede coletora ou do número de ligações. Diante desse número, estudos na área de saneamento são de grande relevância. A adoção de soluções individuais passam a ganhar mais importância, como tanques sépticos que possuem baixo custo de implantação, e podem contribuir para redução deste índice alarmante. No entanto, é preciso assegurar que isso não venha a se tornar um passivo ambiental. O lodo proveniente dessas câmaras anaeróbias, precisa ser gerenciado de forma correta e sua disposição deve ser feita de forma segura, a fim de evitar possíveis contaminação no solo e água. Uma solução de fácil aplicação seria o descarte deste lodo em Estações de Tratamento de Esgoto, mas estas unidades ainda são raras no país. Na mesma pesquisa realizado pelo IBGE(2000), observa-se que entre as cidades que coletam esgoto, a grande maioria (84,6%) despeja o esgoto *in natura* nos rios. O presente trabalho apresenta o estudo de uma possível alternativa para dispor este passivo, a co-disposição do lodo de tanques sépticos com resíduos sólidos domiciliares (RSD) em aterros sanitários. Atualmente o aterro sanitário é considerado como a melhor forma de disposição final de resíduos, e sua utilização vêm expandindo a nível nacional. A pesquisa do IBGE (2000) informa que em 1989 apenas 10,7% dos municípios brasileiros dispunham de aterros sanitários ou controlados, em 2000 esse valor subiu para 32,2%. A solução proposta para estudo tem potencial para proporcionar vantagens a estas unidades de disposição de resíduos. A adição do lodo junto à matéria orgânica dos aterros sanitários pode acelerar a degradação da matéria orgânica, beneficiando a geração de biogás e conseqüentemente ocasionando uma oportunidade para geração de energia. Por meio da criação de reatores, que possuem a finalidade de simular o ambiente do interior de células de aterros sanitários, a pesquisa avalia a prática proposta com o monitoramento da degradação anaeróbia, feita por meio da composição dos gases gerados e das características e quantificação do lixiviado produzido. Utilizando as análises de Alcalinidade, Série de Sólidos, pH, DQO, DBO, Umidade, NTK, Nitrogênio Amoniacal, Ácidos Voláteis e Metais.

2. OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO PRINCIPAL

O trabalho tem como objetivo principal avaliar a influência da presença do lodo de tanques sépticos na degradação anaeróbia da Fração Orgânica de Resíduos Sólidos Domiciliares (FORSD), em condições semelhantes aos aterros sanitários.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar a composição e a quantidade do biogás;
- Avaliar a composição e a quantidade de lixiviado gerado;
- Estudar o comportamento da degradação anaeróbia da fração orgânica dos resíduos, por meio das características do lixiviado e do biogás produzidos.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 SANEAMENTO NO BRASIL

Apesar de surgir como um país emergente, infelizmente a situação do saneamento básico no Brasil é ainda bastante precária.

O país possui a Lei Federal 11.445, de 5 de janeiro de 2007, que estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico e que considera este como um conjunto de serviços, infra-estruturas e instalações operacionais de:

- Abastecimento de água potável;
- Esgotamento sanitário;
- Limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos; e
- Drenagem e manejo das águas pluviais urbanas.

Por meio da Tabela 3.1 é possível visualizar a evolução do saneamento básico entre as pesquisas realizadas pelo IBGE em 1989 e 2000.

Tabela 3.1: Proporção de municípios com algum tipo de serviço de esgotamento sanitário.

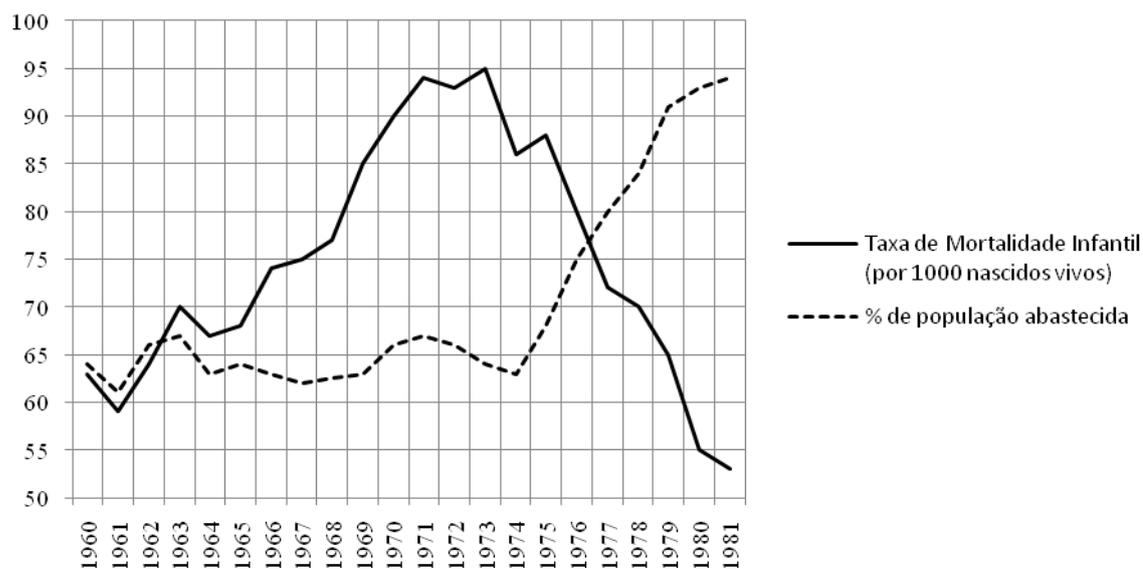
Grandes Regiões	Proporção de municípios com serviço de esgotamento sanitário (%)									
	Total		Esfera Administrativa							
			Municipal		Estadual		Federal		Particular	
	1989	2000	1989	2000	1989	2000	1989	2000	1989	2000
Brasil	47,3	52,2	35,2	38,4	11,9	14,1	0,7	0,1	0,2	1,0
Norte	8,4	7,1	3,4	3,3	4,0	2,2	0,3	0,0	1,7	1,8
Nordeste	26,1	42,9	22,3	37,9	3,9	5,6	0,6	0,2	0,0	0,6
Sudeste	91,0	92,9	67,6	66,3	22,7	36,8	1,5	0,0	0,2	1,9
Sul	39,1	38,9	28,2	24,5	11,2	15,0	0,1	0,0	0,0	0,1
Centro-Oeste	12,9	17,9	3,7	7,4	9,2	10,1	0,3	0,0	0,0	0,4

Fonte: IBGE, Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2000.

Pode-se observar que não houve avanços significativos. Sendo possível encontrar decréscimos, como na região Sul e Norte, onde o serviço de esgotamento sanitário não acompanhou o crescimento populacional.

Este descaso dos governos com o saneamento traz grandes prejuízos a sociedade, tanto de ordem de saúde como financeira. Segundo Fagundes (2003), a cada dólar investido pode-se economizar até 100 dólares com gastos na saúde.

Por meio de dois comportamentos observados por Jordão e Pessôa, 2005, na Região Metropolitana de São Paulo (RMSP) é possível evidenciar a estreita ligação entre o saneamento e a saúde. O primeiro, mostrado na Figura 3.1, é a relação entre as evoluções da taxa de mortalidade infantil e da porcentagem da população abastecida de água na RMSP.



Fonte: Jordão e Pessôa, 2005.

Figura 3.1: Evolução da taxa de mortalidade infantil e da população abastecida de água da RMSP.

Observa-se que no início da década de 70, quando iniciaram-se grandes investimentos na melhoria do sistema de abastecimento de água, ocorre um sensível decréscimo da taxa de mortalidade infantil. Embora não se deve atribuir esta diminuição somente ao saneamento básico, outros fatores como a medicina preventiva e educação sanitária também ajudaram (JORDÃO E PESSÔA, 2005).

O segundo comportamento, apresentado pela Tabela 3.2, também relativo à taxa de mortalidade infantil, relaciona os valores com os dados de abastecimento de água com coleta de esgoto.

Tabela 3.2: Relação entre mortalidade infantil e o saneamento básico.

Região	Abastecimento de Água (%)	Coleta de Esgoto (%)	Mortalidade Infantil (p/ 1000 nasc. vivos)
Brasil	91,7	50,4	27,4
Norte	66	56	28,1
Nordeste	72	44	43,0
Sudeste	91	86	18,3
Sul	83	75	16,4
Centro-Oeste	77	45	20,8

Fonte: IDB, 2003 e IPEA, 2003.

Ao analisar a tabela anterior fica evidente que há mortalidade infantil é menor nas regiões melhores estruturadas por saneamento básico. As principais doenças causadoras da morte infantil são as diarreicas, provocadas justamente pela ausência de saneamento básico (JORDÃO E PESSÔA, 2005).

3.2 TANQUES SÉPTICOS

Entre os serviços de saneamento básico, o de esgotamento sanitário apresenta-se bastante precário. Diante dos 5.507 municípios brasileiros apenas 52,2% possuem algum tipo de serviço de esgotamento sanitário (IBGE, 2000).

Diante deste cenário alarmante do saneamento básico, é preciso de alguma forma evitar a disposição de esgotos a céu aberto, que causam contaminação do solo e água superficial e subterrânea. Considerando que é comum encontrarmos em regiões desprovidas de coleta de esgoto, ausência de sistemas de abastecimento de água, onde se utilizam muitas vezes poços como fonte de suprimento de água, torna-se uma exigência ainda maior o cuidado em não poluir as águas subterrâneas.

Dados apresentados no tópico anterior mostraram que a implantação de infra-estruturas para o saneamento básico não acompanha o crescimento populacional. Portanto, a adoção de soluções individuais, como a utilização de tanques sépticos torna-se mais atrativa. Por se tratar de uma alternativa de baixo custo de implantação e por proporcionar uma eficiência de tratamento satisfatória quando bem projetada, construída e operada.

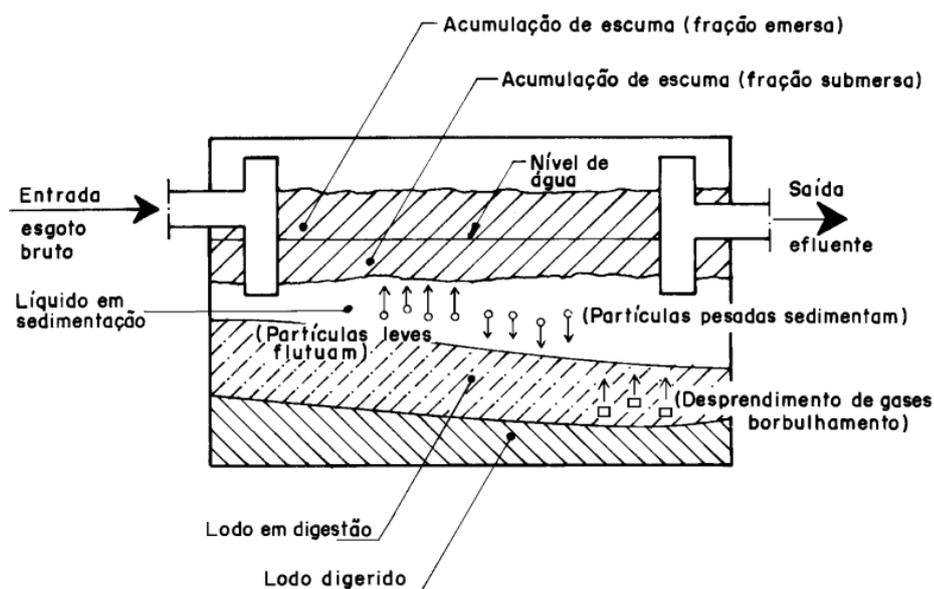
Mesmo diante da precariedade da tecnologia do tratamento, os tanques sépticos ainda são considerados uma solução ambiental a diversos problemas relacionados ao saneamento sanitário das populações. Já que há uma grande escassez de recursos por parte dos países em desenvolvimentos para aquisição e instalação de tecnologias mais avançadas (PATZA, 2006).

O conceito dado por Jordão e Pessôa (2005) ao tanque séptico é

[...] um dispositivo de tratamento de esgotos destinado a receber a contribuição de um ou mais domicílios e com capacidade de dar aos esgotos um grau de tratamento compatível com a sua simplicidade e custo. Assim, pode ser definida como uma câmara convenientemente construída para reter os esgotos sanitários por um período de tempo criteriosamente estabelecido, de modo a permitir a sedimentação dos sólidos e a retenção do material graxo nos esgotos, transformando-os bioquimicamente em substâncias e compostos mais simples e estáveis.

Já a NBR 7229/1993 definiu um tanque séptico como “unidade cilíndrica ou prismática retangular de fluxo horizontal, para tratamento de esgotos por processos de sedimentação, flotação e digestão”. A mesma NBR define tanques sépticos com câmara única como “unidade de apenas um compartimento, em cuja zona superior devem ocorrer processos de sedimentação e de flotação e digestão da escuma, prestando-se a zona inferior ao acúmulo e digestão do lodo sedimentado”.

A Figura 3.3 ilustra o esquema de funcionamento de um tanque séptico.



Fonte: NBR 7229/93.

Figura 3.2: Funcionamento de um tanque séptico.

Existem diferentes tipos de tanques sépticos. Os mais comuns são os câmara única, podendo apresentar o formato prismático ou cilíndrico, Figura 3.3 e Figura 3.4. A fim de diminuir as dimensões do tanque, existem os com câmaras sobrepostas, que permitem menor tempo de detenção hidráulica com a mesma eficiência de decantação. Devido à presença de uma câmara de detenção. A Figura 3.5 ilustra um tanque séptico com câmara sobrepostas.

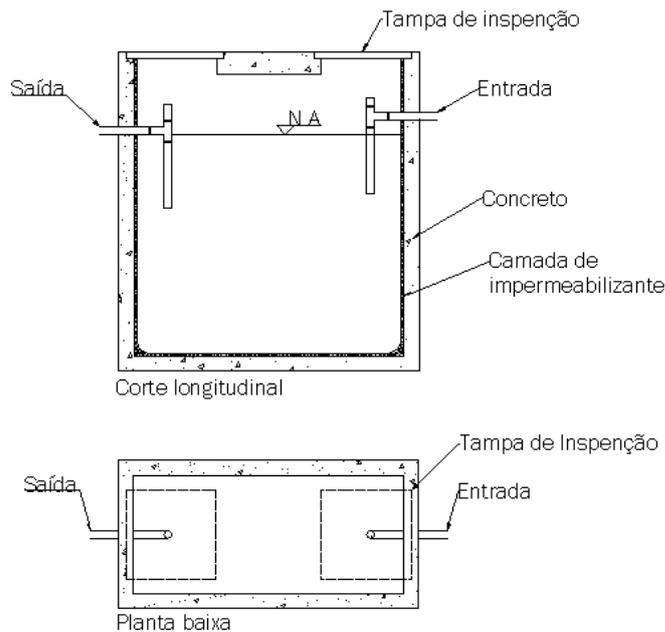


Figura 3.3: Tanque séptico prismático de câmara única.

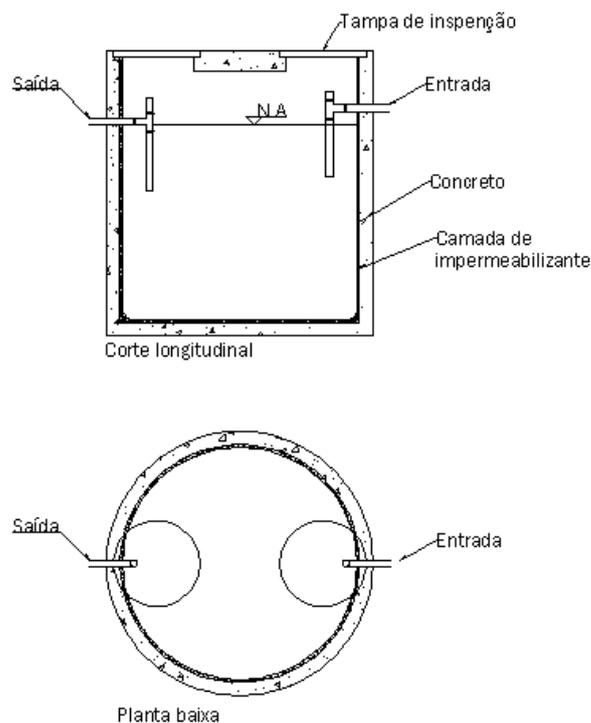


Figura 3.4: Tanque séptico cilíndrico de câmara única.

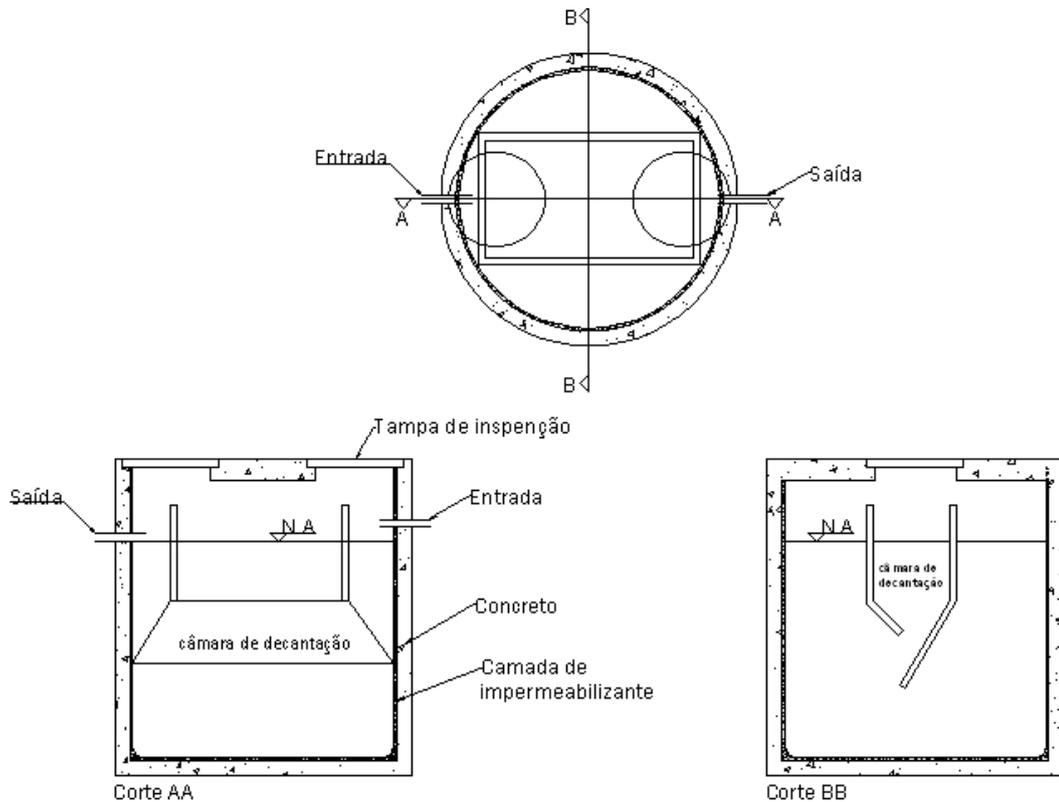


Figura 3.5: Tanque séptico cilíndrico com câmaras sobrepostas.

Estas pequenas unidades de tratamento de esgoto quando bem construídas e operadas, são capazes de dar condições aos seus efluentes de: impedir a poluição de mananciais; não alterar as condições de vida aquática no corpo receptor; não prejudicar as condições de balneabilidade de locais de recreação como as praias; e não ocasionar a poluição de águas subterrâneas (JORDÃO E PESSÔA, 2005).

Considerando a remoção de DBO_5 a eficiência dos tanques sépticos é apresentada pela Tabela 3.3.

Tabela 3.3: Eficiência de remoção de DBO_5 de tanques sépticos.

Unidade de Tratamento	Eficiência, %
Tanque séptico de câmara única ou de câmaras sobrepostas	30 – 50
Tanque séptico de câmaras em séries	35 – 65
Vala de infiltração	75 – 95
Filtro anaeróbio	70 – 85

Fonte: Jordão e Pessôa, 2005.

Estudo do IBGE (2000) mostra que há uma grande utilização dos tanques sépticos em âmbito nacional. A Tabela 3.4 mostra o percentual dos domicílios particulares que utilizam tipos diferentes de esgotamento sanitário.

Tabela 3.4: Distribuição percentual dos domicílios por tipo de esgotamento sanitário.

Grandes Regiões	Distribuição percentual dos domicílios particulares permanentes, por situação do domicílio (%)							
	Urbana				Rural			
	Tipo de Esgotamento Sanitário				Tipo de Esgotamento Sanitário			
	Rede Geral	Tanque Séptico	Outra Forma (1)	Sem instalação sanitária	Rede Geral	Tanque Séptico	Outra Forma (1)	Sem instalação sanitária
Brasil	56,0	16,0	25,1	2,9	3,3	9,6	51,8	35,3
Norte	12,9	33,7	47,2	6,1	0,9	5,5	60,0	33,6
Nordeste	34,7	16,3	40,2	8,8	1,1	4,3	34,1	60,5
Sudeste	79,4	8,5	11,5	0,7	10,4	13,6	63,4	12,7
Sul	35,6	37,0	26,4	1,0	1,5	21,5	69,7	7,4
Centro-Oeste	38,0	7,9	52,3	1,8	0,9	5,2	72,7	21,3

(1) Fossa rudimentar, vala, rio, lago ou mar e/ou outros escoadouros.

Fonte: IBGE, Censo demográfico 2000.

Apesar da vasta utilização dos tanques sépticos, as condições operacionais são usualmente deficientes, devido à falta de análise dos projetos e do acompanhamento na execução dos mesmos (CHERNICHARO, 1997).

É comum encontrarmos tanques sépticos projetados de forma inadequada. Em muitos casos encontram-se tanques sépticos rudimentares que são popularmente conhecidos pelos os nomes de latrina, cloaca, fossa negra, fossa seca ou privada higiênica. Estes tipos de unidades não obedecem os padrões determinados pelas normas técnicas, e possuem sua eficiência comprometida. Correndo o risco de contaminação do solo e água.

Para Jordão e Pessôa (2005) a eficiência de um tanque séptico está diretamente relacionado com os recursos humanos e aos materiais empregados na construção. Os fatores que podem comprometer a eficiência são:

- Desconhecimento comum de se evitar a poluição;
- Incapacidade material de se realizar a limpeza periódica dos tanques, com a remoção do excesso de lodo formado ao fundo;

- Localização inadequada dos tanques sépticos e da disposição de seus efluentes (sólidos e líquidos);
- Negligência dos usuários e falta de fiscalização dos órgãos públicos responsáveis; e
- Falta de local adequado para disposição do lodo.

3.2.1 Lodo de Tanques Sépticos

Ao mesmo tempo em que os tanques sépticos são apresentados como uma boa solução para a questão do saneamento sanitário, também podem se tornar um passivo ambiental. Caso não haja o mínimo de dedicação com a operação da unidade e conseqüente gerenciamento inadequado do lodo.

Os tanques sépticos operam em condições anaeróbias e por isso há formação de lodo, material este considerado um resíduo sólido.

A Tabela 3.5 apresenta as características dos lodos de tanques sépticos.

Tabela 3.5: Características dos lodos de tanques sépticos.

Parâmetro	Faixa típica, mg/L	Concentração típica, mg/L
DBO	2000 – 30000	6000
SST	2000 – 100000	15000
SSV	1200 – 14000	7000
NTK	100 – 1600	700
NH ₃ -N	100 – 800	400
P	50 – 800	250
Óleos e graxas	5000 – 10000	8000

Fonte: Jordão e Pessôa, 2005.

Uma boa alternativa para o descarte do lodo de tanques sépticos seria em Estações de Tratamento de Esgoto (ETE). No entanto, é raro encontrarmos cidades brasileiras que contam com tal recurso. Além disso, é importante avaliar se a ETE está preparada para receber estas contribuições extras.

O presente trabalho avaliou a viabilidade de dispor este material em aterros sanitários. Uma vez que os aterros estão mais difundidos no país do que as ETEs.

3.3 RESÍDUOS SÓLIDOS DOMICILIARES NO BRASIL

Os resíduos sólidos são sem dúvida um dos grandes problemas ambientais que a humanidade tem que aprender a conviver. Nas últimas décadas houve uma explosão na geração de resíduos sólidos. Esse fato se deve ao crescimento populacional e a expansão da revolução industrial no século XX.

No entanto, a situação continua se agravando. Com a consolidação do capitalismo houve a introdução do conceito na sociedade de que é necessário comprar, adquirir produtos novos constantemente. O modelo econômico atual não busca ampliar o consumo em função das necessidades humanas, mas sim de expandir a reprodução do capital. Para alcançar as metas de enriquecimento, a economia mundial utiliza de estratégias diversas para aumentar cada vez mais o consumo.

Como estratégia mais comum encontra-se o *marketing*. Uma ferramenta utilizada por praticamente todas as empresas para incrementar as vendas. Nóbrega (2008) diz que “*marketing* é despertar nos consumidores suas necessidades reprimidas e demonstrar com supri-las através de produtos e/ou serviços.”

Por meio de propagandas a população se sente estimulada a consumir, a experimentar um novo produto que chega ao mercado ou até mesmo substituir um produto, já adquirido anteriormente e que funciona perfeitamente, por outro com novo *design*. O marketing passa a despertar o desejo de compra, além da necessidade.

Allèrès (2000) expõe a diferença em desejo e necessidade ao dizer que

“[...] a teoria do marketing veio complicar as coisas, ao insistir em afirmar que produtos e serviços devem atender tanto as necessidades quanto os desejos dos consumidores [...] Há uma grande diferença entre desejos e necessidades. Enquanto as últimas são mais ou menos uniformes e previsíveis em todo o mundo – as pessoas precisam de moradia, vestuários e alimentação – os desejos podem variar até a volubilidade e ser quase infinitos nas definições.”

Outra estratégia que agrava o problema da geração de resíduos é a obsolescência planejada. Esta atua no planejamento de produtos que possuem vida útil curta, de forma que se tornem desatualizados ou inoperantes rapidamente, promovendo o seu descarte e incentivando a compra de novos.

Segundo Crunchill e Peper (2000) obsolescência planejada significa “que a empresa construiu os produtos para que não durassem, pelo menos não tanto quanto os compradores gostariam de usá-los.”

Com uma definição mais abrangente Souza *et al* (2007) diz que

“a obsolescência relaciona-se intimamente com o domínio da cultura da produção e do consumo insaciável e ilimitado. Essa estratégia, calcada nas racionalidades econômica e tecnológica, estimula a desatualização e o descarte de tudo: roupas, móveis, eletrodomésticos, eletrônicos, automóveis, serviços, idéias, profissionais entre outros”.

Como exemplo, a aplicação da obsolescência planejada pode ser encontrada no setor da “moda”. As tendências de vestuários são alteradas constantemente, a uma velocidade muito superior a vida útil dos produtos. Dessa forma a indústria força os consumidores a comprarem novos produtos para se adequarem a moda atual.

Dados encontrados por Schalch, 1984, e Frésca, 2007, ilustram o crescente consumo da população e conseqüente aumento de geração de resíduos. No município de São Carlos, SP, a contribuição per capita de resíduos era de 136 Kg/hab.ano, em 1984. Há pouco mais de duas décadas este valor saltou para 285 Kg/hab.ano, em 2007.

Apesar de alguns esforços, mesmo que modestos, em reduzir, reutilizar e reciclar, dificilmente a sociedade alcançará uma situação onde haverá geração zero de resíduos. Sendo assim, é preciso que a gestão de resíduos sólidos seja encarada como uma prática essencial para o bem estar de qualquer sociedade.

A gestão incorreta desse material pode acarretar sérios impactos negativos à saúde e ao meio ambiente. Como exemplo, a proliferação de vetores, contaminação do lençol freático, emissão de gases causadores do efeito estufa e problemas sociais, como a presença de famílias instaladas em lixões.

Segundo a norma ABNT NBR 10004:2004, os resíduos sólidos são definidos como “resíduos nos estados sólido e semi-sólido, que resultam de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição”.

Diariamente, cada habitante brasileiro produz em média de cerca de 740 gramas de RSD, segundo pesquisa feita pelo IBGE (2000). A Tabela 3.6, abaixo, apresenta dados obtidos pelo estudo.

Tabela 3.6: Dados gerais sobre os resíduos sólidos, segundo os estratos populacionais dos municípios brasileiros.

Estratos populacionais	Lixo Urbano (t/dia)	Produção per capita de lixo domiciliar (Kg/dia)
Até 9.999 habitantes	9.184,8	0,46
De 10.000 a 19.999 habitantes	11.473,1	0,42
De 20.000 a 49.999 habitantes	18.281,6	0,48
De 50.000 a 99.999 habitantes	14,708,1	0,56
De 100.000 a 199.000 habitantes	13,721,7	0,69
De 200.000 a 499.999 habitantes	21,177,3	0,78
De 500.000 a 999.999 habitantes	21.645,3	1,29
Mais 1.000.000 habitantes	51.635,2	1,16

Fonte: IBGE, Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2000.

Considerando a população brasileira com 183.987.291 habitantes, pelo senso do IBGE (2007), o Brasil produz aproximadamente 136.150,59 toneladas de RSD por dia.

Observa-se que a produção per capita aumenta conforme o tamanho populacional do município. Isso ocorre principalmente devido ao aumento da renda per capita, encontrada normalmente nos municípios mais populosos. Com maior poder de compra, ocorre uma maior aquisição e descarte de produtos.

Frésca (2007) encontrou o valor de geração de 780,00 gramas de RSD por habitante por dia. Em estudo feito no município de São Carlos, SP, que possui cerca de 220.000 habitantes e um PIB per capita de 14.344 reais. O PIB per capita do Brasil é de 12.467 reais.

3.3.1 Composição gravimétrica dos RSD

Para um gerenciamento adequado dos resíduos sólidos é necessário conhecer a composição gravimétrica do mesmo.

A composição gravimétrica é utilizada para conhecer as características dos resíduos em estudo. Esta análise consiste na obtenção dos percentuais em peso dos principais tipos de materiais encontrados nos resíduos sólidos, como papel, plástico, matéria orgânica, metal,

vidro, tetra park entre outros. Esse tipo de estudo é importante, pois permite avaliar o potencial de degradabilidade, geração de lixiviado e de reciclagem. Por meio da análise desses dados é possível fazer um gerenciamento adequado dos resíduos sólidos em gestão.

Segundo Frésca (2007) “Para haver melhor gestão e gerenciamento dos resíduos sólidos domiciliares dos municípios brasileiros, primeiramente, é preciso conhecer o que é gerado. Para isto, a caracterização física do mesmo é de primordial importância”.

De acordo com Gomes (1989) a composição gravimétrica sofre alterações e diz que

“O lixo varia em função das características da cidade e com as suas mudanças climáticas e sazonais. Varia também com as alterações que ocorrem com a população que a produz, ou seja, os resíduos diferem de composição, em razão dos hábitos e padrões de vida da cidade. Mudanças na política econômica de um país também são causas para a variação na massa de lixo de uma população. Outro fator, também ligado à população, diz respeito aos tratamentos domiciliares que são adotados nos resíduos antes da coleta. Está se referindo, por exemplo, ao caso de ser realizada uma pré-seleção do lixo”.

Apresenta-se por meio da Tabela 3.7 estudos de caracterização gravimétrica dos resíduos sólidos de algumas cidades brasileiras.

Tabela 3.7: Caracterização física dos resíduos sólidos de algumas cidades brasileiras, em porcentagem de peso.

Cidade	Matéria Orgânica (%)	Papel e Papelão (%)	Plástico (%)	Vidro (%)	Metal (%)	Outros (%)	Ano de publicação
São Carlos, SP ¹	59,08	6,44	10,47	1,67	1,31	21,03	2007
Caxias do Sul, SC ²	45,97	11,82	14,62	2,42	2,49	22,68	2003
Botucatu, SP ²	74,17	8,37	8,37	1,90	3,85	4,01	2000
Fortaleza, CE ²	45,00	5,00	20,00	5,00	5,00	5,00	1999

Fonte: ¹Frésca (2007); ²Zanin e Mancini (2004) *apud* Frésca (2007).

A fim de auxiliar no gerenciamento adequado dos resíduos sólidos, a ABNT NBR 10004:2004 classifica-os em duas classes (Classe I e II).

A Classe I, composta por aqueles que apresentam periculosidade, que em função das suas propriedades físicas, químicas ou infecto-contagiosas, podem apresentar riscos à saúde pública e ao meio ambiente. Já a Classe II, inclui aqueles resíduos não perigosos e é subdividida nas Classes II A – não inertes e Classe II B - inertes. A Classe II A, engloba os

resíduos que não se enquadram nas classificações de resíduos Classe I e apresentam propriedades como biodegradabilidade, combustibilidade ou solubilidade em água. Os resíduos que não são passíveis de degradação a curto e médio prazo pertencem a Classe II B.

Os resíduos sólidos domiciliares (RSD) são classificados como Classe II. Possuindo parcela de resíduos Classe II A, como a matéria orgânica, papel e papelão, e Classe II B, como vidro, plásticos e metais.

3.3.2 Disposição final dos RSD

O grande problema ambiental dos RSD é justamente a sua disposição final. Ainda é comum encontrarmos no Brasil formas inadequadas de disposição dos resíduos sólidos. Os precários lixões são ainda encontrados em muitos municípios brasileiros. O IBGE (2000) aponta que 30,5% dos resíduos coletados no país são dispostos em lixões. Estas áreas não possuem nenhuma preparação especial para receber esses resíduos. Não há qualquer tipo de intervenção na área a fim de evitar impactos negativos à saúde e ao meio ambiente, como impermeabilização do solo e cobertura dos resíduos. Promovendo assim, a contaminação do lençol freático pelo lixiviado, atração de vetores e contribuição para emissão de gases de efeito estufa para atmosfera. Além do negativo aspecto visual. Somando a estes ainda há a questão do problema social, pois nos lixões é comum encontrarmos famílias instaladas, vivendo da catação de lixo. A Figura 3.6 ilustra um lixão típico.



Fonte: Prefeitura de Mateus Leme.
Figura 3.6: Lixão de Mateus Leme, MG.

É possível encontrar também os chamados aterros controlados como outra forma de disposição dos resíduos sólidos. Estudo do IBGE (2000) diz que 22,3% dos resíduos sólidos do país são dispostos nessas áreas. Os aterros controlados foram criados a fim de minimizar os impactos negativos causados pelos lixões. As principais diferenças destes para os lixões são a compactação e cobertura dos resíduos por uma camada de material inerte ao final de cada jornada de trabalho e a presença de um sistema de drenagem dos gases. No entanto, essa forma de disposição continua causando danos ambientais significativos. Não há impermeabilização da base, permitindo a infiltração de lixiviado no solo, e os gases coletados são lançados na atmosfera sem nenhum controle. A Figura 3.7 ilustra o aterro controlado do município de Mateus Leme, MG, criado a partir da remediação da área do lixão.



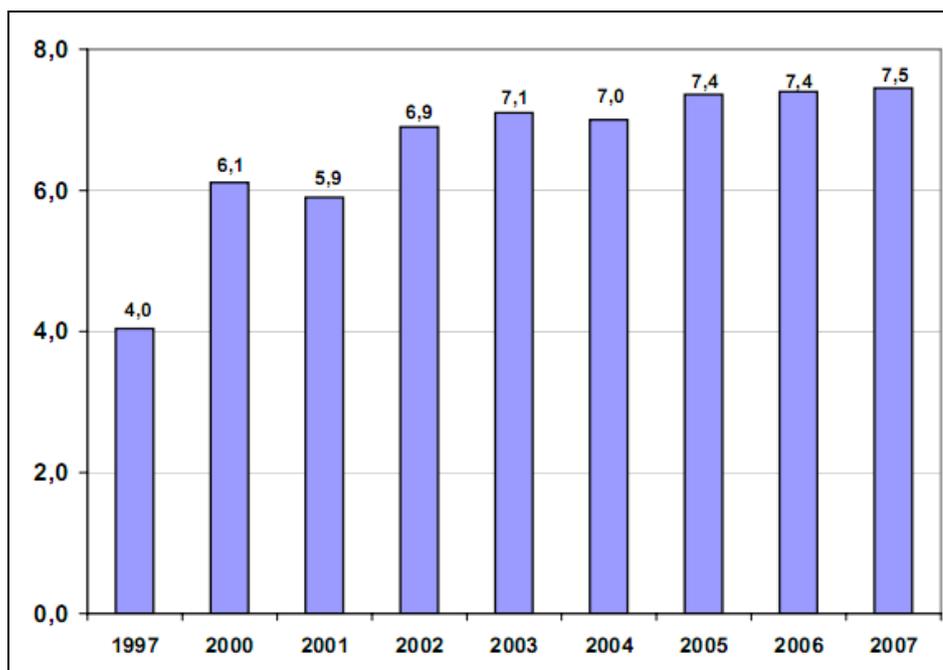
Fonte: Prefeitura de Mateus Leme.

Figura 3.7: Aterro controlado do município de Mateus Leme, MG.

Atualmente, a forma mais viável e segura de destinação final dos resíduos sólidos tem sido por meio dos aterros sanitários. Em vários países os aterros sanitários tem sido o meio mais utilizado para resolver o problema de destinação final dos resíduos sólidos.

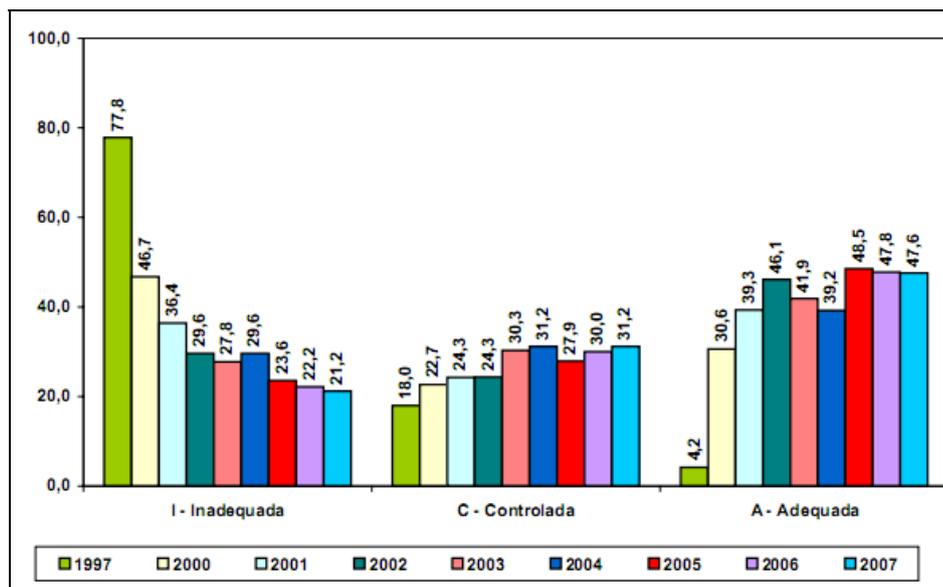
Apesar de um avanço tímido a nível nacional no gerenciamento de resíduos sólidos, em regiões como no Estado de São Paulo encontramos estudos que mostram uma evolução significativa no gerenciamento de forma geral. A agência ambiental do Estado de São Paulo, a Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB), realiza anualmente o Inventário Estadual de Resíduos Sólidos Domiciliares, com o intuito de averiguar as condições em que se encontram os sistemas de disposição e tratamento dos RSD, em cada um

dos 645 municípios do Estado. Estas condições são apresentadas por meio dos Índices de Qualidade Aterro de Resíduos (IQR), Qualidade de Aterros em Valas (IQR Valas) e de Qualidade de Usinas de Compostagem (IQC). Os índices possuem escala de 1 a 10 e são divididos em três faixas de enquadramento: inadequada, controlada e adequada. A Figura 3.8 apresenta a evolução do IQR médio de 1997 a 2007.



Fonte: CETESB - Inventário Estadual de Resíduos Sólidos Domiciliares: relatório de 2007.
Figura 3.8: Evolução do IQR médio no Estado de São Paulo.

Além do aumento da média do IQR, pela Figura 3.11 notamos o avanço pela porcentagem de municípios no enquadramento do IQR.



Fonte: CETESB - Inventário Estadual de Resíduos Sólidos Domiciliares: relatório de 2007.
 Figura 3.9: Evolução do IQR quanto a porcentagem de municípios.

3.4 ATERROS SANITÁRIOS

No Brasil, 47,1% dos resíduos são destinados aos aterros sanitários, segundo IBGE (2000). A norma ABNT NBR 8419/1992 define os aterros sanitários como

“uma técnica de disposição de resíduos sólidos domiciliares no solo sem causar danos à saúde pública e à sua segurança, minimizando os impactos ambientais. Este método utiliza princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos à menor área possível e reduzi-los ao menor volume permissível, cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho, ou a intervalos menores, se for necessário”.

Mesmo diante da ausência de uma Política Nacional de Resíduos Sólidos, alguns estados brasileiros possuem Leis Estaduais que institui a Política Estadual de Resíduos Sólidos. Como exemplo, a Lei 12.300, de 06 de março de 2006, do Estado de São Paulo, que define como instrumentos:

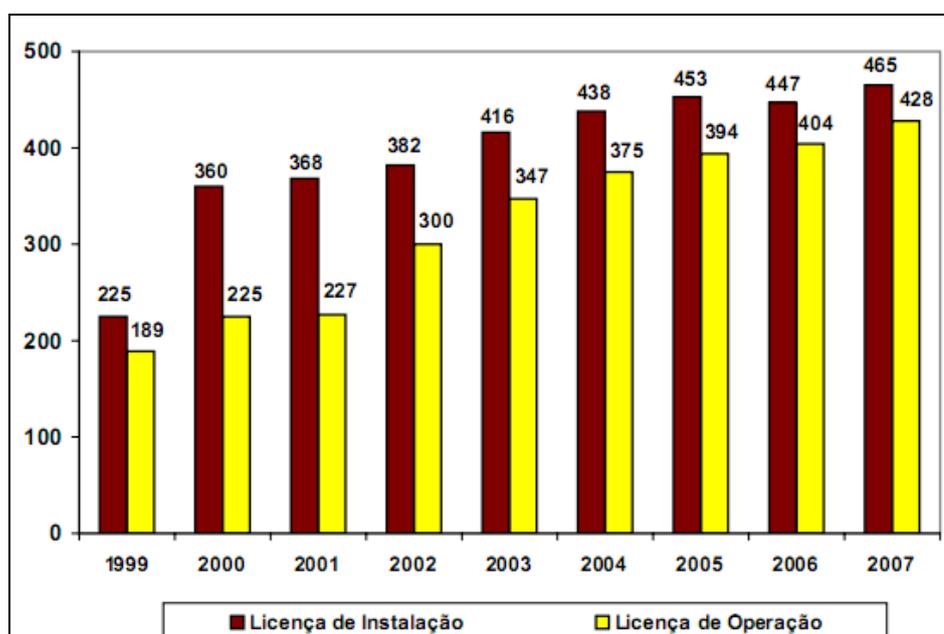
- O planejamento integrado e compartilhado do gerenciamento dos resíduos sólidos
- Os Planos Estaduais e Regionais de Gerenciamento de Resíduos Sólidos;
- Os Planos dos Geradores;
- O Inventário Estadual de Resíduos Sólidos;
- O Sistema Declaratório Anual de Resíduos Sólidos;

- O termo de compromisso e termo de ajustamento de conduta;
- Os acordos voluntários ou propostos pelo Governo, por setores da economia;
- O licenciamento, a fiscalização e as penalidades;
- O monitoramento dos indicadores da qualidade ambiental;

A disposição de RSD por meio de unidades como aterros sanitários dispõe de uma preocupação com impactos ambientais negativos antes mesmo da definição do local, durante a fase de projeto. A parte interessada em construir uma unidade disposição final, seja esta um município ou empresa privada, necessita da aprovação do órgão ambiental responsável, por meio do licenciamento ambiental. Esta exigência faz parte dos instrumentos da Política Nacional do Meio Ambiente, Lei Federal 9.638, de 31 de agosto de 1981.

O licenciamento ambiental permite a localização, instalação, ampliação e operação de empreendimentos e atividades que utilizem ou que possam impactar negativamente os recursos ambientais.

O Inventário Estadual de Resíduos Sólidos Domiciliares da CETESB, apresenta dados importantes sobre o licenciamento ambiental de unidades de disposição final. A Figura 3.10 ilustra a quantidade de unidades de disposição final licenciadas de 1999 a 2007.



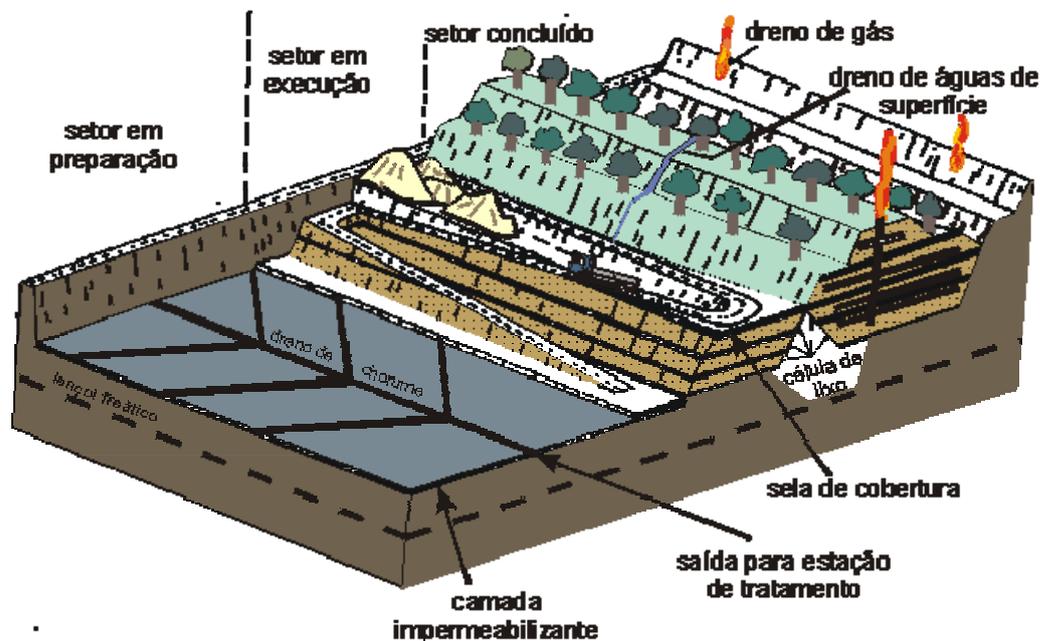
Fonte: CETESB - Inventário Estadual de Resíduos Sólidos Domiciliares: relatório de 2007.
Figura 3.10: Evolução do IQR quanto a porcentagem de municípios.

Os aterros sanitários devem ser projetados para causar o menor impacto negativo quanto possível à população vizinha e ao meio ambiente. Antes mesmo de serem construídos é feito um estudo para seleção da área, considerando os seguintes aspectos:

- Geologia e tipos de solos existentes: coeficiente de permeabilidade e depuração do solo.
- Recursos Hídricos: deve-se garantir que a qualidade dos recursos hídricos não seja influenciada pela presença do depósito de resíduos. Deve haver uma distância mínima de qualquer curso de água ou coleção hídrica. Normalmente esta distância não deve ser inferior a 200 m, mas esse valor pode ser alterado dependendo do órgão ambiental avaliador.
- Vegetação: estudo importante para levantamento das espécies a serem removidas e para o posterior plano de compensação ambiental. Além disso, se faz necessário para avaliação do potencial de erosão, formação de poeira e propagação de odores.
- Vida útil: com o intuito de preservar os recursos econômicos, sociais e naturais, recomenda-se projetos de aterros sanitários com vida útil de pelo menos 10 anos.
- Distância de núcleos populacionais: a fim de evitar problemas de saúde e mal estar aos cidadãos, recomenda-se que distância mínima seja de 500 m.

Os valores recomendados são provenientes da ABNT NBR 13896.

A Figura 3.11 apresenta o esquema ilustrativo de um aterro sanitário típico.



Fonte: Manual de Operação de Aterros Sanitários da Companhia de Desenvolvimento Urbano do Estado da Bahia – Conder.

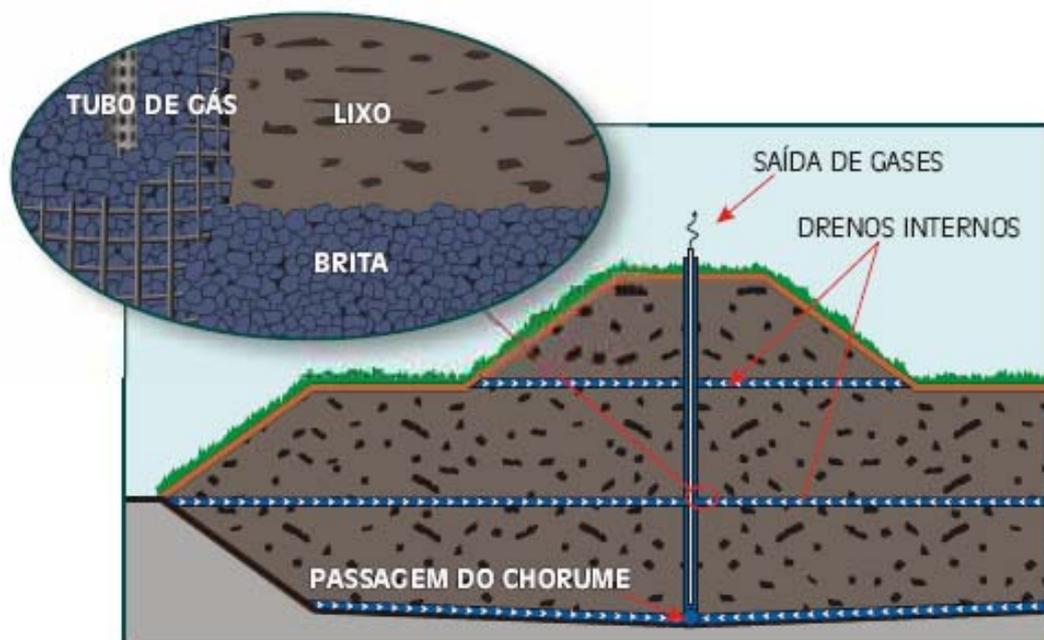
Figura 3.11: Esquema de um aterro sanitário típico.

Uma vez escolhida a área, realiza-se a compactação e a impermeabilização do solo para evitar infiltração de lixiviado, a camada impermeabilizante. Em seguida um sistema de drenagem é construído para coleta do lixiviado, e posteriormente encaminhado para a estação de tratamento. Concluída a base, o aterro passa a receber os resíduos.

Outro grande diferencial dos aterros sanitários é o controle operacional. A área é administrada de tal forma que haja controle na recepção dos resíduos. Os caminhões transportadores são previamente cadastrados e ao chegarem para descarregar as transportadoras são identificadas, onde é feito o registro da procedência dos resíduos e por seguinte a pesagem.

O caminhão faz o descarregamento e em seguida os resíduos são compactados por meio de tratores de esteira, a um valor de 600-700 Kg de resíduo/m³. Ao final da jornada de trabalho, que normalmente tem a duração de um dia, os resíduos são cobertos por uma camada de argila, com 15 a 20 cm de espessura. Dessa forma evita-se a atração de vetores e que os resíduos se espalhem com os ventos. Assim são criadas as células.

Na medida em que as células são formadas, há a construção dos drenos internos na vertical e horizontal, para coleta dos gases e do lixiviado. A Figura 3.12 ilustra um sistema de drenagem.



Fonte: Manual de Operação de Aterros Sanitários da Companhia de Desenvolvimento Urbano do Estado da Bahia – Conder.

Figura 3.12: Sistema de drenagem de gases e lixiviado em aterro sanitário.

Além dos drenos interinos, junto às células são feitas “canaletas” provisórias para drenagem de águas superficiais.

Ao final da vida útil do aterro sanitário, todas as superfícies expostas são cobertas por uma camada de solo com, aproximadamente, 60 cm de espessura. Em seguida, utiliza-se grama para cobrir as áreas de taludes e platôs, a fim de combater a erosão. É instalado também um sistema de drenagem de águas superficiais definitivo.

Durante a operação e mesmo após o fechamento do aterro sanitário, é realizado o monitoramento da eficiência de operação e ambiental.

O monitoramento consiste do acompanhamento do corpo receptor, lençol freático, composição e vazão do lixiviado, resíduos que adentram no aterro, sistema de drenagem superficial, sistema de drenagem de gases e análise geotécnica de resíduo.

São feitas coletas de amostras a montante e a jusante do ponto de lançamento, das águas superficiais do aterro e do efluente do sistema de tratamento de lixiviado, no corpo

receptor. Os parâmetros a serem analisados são: pH, condutividade, DBO, DQO, NO₃ e coliformes fecais.

Para o lençol freático são feitas coletas dos poços construídos no aterro e os parâmetros analisados são os mesmos para o corpo receptor, podendo ser acrescentado as análises de cádmio, chumbo e ferro e manganês.

O lixiviado deve ser monitorado para conhecimento de suas características e assim oferecer suporte para criação e monitoramento do sistema de tratamento de efluente. Os parâmetros principais a serem analisados são basicamente os mesmos do corpo receptor com a adição de análises de metais pesados. A Tabela 3.8 apresenta os principais parâmetros a serem analisados.

Tabela 3.8: Parâmetros físico-químicos e microbiológicos analisados em amostras de lixiviado.

Parâmetros	Unidade
pH	-
Sólidos Totais	mg/L
Carbono Orgânico Total (TOC)	mg/L
DBO ₅	mg/L
DQO	mg/L
Nitrogênio Orgânico	mg/L
Nitrogênio Amoniacal	mg/L
Alcalinidade Total	mg/L
Zn – zinco	mg/L
Pb – chumbo	mg/L
Ni – níquel	mg/L
Cd – cádmio	mg/L
Fe – Ferro	µg/L
Mg – magnésio	mg/L
Cu – cobre	mg/L
Cr – cromo	mg/L

No entanto, em alguns aterros descobriu-se que é mais vantajoso transportar o lixiviado produzido até uma estação de tratamento de efluente sanitário municipal. Esta

prática está se tornando cada vez mais comum devido a dificuldade em se manter um tratamento eficiente do lixiviado, uma vez que este sofre de variações constantes de suas características e vazão.

Para conhecimento dos resíduos que estão sendo incorporados ao aterro, freqüentemente é feito o quarteamento. Este método permite conhecer as características físicas do resíduo. O material que chega ao aterro é dividido em quatro partes, uma das partes é selecionado aleatoriamente e então dividida em quatro. Novamente escolhe-se ao acaso uma das novas quatro partes. Na última parte escolhida é feito o trabalho de segregação dos resíduos, identificando a sua composição gravimétrica.

O sistema de drenagem superficial também exige monitoramento e manutenção constante. Em virtude dos recalques freqüentes, ocorrem muitos danos e obstruções das “canaletas” e das tubulações. São necessárias inspeções mensais em todos os platôs, taludes, bermas e terraços. O monitoramento do índice pluviométrico juntamente com as leituras de vazão do chorume e do pluviômetro, é possível avaliar a eficiência do sistema de drenagem superficial e subterrâneo.

Recalques ocorrem constantemente nos aterros. O seu monitoramento pode ser feito pela inserção de marcos fixos, na parte de fora do aterro. Por meio de levantamentos topográficos, é possível observar os deslocamentos horizontais e verticais dos marcos superficiais, instalados ao longo do aterro.

Um aterro sanitário bem gerenciado pode trazer benefícios econômicos para o município, com o aproveitamento do biogás, composto essencialmente por gás metano (CH_4) e dióxido carbono (CO_2). O metano é um gás inodoro e incolor e pode ser usado como combustível para geração de energia elétrica e térmica devido ao seu alto poder calorífico, 8.450 kcal/m³.

3.4.1 Fundamentos da Degradação Anaeróbia

A degradação anaeróbia é um processo biológico que ocorre por meio da ação de microrganismos que promovem estabilização da matéria orgânica, na ausência de oxigênio. Em ambientes naturais é comum observamos a degradação anaeróbia, como em pântanos, solo, lagos, mares, órgão digestivo de animais ruminantes entre outros.

Este processo pode ser encarado como um ecossistema, onde um consórcio de microrganismos atua na conversão da matéria orgânica em metano, gás carbônico, água, gás

sulfídrico e amônia. A digestão anaeróbia, para fins didáticos, pode ser dividida em quatro fases: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese.

Esta primeira fase ocorre a hidrólise da matéria orgânica complexa (polímeros), transformando-a em produtos mais simples. Esta ação é realizada por enzimas extracelulares produzidas por bactérias fermentativas.

Na fase seguinte, acidogênese, os materiais resultantes da hidrólise são metabolizados no interior das células das bactérias fermentativas. Os produtos desta fase são os ácidos graxos voláteis, alcoóis, ácido láctico, gás carbônico, hidrogênio, amônia, ácido sulfídrico entre outros. Há também a produção de novas bactérias. As espécies de bactérias responsáveis por esta fase são de característica anaeróbia e facultativa. Essa última pode consumir oxigênio presente no meio e promover a oxidação da matéria orgânica por via oxidativa. Este fenômeno é muito importante, uma vez que protege as bactérias estritamente anaeróbias da presença do oxigênio.

Na acetogênese ocorre a preparação dos produtos da acidogênese para serem consumido na metanogênese. As bactérias acetogênicas produzem acetato, hidrogênio e dióxido de carbono.

Na fase final, as bactérias metanogênicas são as responsáveis pela transformação das substâncias produzidas anteriormente em metano e gás carbônico. Estas bactérias são divididas em dois grupos, as hidrogenotróficas e as acetoclásticas. As bactérias hidrogenotróficas produzem metano a partir do dióxido de carbono e do hidrogênio. Já as bactérias acetoclásticas geram metano por meio da transformação do acetato. A maior parte do metano produzido é proveniente da degradação do acetato, cerca de 70%.

3.4.2 A Degradação da Matéria Orgânica em Aterro Sanitário

Segundo Bidone e Povinelli (1999) a degradação anaeróbia do material orgânico nos aterros sanitários pode ser dividida em um processo com cinco fases, baseado nas fases de degradação anaeróbia apresentadas anteriormente. São elas:

Fase I: Ajustamento inicial

Ocorre a disposição dos resíduos e conseqüente acúmulo de umidade. Em seguida a cobertura da área e o início do processo de estabilização dos compostos orgânicos (BIDONE & POVINELLI, 1999).

Fase II: Transição

Iniciasse a fase anaeróbia, com o termino do consumo de oxigênio. Há formação de lixiviado e compostos intermediários (ácidos voláteis), além do estabelecimento das condições de óxido-redução (BIDONE & POVINELLI, 1999).

Fase III: Formação de ácidos

O pH passa a decair com conseqüente mobilização de espécies metálicas. Há uma predominância de ácidos orgânicos voláteis de cadeia longa. Liberação de nutrientes com N e P (BIDONE & POVINELLI, 1999).

Fase IV: Fermentação metânica

Formação de gás metano (CH₄) e carbônico (CO₂) com o consumo de ácidos. O pH retorna a condição tampão, controlado pelos ácidos voláteis. O lixiviado produzido apresenta uma redução de DQO com correspondente aumento de produção de gases. Ocorre precipitação e complexação de metais (BIDONE & POVINELLI, 1999).

Fase V: Maturação final

Nesta última fase a matéria orgânica do início do processo já se encontra degradada. Onde ocorre a estabilização das atividades biológicas e conseqüente paralisação na produção de biogás. Há predominância das condições naturais e aparecimento de O₂ (BIDONE & POVINELLI, 1999).

3.4.3 Lixiviado dos Aterros Sanitários

Os lixiviados são líquidos com alto poder poluidor, provenientes da infiltração da água de chuva na massa de resíduos e da degradação anaeróbia da fração orgânica dos resíduos dispostos no aterro sanitário. Projetos de aterros sanitários prevêm a captação de lixiviado para posterior tratamento, impedindo que o mesmo seja lançado *in natura* no corpo receptor.

Além do tratamento, é importante que haja o monitoramento da quantidade e das características físico-químicas e microbiológicas desse líquido. Por meio de análises é possível acompanhar o processo de decomposição da matéria orgânica dos resíduos, verificar

a presença de substâncias nocivas ao tratamento e ao corpo receptor e, portanto, avaliar o potencial de contaminação ambiental.

Para Segato e Silva (2000) os elementos contaminantes dos lixiviados se compõem de muitas substâncias, entre as quais temos: as substâncias orgânicas (medidas pelas análises de DBO, DQO e TOC); nitrogênio em diversas formas e metais (ferro, zinco, manganês, níquel, cobre etc).

Composição do lixiviado

Em pesquisa feita por Lins (2003) é possível avaliar a faixa de valores que caracterizam os lixiviados, em estudo feito em células de aterros sanitários em fases de degradação e idades diferentes. A Tabela 3.9 apresenta os valores e as faixas de variação para os parâmetros estudados.

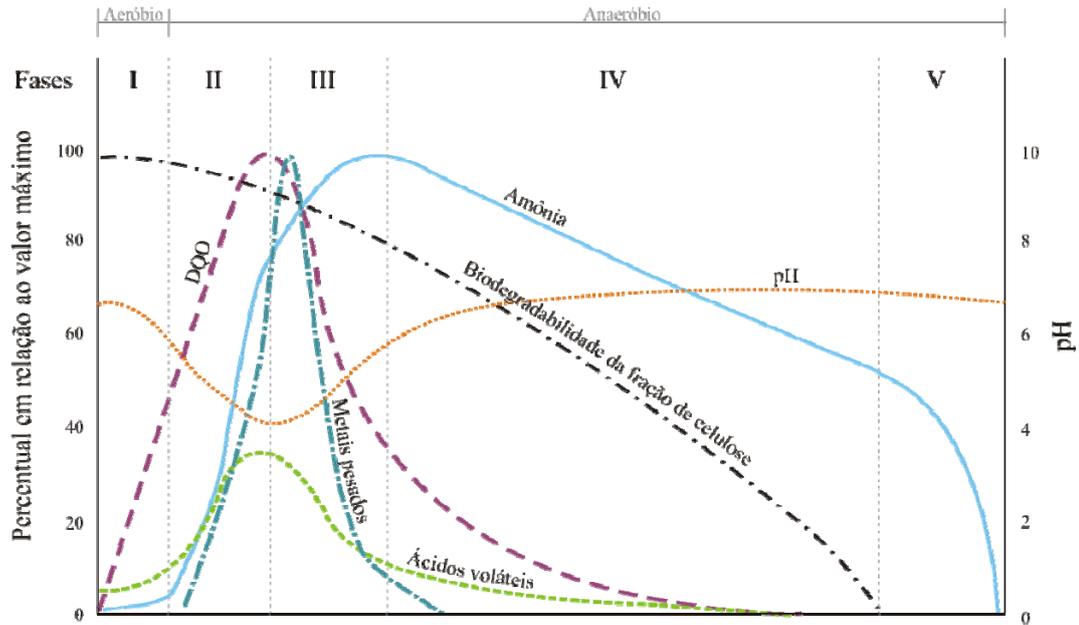
Tabela 3.9: Parâmetros e faixa de valores para lixiviados.

Parâmetro	Faixa	Unidade
pH	4,5 – 9,0	-
Sólidos Totais	2.000 – 60.000	mg/L
Carbono Orgânico Total (TOC)	30 – 29.000	mg/L
DBO ₅	20 – 57.000	mg/L
DQO	140 – 152.000	mg/L
Nitrogênio Orgânico	14 – 2.500	mg/L
Nitrogênio Amoniacal	50 – 2.200	mg/L

Fonte: Lins, 2003.

Nota-se que as faixas de intervalos são grandes, em virtude principalmente da idade do material, que faz com que a degradação esteja em fases diferentes. Apresentando assim características químicas distintas por causa das mudanças de atividades dos microrganismos, como descrito nos fundamentos da degradação anaeróbia.

Como as características do lixiviado produzido variam com o passar do tempo, pode-se determinar fases durante a degradação. A Figura 3.13 apresenta um gráfico com a variação dos valores de alguns parâmetros ao longo do tempo de degradação. Por meio desse comportamento é possível acompanhar o andamento da degradação anaeróbia.



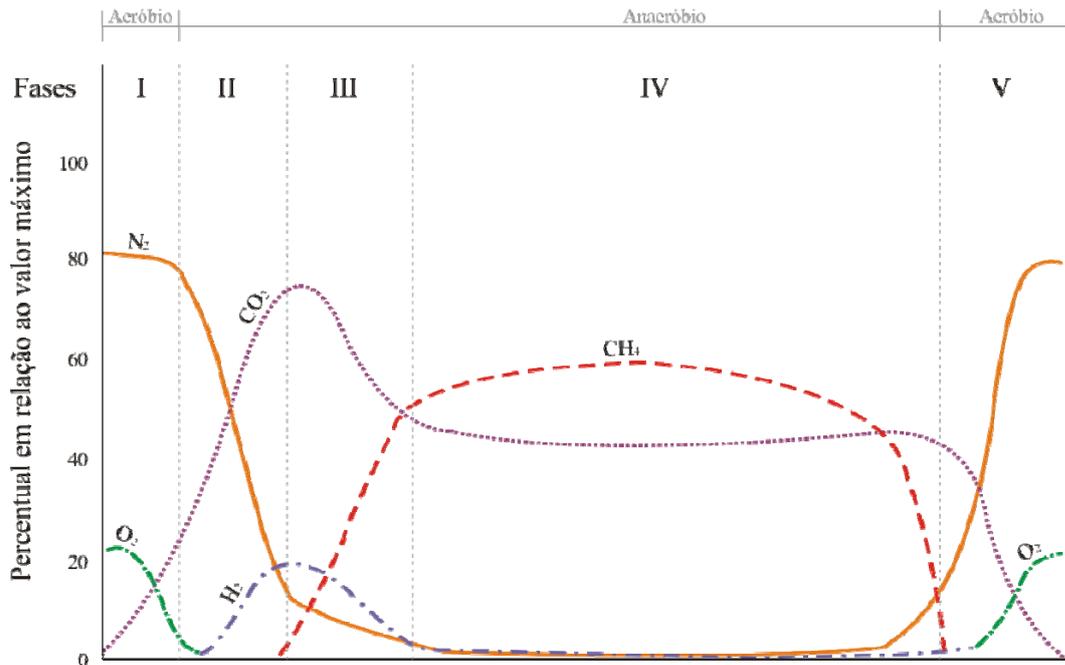
Fonte: Contrim (1997 apud Bidone & Povinelli, 1999).
 Figura 3.13: Variação na composição do lixiviado ao longo do tempo.

3.4.4 Biogás dos Aterros Sanitários

Outro subproduto importante da degradação anaeróbia da fração orgânica dos resíduos é o biogás. Essencialmente formado pelos gases metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2).

O biogás quando não gerenciado corretamente pode trazer impactos ambientais significativos, como a propagação de odores desagradáveis e contribuir para o aquecimento global. Segundo IPCC (2007) cerca de 2,8% das emissões mundiais de gases de efeito estufa são causadas por decomposição de resíduos sólidos e efluentes.

A formação de biogás nos aterros é variável ao longo do tempo e pode ser dividida em cinco fases, para fins didáticos. A Figura 3.14 apresenta um gráfico com a variação da formação de biogás junto com as fases.



Fonte: HMSO (1995 apud BIDONE & POVINELLI, 1999)
 Figura 3.14: Variação na composição do biogás de aterros sanitários.

A descrição das fases de geração é apresentada a seguir.

- Fase I: Nesta primeira fase, a degradação ocorre principalmente em condições aeróbias, devido a presença de oxigênio do ar. Portanto, observa-se uma queda da concentração de oxigênio.
- Fase II: Ocorre o período de transição das condições aeróbias para anaeróbia. Com o fim da disponibilidade de oxigênio, os microrganismos anaeróbios se desenvolvem usando nitratos e sulfatos como aceptores de elétrons, por isso a redução da N_2O . Os microrganismos iniciam então a conversão de material orgânico complexo em ácidos orgânicos e outros produtos intermediários, produzindo gases CO_2 e H_2 . Observa-se nesta fase que o lixiviado sofre redução no pH, devido a presença de ácidos orgânicos e pelo aumento da concentração de CO_2 . Em função dos ácidos orgânicos produzidos e a presença de CO_2 , o pH do lixiviado passa a sofrer queda.
- Fase III: as reações da fase anterior são aceleradas com intensificação da produção de ácidos orgânicos. As bactérias acetogênicas estão preparando os produtos da fase anterior para serem consumidos pelas bactérias metanogênicas. Nesta fase ocorre o pico de produção de CO_2 e as bactérias anaeróbias já consumiram praticamente todo o N_2O disponível.
- Fase IV: as bactérias metanogênicas predominam e promovem a produção de gás metano a partir do consumo de dióxido de carbono, acetato e hidrogênio.

- Fase V: esta é a fase de maturação, ocorre após quase toda parte do material orgânico foi consumido e transformado em CH₄ e CO₂. Esta fase se caracteriza pela diminuição na produção do biogás.

Composição do Biogás

Como dito anteriormente, os gases principais que compõem o biogás de aterro sanitário são o metano (CH₄) e o dióxido de carbono (CO₂). No entanto, há outros gases presentes no biogás. A Tabela 3.10 apresenta os valores típicos de cada gás presente, baseados em estudo feito em 66 aterros na Califórnia, EUA, por Tchobanoglous, Theisen & Vinil (1993).

Tabela 3.10: Composição do biogás de aterro sanitário.

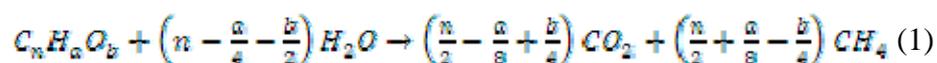
Gases	Porcentagem
Metano (CH ₄)	45,0 – 60,0
Dióxido de Carbono (CO ₂)	40,0 – 60,0
Nitrogênio (N ₂)	2,0 – 5,0
Oxigênio (O ₂)	0,1 – 1,0
Amônia	0,1 – 1,0
Hidrogênio (H ₂)	0 – 0,2
Monóxido de Carbono (CO)	0 – 0,2
Outros gases em menor concentração	0,01 – 1,0

Fonte: Tchobanoglous, Theisen & Vinil (1993)

Produção de Biogás

Como dito anteriormente a degradação anaeróbia é um processo biológico no qual o carbono orgânico é transformado em produtos finais em formas mais reduzidas e oxidadas do carbono, como o metano e o dióxido de carbono.

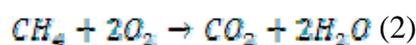
A conversão química e estequiometria deste processo pode ser representada pela equação, abaixo, apresentada por Buswell e Mueller, em 1952 (SCHALCH, 1992).



Para uma primeira estimativa da quantidade de biogás gerados a partir da massa de matéria orgânica, pode-se compreender que 1,0 quilograma de carbono rende 1/12 quilomol de biogás. Sendo assim, nas CNTP, para cada quilograma de carbono decomposto o rendimento é de $(22,4/12)$ m³ de biogás ou 1,867 m³ (SCHALCH, 1992).

Esta aproximação de quantificação leva em consideração que: nenhum substrato se transforma para a produção de células ou ácidos voláteis intermediários e todo carbono da alimentação é susceptível de digestão anaeróbia.

Ainda com a reação estequiométrica do metano, Ward¹ (1990 *apud* SCHALCH, 1992) apresentou um modo de fazer a estimativa da produção de biogás em função da DQO removida.



Observa-se que 1 mol de CH₄ requer 2 mol de O₂, determinando uma DQO de 64 g (adotando o massa molecular do oxigênio como 16g). Nas CNTP, 1 mol de gás metano ocupa o volume de 22,4 L. Portanto, 1 L de metano é equivalente a $64/22,4 = 2,86$ g de DQO.

Para Ward¹ (1990 *apud* SCHALCH, 1992) no processo anaeróbio onde não se encontra O₂, a DQO é um parâmetro que se conserva ao longo do tempo. Isto quer dizer que a DQO removida durante a degradação é igual a DQO do biogás. Portanto, para cada grama de DQO removida equivale a 0,35 L de gás metano, nas CNTP.

Estas equações dão uma idéia do que poderia se esperar do processo degradativo anaeróbio de um composto orgânico. Porém, é importante fazer três observações: 1. estes estudos não levam em consideração que a degradação anaeróbia é um processo biológico que ocorre em múltiplas etapas; 2. Parte da matéria orgânica degradada é usada para a manutenção, crescimento e reprodução dos microrganismos; e 3. Considera-se que está havendo oxidação completa da matéria orgânica, no caso de RSD há vários tipos de substratos. A Tabela 3.11 mostra diferentes tipos de biodegradabilidade de alguns constituintes do processo de degradação.

¹ WARD, R. F. **Fundamental Considerations in Anaerobic Digestion**. Manuscrito de apostila cedido como informação pessoal ao autor.

Tabela 3.11: Biodegradabilidade anaeróbia de alguns constituintes do processo de degradação anaeróbio.

Substância	Biodegradabilidade
Lignina	Relativamente degradável. Inibe a degradação de carboidratos associados
Carboidratos	A maior parte das formas solúveis são altamente degradáveis
Proteína, Aminoácido, Ácido Nucléico	Altamente degradável
Pectina	Altamente degradável
Celulose	Na forma cristalina é altamente degradável. Na forma amorfa é menos degradável.
Hemicelulose	Solúvel em ácido e relativamente degradável na forma pura. Insolúvel no estado nativo (ligada com lignina)

Fonte: Ward² (1990 *apud* SCHALCH, 1992)

3.5 UTILIZAÇÃO DO BIOGÁS COMO FONTE DE ENERGIA

O primeiro projeto que se tem notícias de recuperação de biogás de aterro sanitário foi realizado em 1975, em Rolling Hills, Califórnia, EUA, no aterro Palos Verdes. O biogás coletado era purificado e vendido a uma companhia de gás local. Ainda nos EUA, em Battleboro, Vermont, se fez a primeira utilização de biogás para geração de energia elétrica, na década de 80 (USEPA, 1996).

Apesar de suas vantagens, o emprego do biogás como fonte de energia ainda não é totalmente difundida no Brasil. O projeto de maior escala hoje encontrado no país é o do Aterro Bandeirantes, localizado na altura do Km 26 na Rodovia Bandeirantes, em Perus, São Paulo. O aterro que chegou ao seu limite em 2006, operou durante quase 30 anos e recebeu cerca de 30 milhões de toneladas de resíduos. Em janeiro de 2004 foi inaugurada a Central Térmica a Gás, com capacidade para gerar 170 mil MWh, suficientes para abastecer uma cidade com 400 mil habitantes (SMA, 2004).

A vertente energética que predomina sobre a cultura e a economia mundial ainda está relacionada com o uso de combustíveis fósseis como matéria-prima para a geração de energia. Entretanto, o melhor entendimento da questão ambiental e o esgotamento dos recursos naturais causaram maiores investimentos em fontes energéticas alternativas, com especial

² WARD, R. F. **Fundamental Considerations in Anaerobic Digestion**. Manuscrito de apostila cedido como informação pessoal ao autor.

atenção para o biogás. (CORTEZ e LORA, 1997). De acordo com estes autores, a produção de energia a partir de biogás agrega grandes vantagens, tais como:

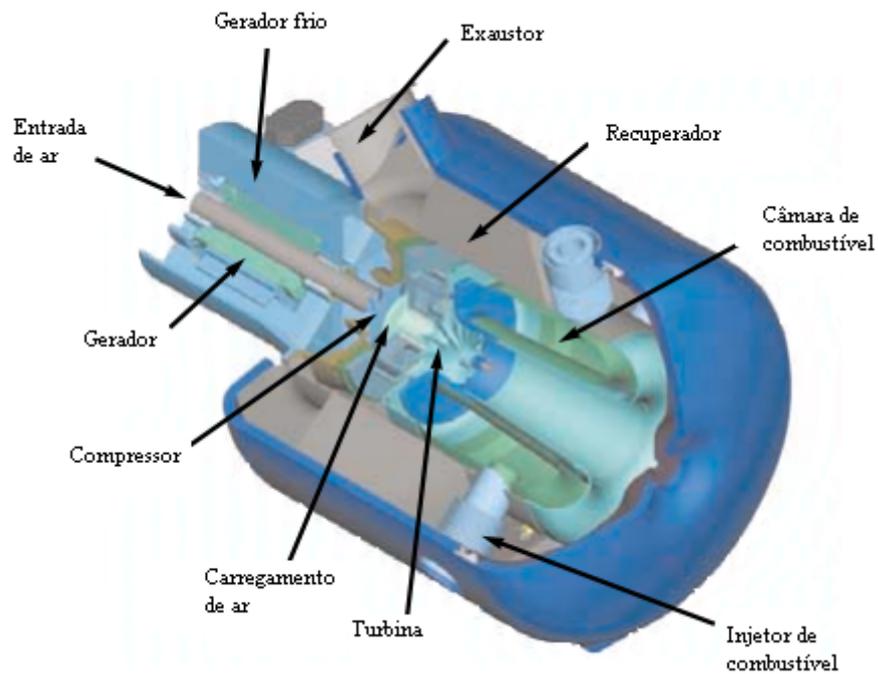
- Abundância e menores variações no custo de produção;
- Fonte energética menos poluente, no que tange emissões atmosféricas;
- Geração de novos empregos;
- Viabilidade enquanto fonte energética.

Em contrapartida alguns pontos podem ser destacados como limitações para seu emprego:

- Reduzida eficiência de conversão energética do biogás em energia;
- Complexidade no transporte e uso do biogás;
- Necessidade de cuidados com segurança.

Diversas tecnologias existem para o aproveitamento do biogás na geração de energia elétrica. As tecnologias mais comuns e utilizadas para tal fim são as microturbinas a gás e os motores de combustão interna.

As microturbinas podem funcionar com diversos tipos de combustível, como biogás, GLP, diesel e querosene. Operam a uma faixa de 20 a 250 kW. O princípio de funcionamento das microturbinas, se deve a produção de gases que sofrem expansão e movimentam as palhetas da turbina, gerando trabalho. O início desse processo ocorre com a aspiração do ar que entra nas turbinas a alta velocidade e pressão. Na câmara de combustão o ar se mistura ao combustível e ocorre a queima da mistura, produzindo assim os gases responsáveis pelo trabalho. A Figura 3.15 ilustra o esquema de um gerador de microturbina e a Figura 3.16 apresenta microturbinas em operação utilizando biogás da decomposição de resíduos sólidos provenientes de um hotel.



Fonte: Adaptado de http://www.capstoneturbine.com/_docs/CR30.pdf
 Figura 3.15: Gerador de microturbina.

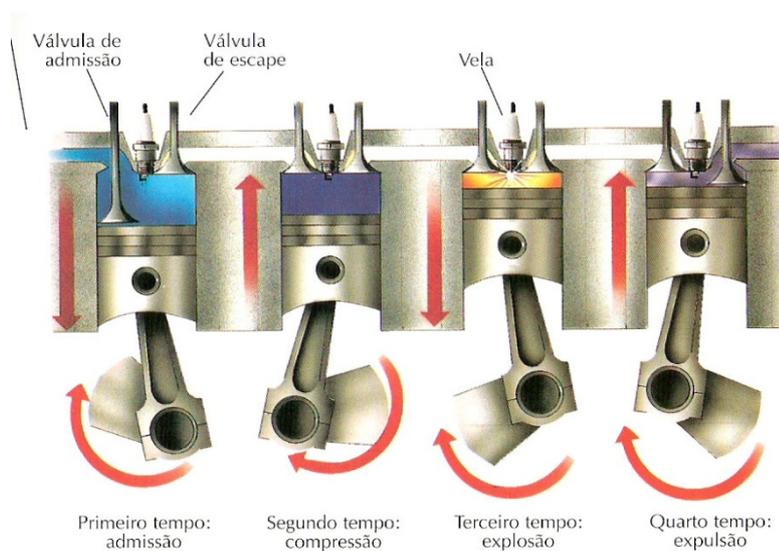


Fonte: <http://www.capstoneturbine.com/>
 Figura 3.16: Microturbinas abastecidas por gás metano.

Em 1867, o alemão Nikolaus August Otto construiu o primeiro motor de combustão interna que utilizava uma fase compressão do combustível antes da inflamá-lo. Com esta configuração Otto alcançou outro patamar de rendimento, e esta descoberta serviu de

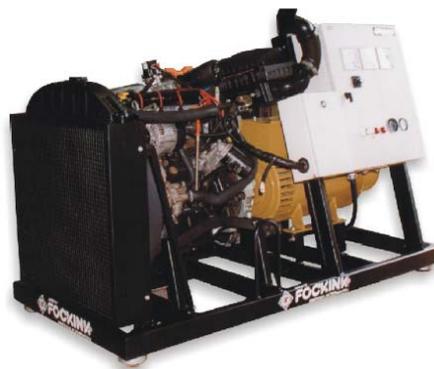
configuração básica para os motores quatro tempos, que são utilizados em larga escala até os dias atuais. Em um motor de ciclo Otto, a combustão ocorre através da utilização de uma fagulha para promover a explosão dentro da câmara. Inicialmente ocorre a admissão do combustível através da válvula de entrada, em seguida há a compressão da mistura pelo pistão, a vela de ignição ocasiona a combustão e a força da explosão é transferida ao pistão, que desce e sobe em movimentos periódicos, Fonte: <http://www.ciaar.com.br>

Figura 3.17. Para haver geração de energia elétrica é preciso que o motor esteja acoplado a um gerador, como no caso de um grupo motor-gerador a gás, ilustrado na Figura 3.18.



Fonte: <http://www.ciaar.com.br>

Figura 3.17: Esquema do funcionamento de um motor quatro tempos.



Fonte: <http://www.fockink.ind.br>

Figura 3.18: Grupo motor-gerador a biogás.

O biogás também pode ser aproveitado na geração de energia térmica em caldeira de vapor, Figura 3.19. O gás metano, constituinte do biogás, possui um poder calorífico de até

12.000 kcal/m³, no entanto com a presença de outros gases, principalmente o CO₂, o biogás apresenta um poder calorífico de cerca de 8.450 kcal/m³. Mesmo diante dessa queda, este valor é ainda muito satisfatório comparado a outros gases e devido a seu baixo custo de produção. O gás natural, por exemplo, proporciona 8.600 kcal/m³.



Fonte: <http://www.icaterm.com.br>
Figura 3.19: Caldeira de vapor saturado à gás.

Em estudo feito por PECORA *et al*, 2008, para o aterro sanitário de Caieiras, SP, que recebe cerca de 10.000 toneladas de resíduos sólidos por dia. Calculou-se uma vazão de 28.395.784,08 m³CH₄/ano, sendo capaz de gerar uma potência de 8,97 KW e energia de 187,31 MWh/dia.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 DESCRIÇÃO GERAL

Para o presente trabalho, o experimento foi estruturado por meio de quatro reatores, 50 litros cada, preenchidos com mistura de matéria orgânica de resíduos sólidos (FORSD) e de lodo de tanques sépticos (LTS), em condições anaeróbias. Com o propósito de simular as condições ambiente encontradas no interior das células de um aterro sanitário.

Cada reator recebeu a mesma quantidade de FORSD, com variação do volume de LTS. As composições das misturas apresentadas nos reatores foram:

Reator 1: apenas FORSD. Composto por 28,0 Kg de resíduo orgânico.

Reator 2: relação de 2,85 Kg FORSD/0,5 L de lodo. Sendo assim, composto por 28,0 Kg RSU e 4,9 Litros de lodo.

Reator 3: relação de 2,85 Kg FORSD/1,0 L de lodo. Sendo assim, composto por 28,0 kg RSU e 9,8 Litros de lodo.

Reator 4: relação de 2,85 kg RSU/1,5 L de lodo. Sendo assim, composto por 28,0 kg RSU e 14,7 Litros de lodo.

As relações adotadas, acima, foram baseadas em estudos realizados pelo PROSAB e por FRÉSCA (2007).

Os estudos do PROSAB apresentaram dados de geração de LTS, por pessoa, na ordem de 50 a 150 L/ano. FRESCA (2007) encontrou o valor de 285 Kg de RSD por ano por pessoa, em estudo feito no município de São Carlos. Partindo do pressuposto de que a quantidade de resíduos em um aterro sanitário não se altera, para o estudo optou-se por variar somente a quantidade de lodo. Uma vez que se quer estudar os resultados decorrentes da presença do lodo em um aterro sanitário.

O grau de compactação comumente praticada nos aterros sanitários é de 700 kg RSD/m³. Com base neste dado foram determinadas as quantidades em cada reator, considerando um volume útil de 40 litros.

Para acompanhar o processo de degradação da mistura de FORSD e LTS, os reatores construídos permitiram a medição da temperatura interna e a coleta do lixiviado e do biogás gerados. A seguir, apresenta-se, por meio das Figura 4.1 e Figura 4.2, esquema e a ilustração da unidade experimental respectivamente.

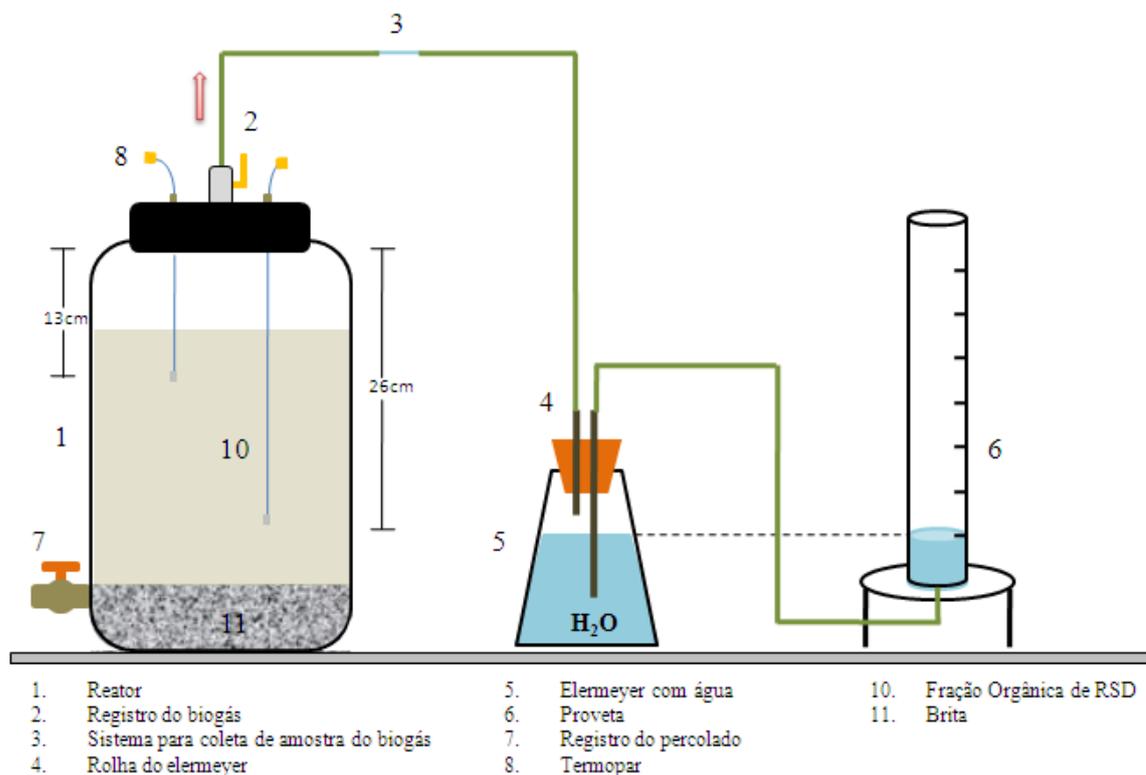


Figura 4.1: Esquema da unidade experimental



Figura 4.2: Unidade experimental.

4.2 CONSTRUÇÃO DOS REATORES

Os reatores foram construídos a partir de bombonas de polietileno de 50 litros, de cor cinza escura com tampa de rosca preta, também em polietileno. Estas são usualmente utilizadas para o transporte de leite.

Para atender as necessidades do experimento foi preciso realizar adaptações nas bombonas, a fim de permitir o monitoramento da degradação anaeróbia por meio do registro da temperatura interna e medição e coleta do biogás e do lixiviado.

Medição de Temperatura

Para a medição da temperatura interna foi utilizado termopares do tipo K, para medida de temperatura na faixa de -40°C a 204°C da marca Minipa, como mostra a Figura 4.3.



Figura 4.3: Termopar tipo K, utilizado para medição da temperatura no interior dos reatores.

Em cada reator foram instalados dois termopares, para o registro da temperatura em profundidades diferentes, 13 cm e 26 cm a partir da borda superior do reator.

Para a passagem dos termopares através das tampas, foi utilizado conexões de gás em cobre e zinco, como luvas de $\frac{3}{4}$ " e tampa com rosca $\frac{3}{4}$ ". Além de silicone para auxiliar na vedação. O sistema criado é ilustrado pela Figura 4.4.



Figura 4.4: Adaptação das tampas dos reatores para medição da temperatura.

As leituras de temperatura foram realizadas uma vez ao dia, por meio do termômetro da marca Minipa modelo MT-600, Figura 4.5.



Figura 4.5: Termômetro utilizado para leitura da temperatura.

O tipo de termopar escolhido para o experimento se mostrou inadequado. No 18º dia o termopar do reator 4 passou a apresentar defeito, não sendo possível mais fazer a leitura. Dias depois os outros termopares pararam de funcionar. Provavelmente este fato se deu a fragilidade do equipamento em condições de oxidação, presente no interior dos reatores. Sendo assim, não foi possível coletar dados consistentes de temperatura interna.

Coleta de Lixiviado

A coleta de lixiviado foi feita por meio de conexões de PVC instaladas na parte inferior das bombonas. Utilizou-se flanges e registros em esfera, com diâmetro de ½” , da marca Viqua. A Figura 4.6 apresenta o ponto de coleta do lixiviado.



Figura 4.6: Ponto de coleta de lixiviado.

Os registros foram posicionados a uma distância de 20 cm do fundo da bombona.

A fim de evitar entupimento dos registros com a presença dos resíduos, adicionou-se britas ao fundo, tamanho nº 2, em volume suficiente para cobrir o orifício de coleta.

Para impedir a entrada de oxigênio durante a coleta do lixiviado, foi criado um coletor específico. Este foi produzido com tubos, conexões e registro de esfera de PVC.

Antes de realizar a coleta de lixiviado, o coletor era conectado ao registro do reator. Em seguida o registro era aberto até o preenchimento do coletor. Após fechar o registro do reator o registro, presente na extremidade do coletor, era aberto. A Figura 4.7 ilustra o coletor de lixiviado e o momento de coleta do lixiviado.



Figura 4.7: Coletor de lixiviado e a forma de coleta do lixiviado.

Uma vez por semana todo o lixiviado produzido pelos reatores era coletado, quantificando o volume e reservado uma alíquota de 300 ml para realização das análises.

Após o 36º dia a produção de lixiviado passou a ser inferior a alíquota necessária para realização de todas as análises. Portanto, as coletas passaram ser realizadas quinzenalmente.

Coleta de Biogás

O acabamento proveniente de fábrica das bombonas não permitia a vedação ideal para gases. Para reparar essa falha, foi aplicado silicone no interior das tampas criando um anel, como mostra a Figura 4.8. Além disso, após os reatores serem preenchidas e fechados, foi aplicado massa de calafetar e silicone no espaço entre o reator e a tampa, a fim de reforçar a vedação.



Figura 4.8: Adaptação feita na tampa do reator com aplicação de silicone.

A coleta do biogás foi feita através da instalação de um bico $\frac{3}{4}$ '', conexão de gás, no centro da tampa. A Figura 4.9 mostra como foi realizada a adaptação nas tampas dos reatores.



Figura 4.9: Adaptação feita na tampa do reator para coleta do biogás.

Para avaliar a composição do biogás produzido, amostras foram coletadas por meio de frascos de 100 ml e posteriormente encaminhadas para análise em cromatógrafo. Estas análises foram feitas no Laboratório de Processos Biológicos (LPB) do Departamento de Hidráulica e Saneamento da EESC/USP.

A coleta foi feita conectando a mangueira de biogás a tampa de borracha do frasco, por meio de uma agulha. Outra agulha era inserida a tampa do frasco para permitir que o ar de dentro do frasco saia com a entrada do biogás. Aguardava-se um período de 20 horas, para garantir que todo o ar de dentro do frasco tenha sido expulso pelo biogás. Em seguida, a segunda agulha é retirada e o frasco passa a ser preenchido pelo biogás, por 30 minutos, e assim encaminhado para análise. A Figura 4.10 ilustra o momento da coleta.



Figura 4.10: Coleta de amostra de biogás.

Para estimar o volume produzido de biogás, foi projetado um sistema onde os gases seriam coletados por meio de uma mangueira de silicone, que tinha uma das extremidades conectada a tampa do reator e a outra a um elermeyer, preenchido com água. O elermeyer estava ligado com uma mangueira de silicone à uma proveta de 1000 ml, preenchida com água até a marca de 50 ml. Conforme a pressão dentro do elermeyer aumentava, em decorrência da presença do biogás, a água seria deslocada para proveta, sendo assim seria possível estimar o volume de biogás produzido. A ilustração do sistema pode ser visualizada por meio da Figura 4.1 e Figura 4.2.

Infelizmente os dados gerados por este sistema não foram confiáveis. As análises em cromatógrafos indicavam a presença de CH_4 e CO_2 , no entanto não se observa a produção de biogás pelo sistema. Outro indicador de falha era a visualização do amarelamento das mangueiras, sinal de que estava havendo produção de gases. Ao longo do período de monitoramento ajustes foram feitos a fim de solucionar o problema, mas não obteve-se sucesso. Portanto, optou-se por descartar os dados gerados.

As estimativas de produção de biogás foram feitas de forma teórica, por meio do estudo apresentado por Ward³ (1990 *apud* SCHALCH, 1992).

4.3 PREENCHIMENTO DOS REATORES

O preenchimento dos reatores ocorreu em duas fases. A primeira foi realizada com a coleta e inserção da fração orgânica dos resíduos sólidos domiciliares (FORSD). A segunda se deu com a coleta e adição do lodo de tanque séptico (LTS).

4.3.1 Fração Orgânica de Resíduos Sólidos Domiciliares

A FORSD foi obtida na Horta Municipal do município de São Carlos, SP. Estes resíduos são provenientes de restaurantes e são transformados em compostos orgânicos por meio do processo de compostagem.

Diariamente, no final da tarde, o caminhão de coleta despeja os resíduos orgânicos no pátio da horta. No dia 24/09/2008 as 8:00 horas, iniciou-se a coleta da quantidade de FORSD necessária para preenchimento dos reatores.

O resíduo coletado foi primeiramente segregado, a fim de retirar os resíduos inertes, que eram essencialmente constituídos de sacos e copos plásticos. A Figura 4.11 mostra o momento em que foi feita a coleta dos resíduos orgânicos.

³ WARD, R. F. **Fundamental Considerations in Anaerobic Digestion**. Manuscrito de apostila cedido como informação pessoal ao autor.



Figura 4.11: Momento da coleta da fração orgânica dos RSD.

Antes de ser inserida nos reatores, a FORSD coletada foi homogeneizada e uma amostra foi retirada para análises físico-químicas.

Os reatores foram preenchidos em dois estágios. Primeiro todos os quatro reatores foram preenchidos com a metade da quantidade de FORSD pré-estabelecida, 14 Kg. Em seguida compactado, com o auxílio de uma ferramenta, ilustrada pela Figura 4.12. No segundo momento, a quantidade restante foi inserida e novamente foi feita a compactação. Atingido 28 Kg em 40 litros, alcançou-se a compactação de 700 Kg/m^3 . Essa estratégia de preenchimento foi utilizada a fim de homogeneizar ainda mais a FORSD entre os reatores, além de garantir a compactação desejada.



Figura 4.12: Ferramenta utilizada como compactador da FORSD.

4.3.2 Lodo de Tanques Sépticos

O LTS utilizado foi obtido por meio da coleta em 3 tanques sépticos diferentes na cidade de São Carlos, SP, todos de origem residencial.

As coletas foram feitas por meio de caminhão limpa fossa, que em seguida transportou os materiais coletados até uma caixa de água de 15.000 litros, localizada no campus da EESC/USP. O local de armazenagem é mostrado pela Figura 4.13.



Figura 4.13: Local de armazenamento do lodo de tanques sépticos.

A quantidade necessária de LTS foi retirada da caixa de água e levada até o Laboratório de Resíduos Sólidos, também localizado no campus EESC/USP, por meio de galões de 10 litros. Em seguida foram adicionadas aos reatores as quantidades de LTS estabelecidas.

A adição do LTS aos reatores ocorreu 48 horas após o preenchimento dos reatores com FORSD. Devido ao estado líquido do lodo encontrado, a quantidade de LTS coletada para ser utilizada no experimento foi retirada do fundo do reservatório, a fim de se obter um material mais sólido.

4.4 MONITORAMENTO DO EXPERIMENTO

O monitoramento da unidade experimental foi feito durante um período de 189 dias. Iniciou-se em 26 de setembro de 2008 e estendeu-se até 3 de abril de 2009, quando a unidade experimental foi desmontada.

A frequência de coleta de amostras e dados do experimento é apresentada pela Tabela 4.1.

Tabela 4.1: Frequência de coleta de amostras e dados do experimento.

Parâmetro	Frequência
Temperatura	Diária
Coleta de lixiviado	Semanal
Coleta de biogás para cromatografia	Semanal

4.4.1 Análises

A Tabela 4.2 apresenta todas as análises feitas para o monitoramento do experimento. Juntamente com suas respectivas aplicações, frequências e métodos.

Tabela 4.2: Análises utilizadas para o monitoramento do experimento.

Variáveis	Aplicação	Unidade	Frequência	Método	Referência	Nº do Método
Alcalinidade Total	Lixiviado	mg CaCO ₃ /L	Semanal			
DQO	Lodo	mg/g	Início do experimento	Colorimétrico (adaptado)	GOMES,1990	5220 D
	FORSD	mg/g	Início do experimento	Colorimétrico (adaptado)		
	Mistura	mg/g	Final do experimento	Colorimétrico (adaptado)		
	Lixiviado	mg/L	Semanal	Colorimétrico por refluxo fechado	APHA,2005	
pH	Lodo		Início do experimento	Potenciométrico	SW-846	9045
	FORSD		Início do experimento			
	Mistura		Final do experimento			
	Lixiviado		Semanal			
Umidade	FORSD	% mg/mg	Início do experimento	Gravimétrico	IAC,2006	
	Mistura		Final do experimento			
Sólidos Totais – Fixos e Voláteis	Lodo	mg/L	Início do experimento	Gravimétrico	IAC,2006	
	FORSD	mg/g	Início do experimento			
	Mistura	mg/g	Final do experimento			

	Lixiviado	mg/L	Semanal		APHA,2005	2540 B e E
Sólidos Suspensos e Dissolvidos – Fixos e Voláteis	Lixiviado	mg/L	Semanal	Gravimétrico	APHA,2005	2540 F
Nitrogênio Total Kjeldahl	Lixiviado	mg/L	Semanal	Kjedahl	APHA,2005	
Nitrogênio Amoniacal	Lixiviado	mg/L	Semanal	destilação preliminar	APHA,2005	
Composição do Biogás	Biogás	%	Quinzenal	Cromatografia à gás		
Teor de Matéria Orgânica	FORSD	% mg/mg	Início do experimento	Gravimétrico	IAC, 2000	
	Mistura		Final do experimento			
Fosfato total	Lodo	mg PO ₄ ⁻³ /L	Início do experimento		APHA,2005	
Metais (Zn, Pb, Cd, Ni, Fe, Mn, Cu e Cr)	Lodo	mg/L	Início do experimento		APHA,2005	
	Lixiviado		Quinzenal			
Ácidos Voláteis	Lixiviado	mg CaCO ₃ /L	Mensal		APHA,2005	
	Lodo		Início do experimento			

Após a quarta coleta, 21º dia, o volume de lixiviado recolhido estava sendo insuficiente para realizar as análises. Por isso, optou-se por realizar as coletas quinzenalmente até o 77º dia. A partir de então novamente o volume coletado estava sendo pouco. Portanto as coletas passaram a ser mensais até o final do experimento.

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 CARACTERIZAÇÃO INICIAL

Após análises, a FORSD utilizada no experimento possuía as características iniciais informadas pela Tabela 5.1.

Tabela 5.1: Caracterização da fração orgânica dos RSD.

Parâmetro	Resultado	Unidade
pH	4,59	-
DQO	496,75	mg/Kg
Teor de matéria orgânica	78,2	%
Umidade	73,3	%
Sólidos Totais	2415,6	mg/g
Sólidos Totais Voláteis	2150,5	mg/g
Sólidos Totais Fixos	331,5	mg/g

A Tabela 5.2 apresenta os resultados encontrados nas análises de caracterização da quantidade de LTS introduzida nos reatores.

Tabela 5.2: Caracterização do lodo de tanques séptico utilizado no experimento.

Parâmetros	Resultado	Unidade
pH	7,17	-
DQO	1.556,00	mg O ₂ L ⁻¹
DBO	886,00	mg O ₂ L ⁻¹
Alcalinidade Total	1.021,00	mg CaCO ₃ L ⁻¹
Ácidos Voláteis	30,00	mg CaCO ₃ L ⁻¹
Fosfato Total	73,00	mg PO ₄ ⁻³ L ⁻¹
NTK	597,00	mg N L ⁻¹
Nitrogênio Amoniacal	14,00	mg N L ⁻¹
Sólidos Totais	3.440,00	mg L ⁻¹
Sólidos Totais Fixos	2.164,00	mg L ⁻¹
Sólidos Totais Voláteis	1.276,00	mg L ⁻¹
Sólidos Suspensos Totais	2.893,00	mg L ⁻¹
Sólidos Suspensos Fixos	1.943,00	mg L ⁻¹
Sólidos Suspensos Voláteis	950,00	mg L ⁻¹
Sólidos Dissolvidos Totais	547,00	mg L ⁻¹
Sólidos Dissolvidos Fixos	221,00	mg L ⁻¹
Sólidos Dissolvidos Voláteis	336,00	mg L ⁻¹
Zinco	1,15	mg Zn L ⁻¹
Chumbo	0,39	mg Pb L ⁻¹
Cádmio	0,05	mg Cd L ⁻¹
Níquel	0,18	mg Ni L ⁻¹
Ferro Total	138,00	mg Fe L ⁻¹
Manganês Total	0,83	mg Mn L ⁻¹
Cobre	0,44	mg Cu L ⁻¹
Cromo Total	0,10	mg Cr L ⁻¹

5.2 MATÉRIA ORGÂNICA

Após os 189 dias de experimento, a matéria orgânica composta por RSD e LTS nos reatores, apresentaram as seguintes características, Tabela 5.3.

Tabela 5.3: Característica final da mistura de RSD e LTS nos reatores.

Parâmetro	Unidade	Reator 1	Reator 2	Reator 3	Reator 4
DQO	mg/Kg	438	379	308	303
Teor de matéria orgânica	%	65,07	77,46	81,25	71,52
Umidade	%	78,75	82,5	78,69	78,18
Sólidos Totais	mg/g	5148,6	5336,4	5689,4	8327,9
Sólidos Totais Fixos	mg/g	1798,4	1202,9	1067,0	2371,5
Sólidos Totais Voláteis	mg/g	3350,2	4133,5	4622,4	5956,4

Em um primeiro momento ao fazer a comparação entre a Tabela 5.1 e a Tabela 5.3 observa-se que a presença de LTS favoreceu a aceleração da degradação anaeróbia. Os valores de DQO são menores para os reatores que receberam maiores quantidades de LTS.

Este acontecimento pode ser explicado pelo fato do LTS já se encontrar em um estágio de degradação mais avançado, sendo assim a sua inserção promoveu a presença imediata de nutrientes e microrganismos adaptados as condições anaeróbias.

Para avaliação da eficiência de remoção da DQO da massa orgânica presente em cada reator, a Tabela 5.7 apresenta a porcentagem de DQO removida ($DQO_{\text{entrada}} - DQO_{\text{saída}}$) em cada reator. Os valores de DQO de entrada e saída calculados podem ser vistos por meio das Tabelas 5.5 e 5.6.

Tabela 5.4: Eficiência de remoção de DQO na massa orgânica dos reatores.

	Reator 1	Reator 2	Reator 3	Reator 4
DQO_{entrada} (g)	13,909	21,533	29,158	36,782
$DQO_{\text{saída}}$ (g)	10,938	10,474	9,363	9,962
DQO_{removida} (g)	2,971	11,060	19,795	26,820
% removida	21,4	51,36	67,9	72,9

Nota-se novamente que a LTS influenciou de forma positiva na eficiência de degradação da matéria orgânica.

A Tabela 5.5 apresenta a DQO de entrada nos reatores. Conforme a caracterização inicial, a DQO inicial do FORSD era de 0,49675 g/L e do LTS de 1,556 g/L.

Tabela 5.5: Valores da carga de DQO de entrada nos reatores.

	Reator 1		Reator 2		Reator 3		Reator 4	
	Qtd	DQO(g)	Qtd	DQO(g)	Qtd	DQO(g)	Qtd	DQO(g)
FORSD	28 Kg	13,909	28 Kg	13,909	28 Kg	13,909	28 Kg	13,909
LTS	0	0	4,9 L	7,6244	9,8 L	15,2488	14,7 L	22,8732
DQO _{entrada}		13,909		21,5334		29,1578		36,7822

A Tabela 5.6 mostra os valores de DQO de saída. Os valores foram encontrados em função: das análises de DQO da massa orgânica de cada reator no final do experimento; do peso em Kg da FORSD e LTS e do peso perdido em função da coleta do lixiviado. Considerou-se que as densidades do LTS e do Lixiviado fossem igual a densidade da água 1,0 Kg/L.

Tabela 5.6: Valores de DQO de saída nos reatores.

	Reator 1	Reator 2	Reator 3	Reator 4
FORSD (Kg)	28	28	28	28
LTS (Kg)	0	4,9	9,8	14,7
Lixiviado (Kg)	3,027	5,265	7,401	9,821
DQO (g/Kg)	0,438	0,379	0,308	0,303
DQO _{saída} (g)	10,9382	10,474	9,363	9,962

5.3 LIXIVIADO

5.3.1 Produção

Por meio da Figura 5.1 é possível observar a variação do volume de lixiviado produzido pelos reatores.

Erro! Vínculo não válido.

Figura 5.1: Variação do volume de lixiviado produzido pelos reatores.

Nota-se que inicialmente houve uma grande produção e somente a partir do 63º dia houve estabilização. Este fato ocorreu devido ao fato do LTS possuir excesso de água. Com o

passar o tempo este excesso foi sendo eliminado e a produção do lixiviado passou a ser mais constante.

Observa-se que a partir do 112º dia os valores entre os reatores são muito próximos, onde o volume do lixiviado agora se deve principalmente a umidade da massa de matéria orgânica e do processo de degradação. Adiante a tendência é a redução na produção.

De modo geral o aumento na geração de lixiviado é um agravante para operação de um aterro sanitário. O excesso de umidade pode abalar a estrutura física das células, além do aumento dos custos para o tratamento deste líquido.

Mesmo sendo considerado um material sólido, todas as amostras de LTS encontradas em campo apresentaram como característica comum estarem em estado líquido.

A Tabela 5.7 apresenta a produção total de lixiviado comparada ao reator 1, que não recebeu tratamento com LTS.

Tabela 5.7: Volume de lixiviado produzido pelos reatores.

Reator	Produção (mL)	Produção acima do reator 1 (%)
Reator 1	3027	-
Reator 2	5265	73,9
Reator 3	7401	144,5
Reator 4	9821	224,4

Observa-se que a produção total de lixiviado entre os reatores sofreu uma variação muito grande. Na prática, este fato geraria custos adicionais à manutenção de um aterro sanitário.

5.3.2 DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio

A Figura 5.2 mostra a variação da DBO presente no lixiviado ao longo do tempo nos quatro reatores. Os valores de origem encontrados são apresentados pela Tabela 5.8.

Erro! Vínculo não válido.

Figura 5.2: Variação da DBO ao longo do tempo no lixiviado dos reatores.

Tabela 5.8: Resultados de DBO ao longo do tempo para os reatores.

n° dias	Reator 1	Reator 2	Reator 3	Reator 4
0	54349	36275	34020	30314
7	55686	34425	36336	37775
14	60440	57628	54648	50904
21	73676	68440	61526	59506
28	94509	66616	55912	57076
35	87792	80960	78572	74692
49	84300	76489	72576	69121
63	94912	72735	83718	72624
77	83390	75028	68396	64149
122	73469	64000	41103	61538
153	84000	60784	25385	56763
166	84949	44474	16944	53956
189	78100	27756	7235	26565

A partir do 35º dia as análises passaram a ser realizadas em um intervalo de tempo maior, devido ao baixo volume de lixiviado que estava sendo produzido, que não permitia que todas as análises fossem feitas com a amostra coletada.

Observa-se que as maiores concentrações estão presentes nos reatores com menor quantidade de LTS, mesmo após a eliminação do excesso de água. Em função da diluição provocada pelo lodo ao lixiviado, a concentração de DBO foi menor no Reator 4, e conseqüentemente maior no Reator 1, que não foi tratado com LTS.

Com a inserção de matéria orgânica, proveniente do LTS, esperava-se que a DBO dos reatores 2, 3 e 4 fossem maior do que reator 1. No entanto observa-se que a DBO do reator 1 manteve-se sempre com maiores concentrações. Este comportamento inesperado pode ser atribuído ao excesso de água presente no LTS, fazendo com que o lixiviado ficasse mais diluído.

O lodo ocasionou outro comportamento diferente. De acordo com as fases da degradação anaeróbia a tendência da DBO é crescer até a fase III. No entanto, encontrou-se um decréscimo das concentrações após o 63º nos reatores tratados com LTS. O reator 1 obteve um comportamento constante, com valores próximos.

5.3.3 DQO – Demanda Química de Oxigênio

A variação de DQO nos reatores pode ser avaliada pelo gráfico apresentado pela Figura 5.3. Os dados de entrada do gráfico são mostrados na Tabela 5.9.

Erro! Vínculo não válido.

Figura 5.3: Variação de DQO ao longo do tempo no lixiviado dos reatores.

Tabela 5.9: Resultados de DQO ao longo do tempo para os reatores.

nº dias	Reator 1	Reator 2	Reator 3	Reator 4
0	85600	65800	60800	45600
7	82400	63800	66800	70400
14	89600	80800	72600	66800
21	89600	78400	77650	74800
28	102899	86600	78400	78660
35	117400	86600	82400	80400
49	109600	99800	91800	89600
63	111600	96800	91600	89600
77	139600	101400	99600	89960
122	119750	92000	57500	90500
143	103502	84500	79180	93740
166	136400	69400	21900	73600
189	129884	38950	9480	35700

O comportamento da DQO pode ser analisado pelas mesmas explicações apresentadas para a DBO.

A concentração aumentou até o 63º dia, em função da perda do excesso de água provocado pelo lodo. Em seguida ocorreu um decréscimo nos valores dos reatores que receberam LTS, Apesar da Figura 3.13 indicar acréscimo da DQO até a fase III.

Para o reator 1, a tendência foi crescente durante todo o monitoramento. Confirmando o comportamento em literatura.

5.3.4 pH

A Figura 5.4 mostra o comportamento do pH ao longo do tempo nos reatores. A Tabela 5.10 apresenta os dados brutos.

Erro! Vínculo não válido.

Figura 5.4: Variação do pH ao longo do tempo no lixiviado dos reatores.

Tabela 5.10: Resultados do pH ao longo do tempo para os quatro reatores.

n° dias	Reator 1	Reator 2	Reator 3	Reator 4
0	5,9	5,4	4,6	4,6
7	6,5	6,3	6,4	6,3
14	6,7	6,5	6,5	6,4
21	6,6	6,6	6,6	6,5
28	6,7	6,6	6,7	6,6
35	6,7	6,7	6,7	6,6
49	6,6	6,7	6,6	6,5
63	6,4	6,5	6,5	6,3
77	6,8	6,9	7,0	6,9
122	6,7	7,2	7,7	7,0
143	6,7	7,7	8,1	7,0
166	6,6	7,8	8,0	7,3
189	6,6	8,2	8,2	7,9

O LTS utilizado no experimento apresentava inicialmente um pH de 7,17. Após ser feita a mistura, as primeiras amostras de lixiviado coletada dos reatores apresentaram um pH bem abaixo da neutralidade, como pode ser visto no gráfico.

Isto ocorreu provavelmente devido ao contato do LTS junto a massa FORSD, que apresentava um pH de 4,59. Em um curto período de tempo, 20 dias, o pH se estabilizou próximo da neutralidade, característica comum entre os lixiviados de aterros sanitários. Já para o reator 1, o lixiviado produzido apresentou as características normais para pH desde o início, próximo da neutralidade.

Os valores pH dos reatores que receberam LTS tiveram um acréscimo brusco após o 63º, ultrapassando a neutralidade e chegando a condição de alcalino. Isto se deve ao fato das concentrações de ácidos voláteis terem sido afetadas pela presença do LTS, apresentando valores abaixo do normal, comparados com reator 1.

5.3.5 Alcalinidade Total

O comportamento para os valores de alcalinidade do lixiviado dos quatro reatores ao longo tempo, pode ser visualizado pela Figura 5.5 e pela Tabela 5.11.

Erro! Vínculo não válido.

Figura 5.5: Variação da Alcalinidade ao longo do tempo no lixiviado dos reatores.

Tabela 5.11: Resultados de Alcalinidade ao longo do tempo para os quatro reatores.

nº dias	Reator 1	Reator 2	Reator 3	Reator 4
0	11011	7859	3286	2797
7	18759	15584	12965	11699
14	22222	20890	15140	14030
21	23332	22311	18115	15895
28	3399	24553	20244	18337
49	23643	25130	22244	20868
63	24149	25133	20931	20357
77	25256	25830	22448	21925
122	30340	26958	19721	23063
143	29315	24928	19250	18757
166	32452	22981	16974	18266
189	30284	21402	15466	17034

Os reatores que receberam LTS tiveram comportamentos parecidos. Um leve decréscimo na concentração após 63º, com a normatização da vazão de lixiviado. Já o reator 1 sempre mostrou-se valores crescentes.

Entre os reatores tratados com LTS, mesmo com decréscimo das concentrações, a alcalinidade garantiu o aumento nos valores de pH, em virtude da baixa produção de ácidos. Para o reator 1, mesmo com ascensão da alcalinidade a produção de ácidos voláteis não permitiu a elevação do excessiva do pH.

5.3.6 Ácidos Voláteis

A geração de ácidos voláteis é mostrada pela Figura 5.6 e os dados de origem pela Tabela 5.12.

Erro! Vínculo não válido.

Figura 5.6: Variação de Ácidos Voláteis ao longo do tempo dos reatores.

Tabela 5.12: Resultados de ácidos voláteis ao longo do tempo para os quatro reatores.

nº dias	Reator 1	Reator 2	Reator 3	Reator 4
7	18070	15846	11815	10425
21	20180	25437	20155	18765
35	24225	25080	22230	19665
63	19950	20520	17100	16786
77	30780	30495	29070	22800
122	31136	28634	14178	26132
143	29315	24928	19250	18757
166	32452	22981	16974	18266
189	28590	9530	2384	9045

Para todos os reatores houve aumento na concentração de ácidos voláteis até o 63°. Este efeito ocorreu em virtude da eliminação do excesso de água do LTS.

Após a normalização das vazões de lixiviado, percebe-se um decréscimo nas concentrações de ácidos voláteis entre os reatores que receberam LTS. Para o reator 1 os valores mostraram-se sempre próximos, mantendo-se constante.

Este comportamento não era esperado, uma vez que faz parte da Fase II do processo de degradação anaeróbia nos aterros sanitários (Figura 3.13), há produção de ácidos. Sendo assim, a presença do LTS ocasionou alteração na presença de ácidos voláteis no lixiviado.

Fazendo uma comparação com os dados de pH, após o início do decréscimo dos valores de ácidos voláteis, iniciou-se o acréscimo acentuado nos valores de pH, ultrapassando o valor de neutralidade nos reatores que foram tratados com LTS.

Como os reatores que receberam LTS apresentaram menor produção de ácidos voláteis, identifica-se um comportamento benéfico, uma vez que contribuiu para que o pH do lixiviado chegasse mais rapidamente aos valores de neutralidade.

5.3.7 Nitrogênio

As Figura 5.7 e 5.8 apresentam o comportamento da variação de concentração de Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) e Amoniacal nos reatores. Na Tabela 5.13 se encontram os dados de origem.

Erro! Vínculo não válido.

Figura 5.7: Variação do NTK ao longo do tempo no lixiviado dos reatores.

Erro! Vínculo não válido.

Figura 5.8: Variação do Nitrogênio Amoniacal ao longo do tempo no lixiviado dos reatores.

Tabela 5.13: Resultados de NTK e Nitrogênio amoniacal ao longo do tempo para os quatro reatores.

n° dias	Reator 1		Reator 2		Reator 3		Reator 4	
	NTK	Amoniacal	NTK	Amoniacal	NTK	Amoniacal	NTK	Amoniacal
0	870	360	1517	450	1230	380	1280	365
7	870	483	1362	814	1429	575	1454	612
14	1310	728	1762	1064	2420	980	2384	993
21	1270	710	1280	800	1470	589	980	408
28	1837	1041	2148	1669	1986	1622	2086	1538
35	1659	648	1664	902	1690	939	1435	797
49	2484	812	2558	1133	2708	1070	2683	856
63	2648	836	2304	1109	2602	2302	2625	2219
77	2064	793	1996	1083	2151	1195	1630	905
122	2545	1340	2419	2120	2212	1970	2602	1620
166	2396	701	3578	2001	3613	2107	2740	1519
189	2862	1724	3488	1938	3323	1955	3931	2184

Os comportamentos para as duas formas de nitrogênio apresentaram-se crescente.

Para o NTK e o amoniacal observa-se maiores valores para os reatores que receberam LTS. Devido ao fato das amostras de LTS já se encontrarem em um estágio mais avançado de degradação, há uma maior disponibilidade de nutrientes no material. Portanto, era de se esperar que os reatores que foram tratados com LTS apresentassem concentrações maiores de nitrogênio no início do experimento.

Esta adição de LTS pode ser benéfica ao processo de degradação da matéria orgânica do RSD em função da disponibilidade imediata de nutrientes. Acelerando assim o processo degradativo.

Entre os resultados de nitrogênio amoniacal é possível notar a tendência de aceleração da degradação, ao comparar a diferença de concentração entre os reatores que receberam LTS e o reator controle no início e no final do experimento. A produção de nitrogênio amoniacal é característica da Fase II e Fase III.

5.3.8 Série de Sólidos

As Figuras 5.9 a 5.17 apresentam as concentrações da série de sólidos presentes nos lixiviados dos reatores. As Tabelas 5.14 a 5.16 mostram os dados de origem dos gráficos.

Erro! Vínculo não válido.

Figura 5.9: Variação de Sólidos Totais ao longo do tempo no lixiviado dos reatores.

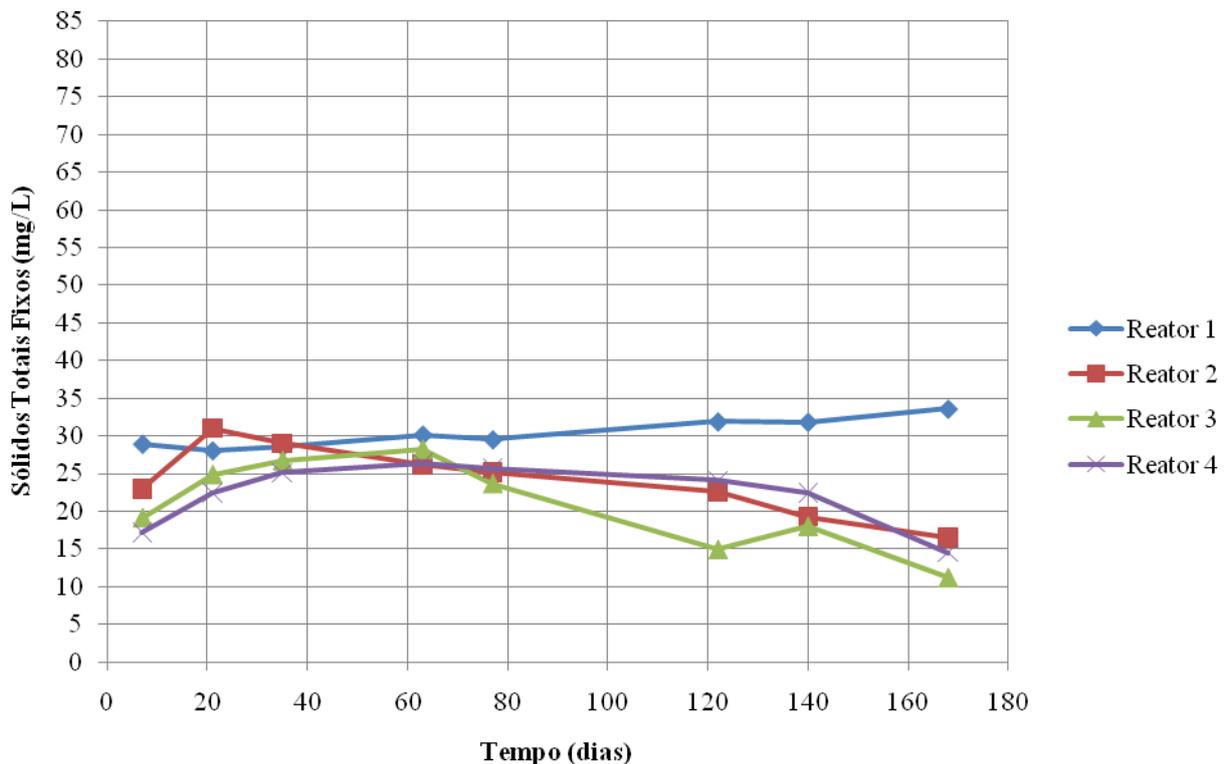


Figura 5.10: Variação de Sólidos Totais Fixos ao longo do tempo no lixiviado dos reatores.

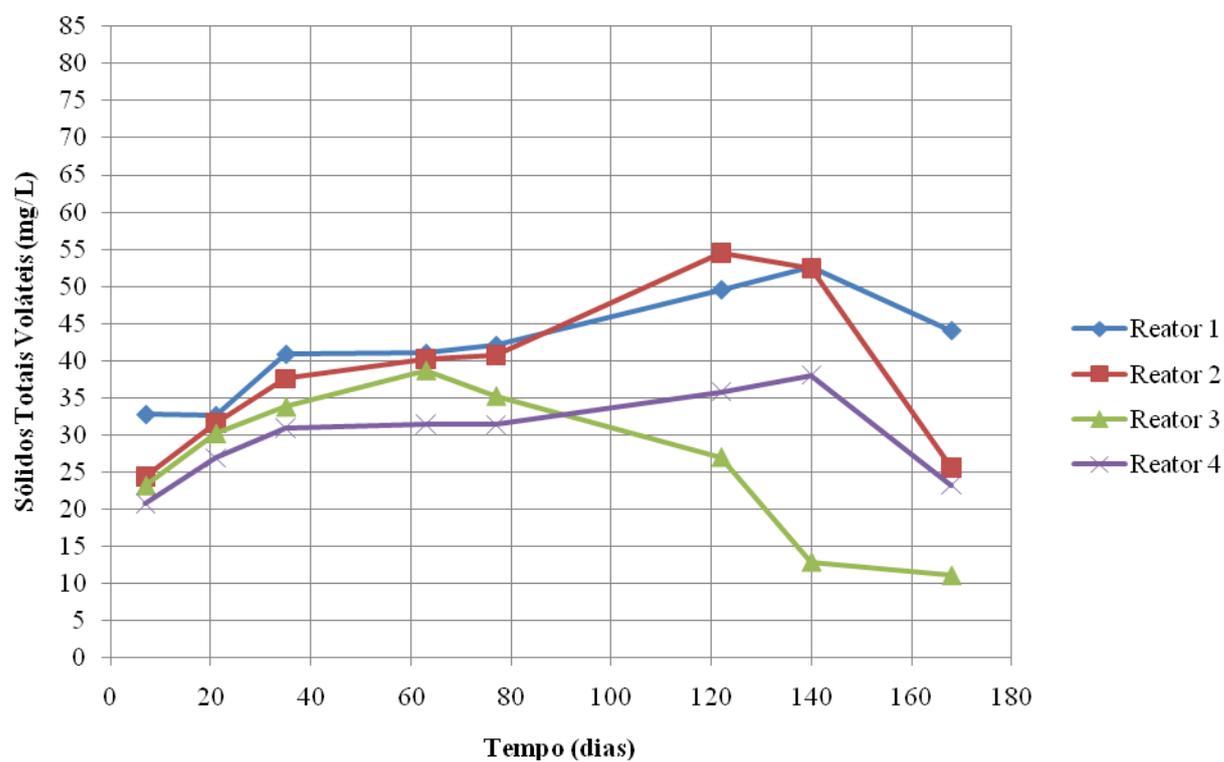


Figura 5.11: Variação de Sólidos Totais Voláteis ao longo do tempo no lixiviado dos reatores.

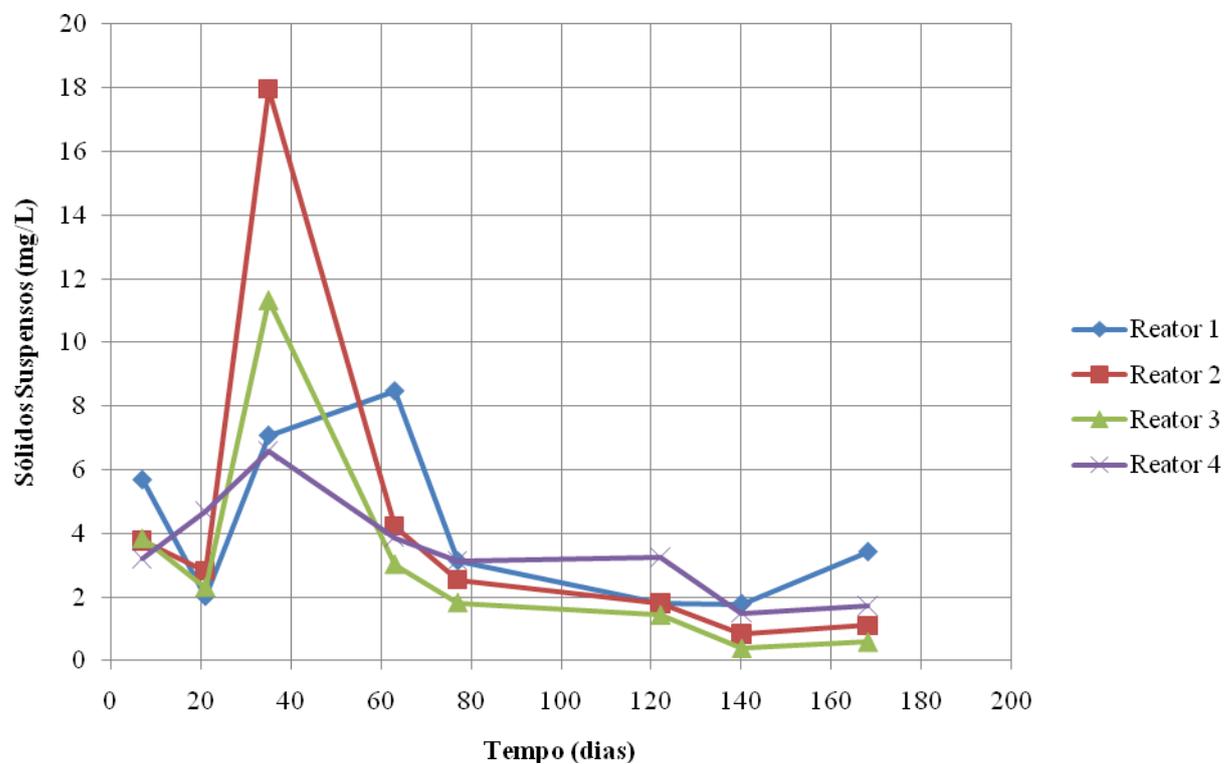


Figura 5.12: Variação de Sólidos Suspensos ao longo do tempo no lixiviado dos reatores.

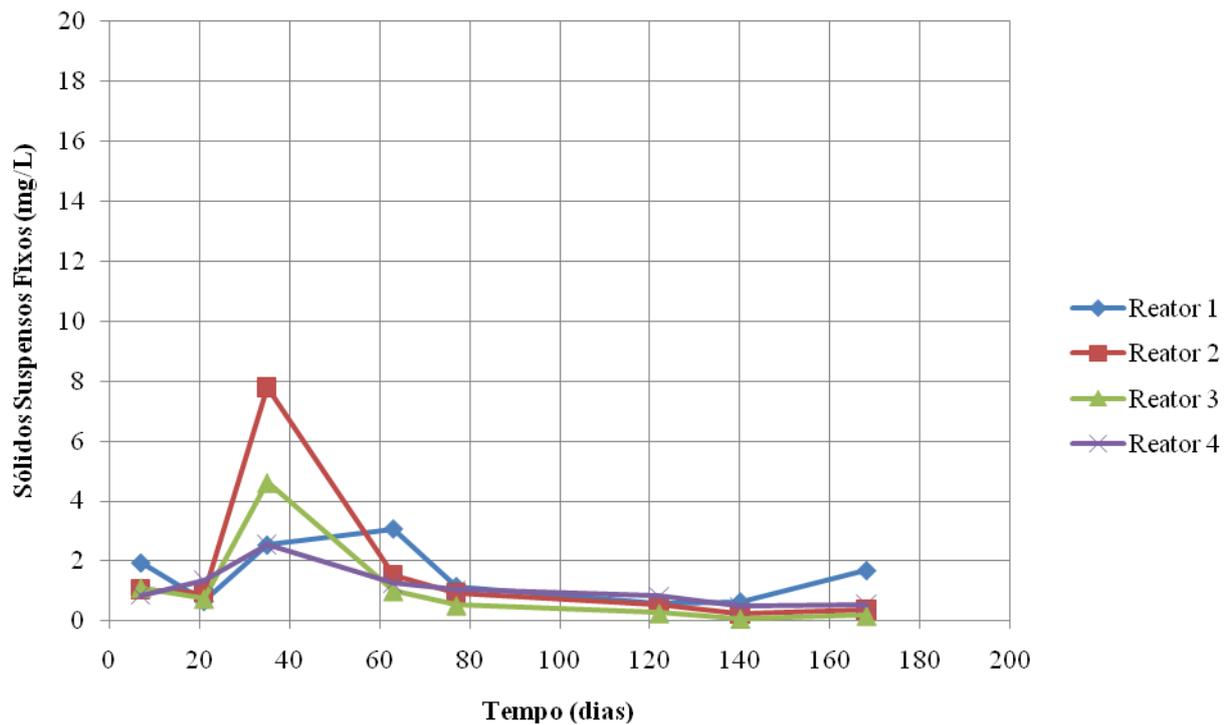


Figura 5.13: Variação de Sólidos Suspensos Fixos ao longo do tempo no lixiviado dos reatores.

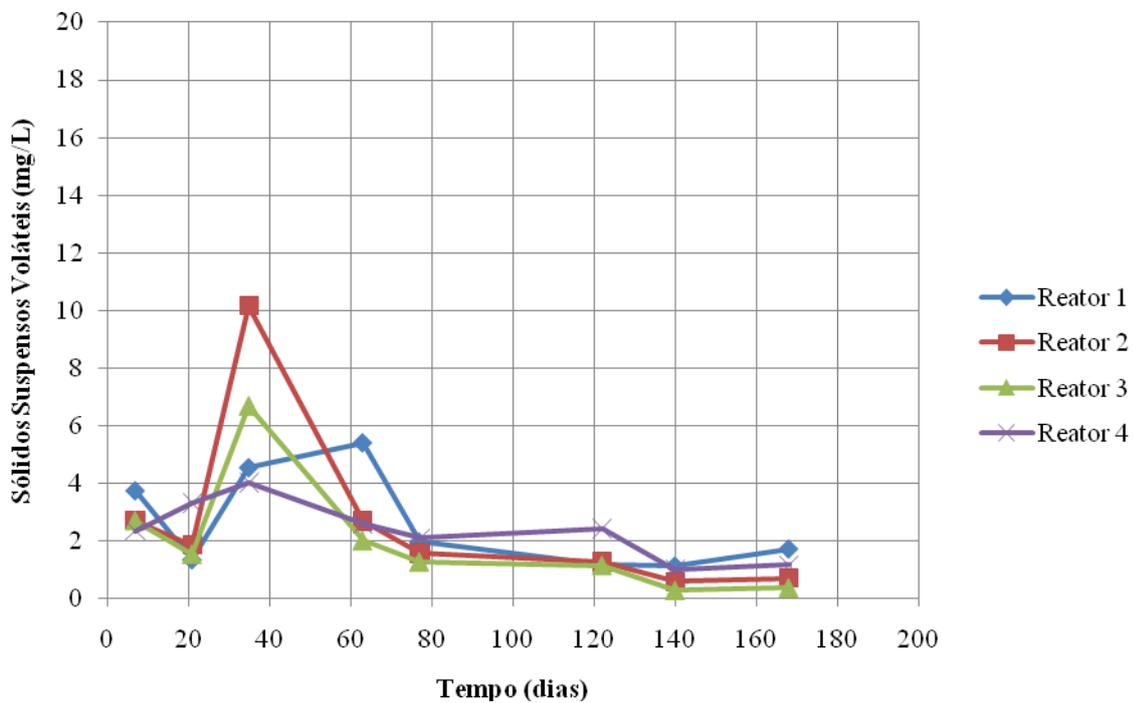


Figura 5.14: Variação de Sólidos Suspensos Voláteis ao longo do tempo no lixiviado dos reatores.

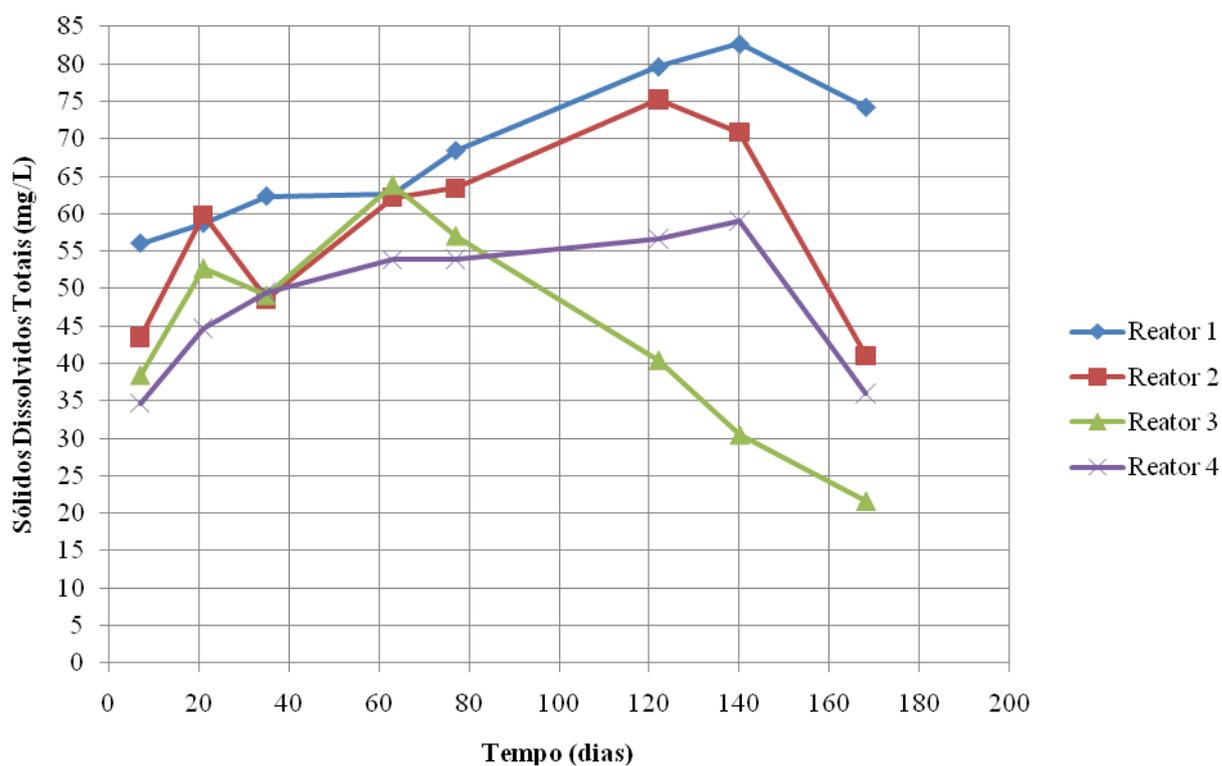


Figura 5.15: Variação de Sólidos Dissolvidos ao longo do tempo no lixiviado dos reatores.

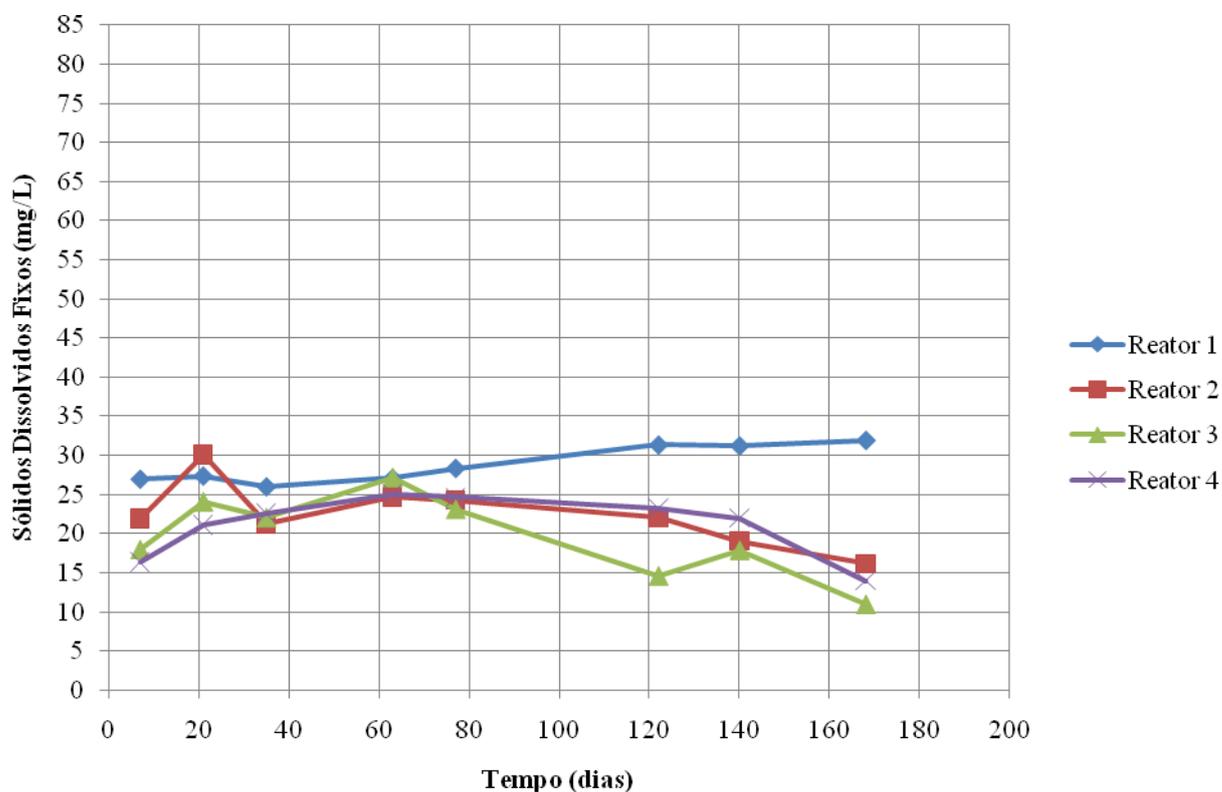


Figura 5.16: Variação de Sólidos Dissolvidos Fixos ao longo do tempo no lixiviado dos reatores.

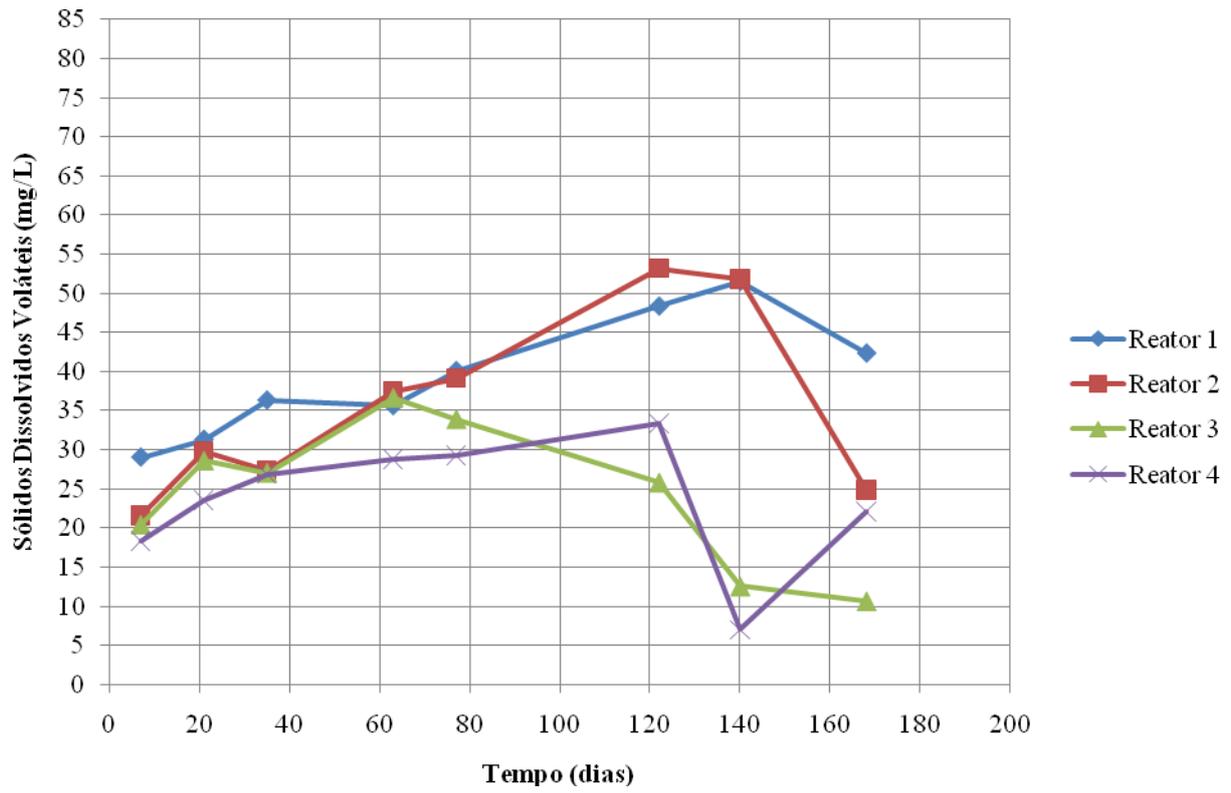


Figura 5.17: Variação de Sólidos Suspensos Fixos ao longo do tempo no lixiviado dos reatores.

Tabela 5.14: Resultados de Sólidos Totais ao longo do tempo para os quatros reatores.

Sólidos Totais (mg/L)												
dias	Reator 1			Reator 2			Reator 3			Reator 4		
	Totais	Fixos	Voláteis									
7	61,724	28,952	32,772	47,27	22,944	24,326	42,284	19,126	23,158	37,906	17,212	20,694
21	60,696	28,06	32,636	62,628	31,032	31,596	55,032	24,862	30,17	49,368	22,498	26,87
35	69,43	28,572	40,858	66,548	29,004	37,544	60,444	26,702	33,742	56,006	25,1	30,906
63	71,17	30,175	40,995	66,425	26,22	40,205	66,895	28,23	38,665	57,72	26,315	31,405
77	71,58	29,535	42,045	65,965	25,215	40,75	58,88	23,68	35,2	57,025	25,685	31,34
122	81,458	31,929	49,529	77,036	22,576	54,46	41,886	14,91	26,976	59,88	24,074	35,806
140	84,49	31,872	52,618	71,704	19,28	52,424	30,844	17,996	12,848	60,506	22,488	38,018
168	77,673	33,62	44,053	42,137	16,533	25,604	22,203	11,167	11,036	37,77	14,547	23,223

Tabela 5.15: Resultados de Sólidos Suspensos ao longo do tempo para os quatros reatores.

Sólidos Suspensos (mg/L)												
dias	Reator 1			Reator 2			Reator 3			Reator 4		
	Totais	Fixos	Voláteis									
7	5,686	1,943	3,743	3,767	1,05	2,717	3,833	1,117	2,716	3,214	0,857	2,357
21	2,013	0,66	1,353	2,82	0,95	1,87	2,3	0,75	1,55	4,686	1,357	3,329
35	7,082	2,54	4,542	17,967	7,8	10,167	11,31	4,623	6,687	6,572	2,55	4,022
63	8,48	3,08	5,4	4,23	1,52	2,71	3,025	1,008	2,017	3,867	1,267	2,6
77	3,13	1,16	1,97	2,54	0,94	1,6	1,818	0,53	1,288	3,14	1,04	2,1
122	1,782	0,588	1,194	1,8	0,529	1,27	1,433	0,271	1,161	3,25	0,83	2,42
140	1,781	0,644	1,137	0,835	0,238	0,599	0,38	0,084	0,296	1,5	0,487	1,013
168	3,42	1,69	1,73	1,1	0,38	0,72	0,58	0,19	0,39	1,73	0,56	1,17

Tabela 5.16: Resultados de Sólidos Dissolvidos ao longo do tempo para os quatros reatores.

Sólidos Dissolvidos (mg/L)												
dias	Reator 1			Reator 2			Reator 3			Reator 4		
	Totais	Fixos	Voláteis									
7	56,038	27,009	29,029	43,503	21,894	21,609	38,451	18,009	20,442	34,692	16,355	18,337
21	58,683	27,4	31,283	59,808	30,082	29,726	52,732	24,112	28,62	44,682	21,141	23,541
35	62,34	26,032	36,316	48,581	21,204	27,377	49,134	22,079	27,055	49,434	22,55	26,884
63	62,69	27,095	35,595	62,195	24,7	37,495	63,87	27,222	36,648	53,853	25,048	28,805
77	68,45	28,375	40,075	63,425	24,275	39,15	57,062	23,15	33,912	53,885	24,645	29,24
122	79,676	31,341	48,335	75,236	22,047	53,19	40,453	14,639	25,815	56,63	23,244	33,386
140	82,709	31,228	51,481	70,869	19,042	51,825	30,464	17,912	12,552	59,006	22,001	7,005
168	74,253	31,93	42,323	41,037	16,153	24,884	21,623	10,977	10,646	36,04	13,987	22,053

As concentrações de sólidos totais apresentaram-se crescentes até o 63º, onde ocorre a regularização da produção de lixiviado entre os reatores. A partir de então nota-se uma queda nos Reatores 3 e 4, e para o Reator 2 uma forte queda na última análise. O Reator 1 obteve sempre uma tendência crescente, até a final do experimento.

Este aumento inicial da concentração dos sólidos se deu em partes ao excesso de água proveniente do LTS que foi sendo eliminada com as coletas de lixiviado. Nota-se que os menores valores para os sólidos totais foram encontrados para as amostras de lixiviado do reator 4, e os maiores para o reator 1. As Figura 5.1 e Figura 5.9 mostram comportamentos inversos entre o volume de lixiviado e a concentração de sólidos.

Já a queda nas concentrações nos reatores tratados após a regularização da produção de lixiviado, pode ser explicada pela água originária do lodo que provocou uma lavagem dos sólidos suspensos no início do experimento. A Figura 5.12 mostra o declínio dos sólidos suspensos em comportamentos semelhantes.

Comparando as Figuras 9, 12 e 15 observa-se que a maior parte dos sólidos estão fase dissolvida. Entre todas as análises realizadas, a proporção de sólidos dissolvidos variou de 88 a 97%.

Alcântara (2007) em pesquisa com aterro simulado com RSD, sem a presença de LTS, observou diminuição da concentração de sólidos totais e dissolvidos até o 200º dia. No caso do experimento, a presença de LTS foi significativa para remoção de sólidos devido a “lavagem” provocada pelo excesso de água. A queda das concentrações ocorreu muito antes aos valores encontrados para o reator controle.

5.4 BIOGÁS

5.4.1 Composição

O comportamento da geração de gases metano e dióxido de carbono por reator, pode ser analisado por meio das Figuras 5.18 a 5.21. Já a Figura 5.22 compara a produção de gás metano entre os quatro reatores. Os dados de origem estão na Tabela 5.17.

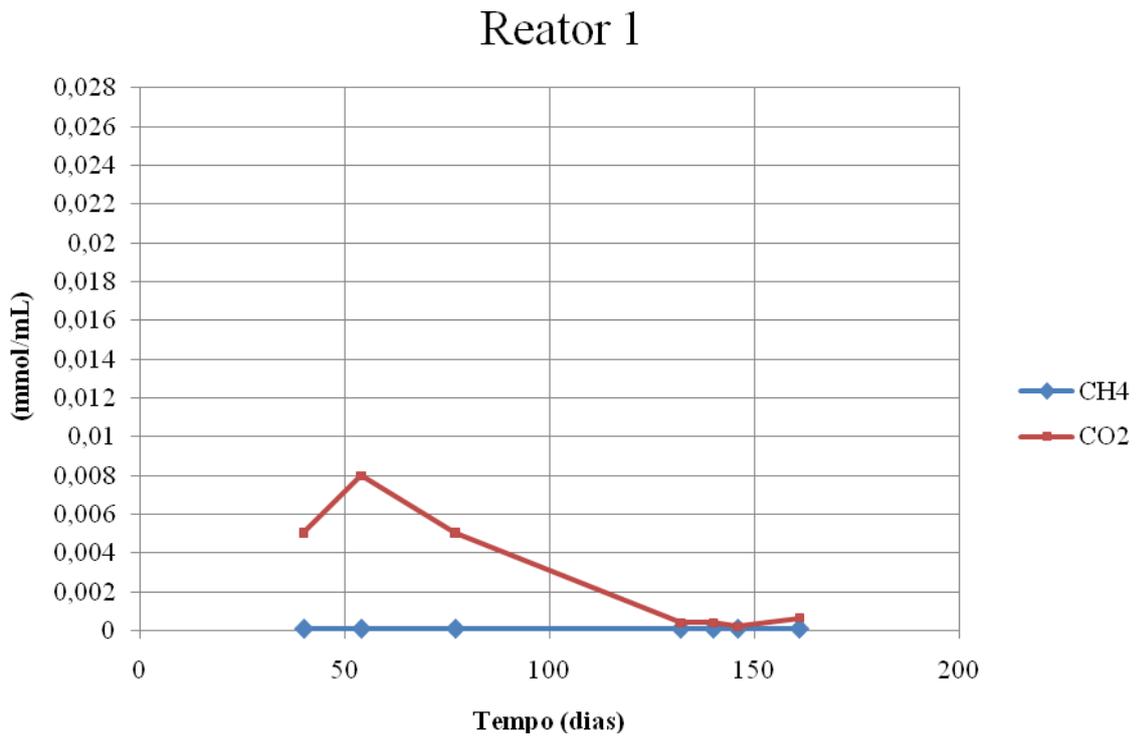


Figura 5.18: Variação de geração de CH₄ e CO₂ ao longo do tempo no reator 1.

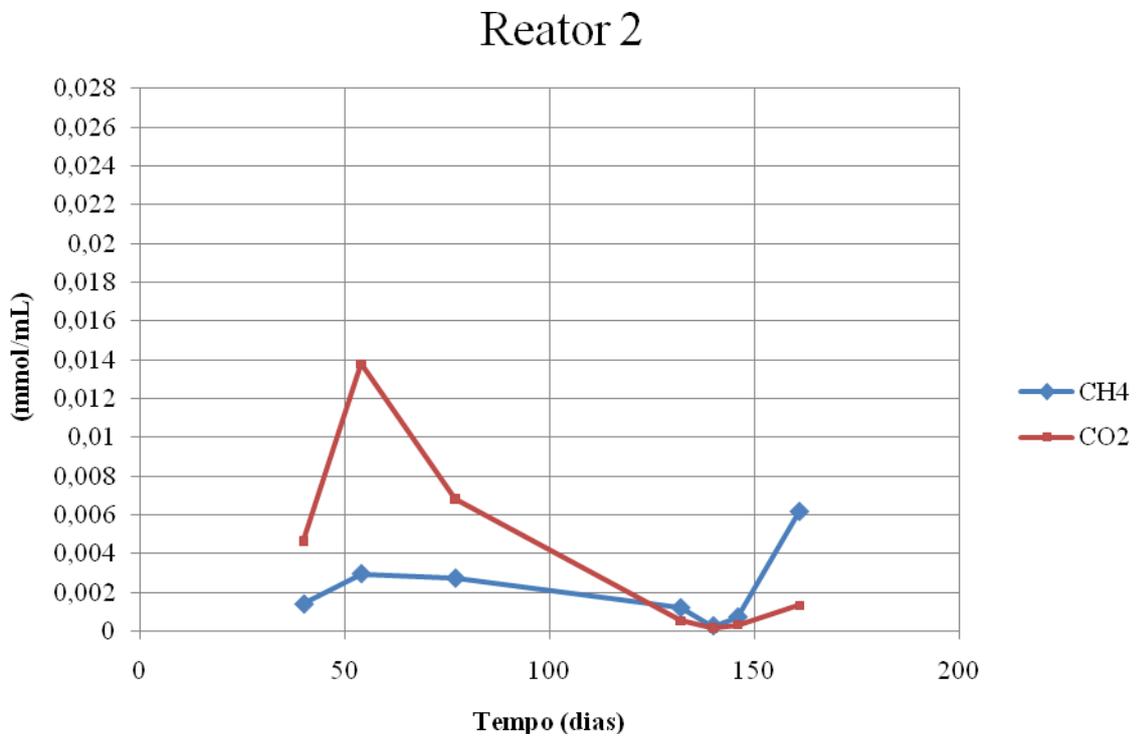


Figura 5.19: Variação de geração de CH₄ e CO₂ ao longo do tempo no reator 2.

Reator 3

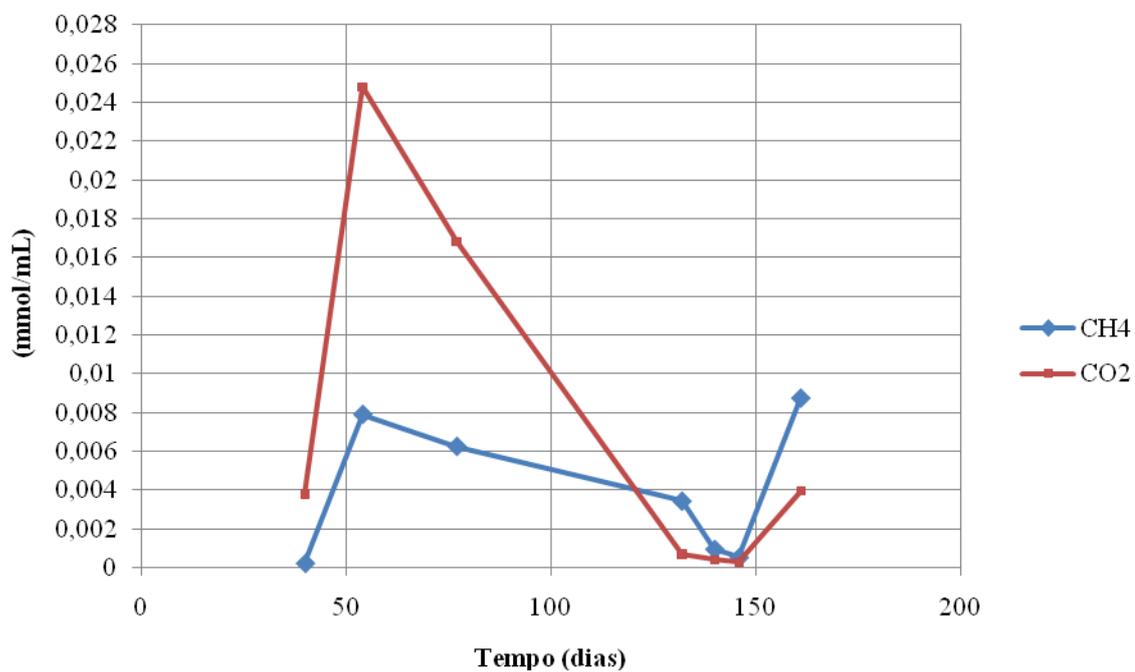


Figura 5.20: Variação de geração de CH₄ e CO₂ ao longo do tempo no reator 3.

Reator 4

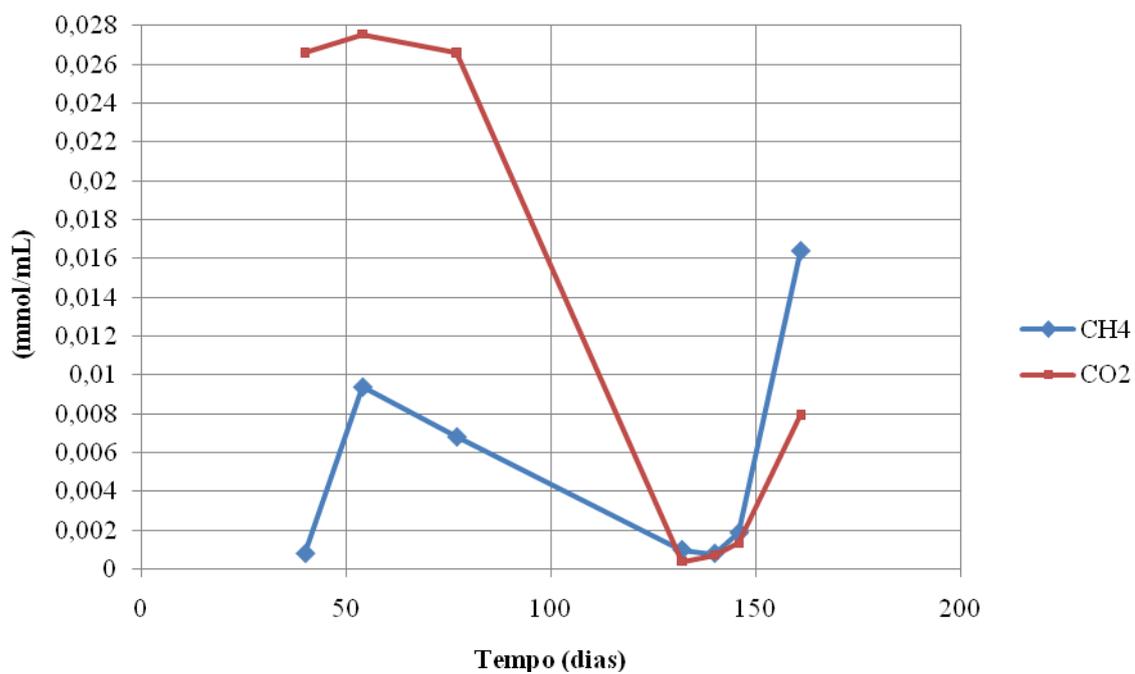


Figura 5.21: Variação de geração de CH₄ e CO₂ ao longo do tempo no reator 4.

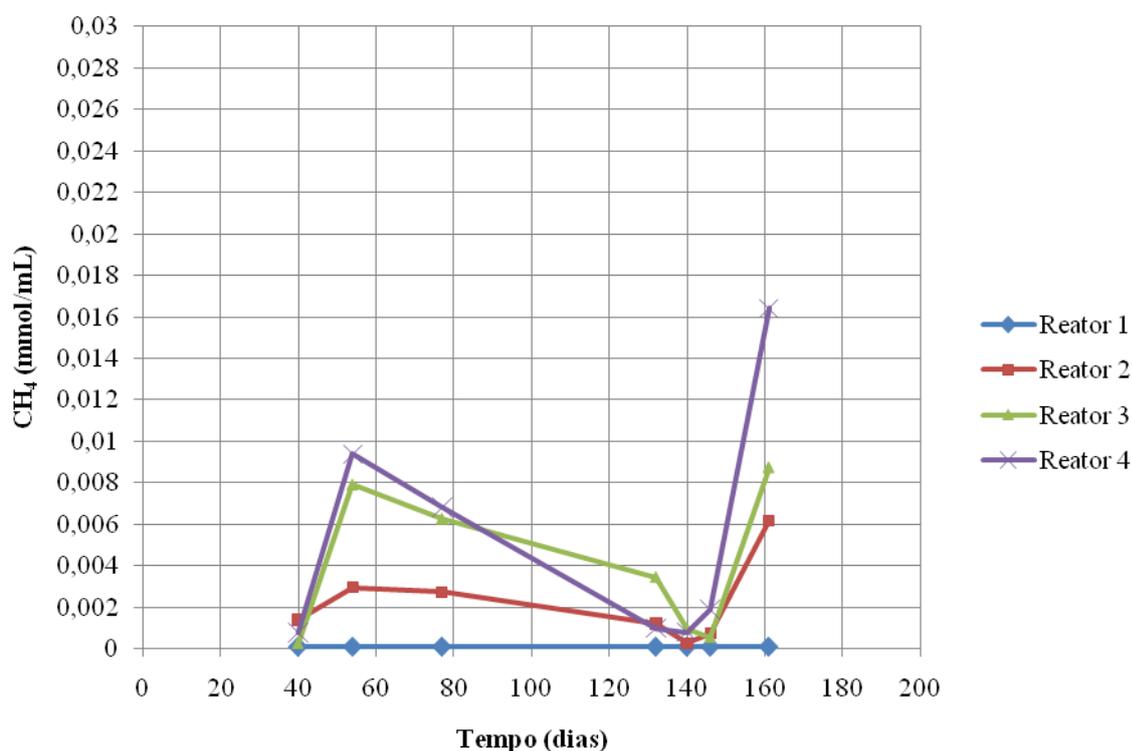


Figura 5.22: Variação de geração de CH₄ ao longo do tempo nos quatro reatores.

Tabela 5.17: Resultados das concentrações de CH₄ e CO₂ ao longo do tempo para os quatro reatores.

Dias	CH ₄ (mmol/ml)				CO ₂ (mmol/ml)			
	Reator 1	Reator 2	Reator 3	Reator 4	Reator 1	Reator 2	Reator 3	Reator 4
40	0,00	0,001394	0,000249063	0,000796	0,005049	0,00466	0,00379366	0,0265988
54	0,00	0,002962	0,007907013	0,00938	0,007998	0,0138	0,02480822	0,0275493
77	0,00	0,00273	0,006260695	0,006807	0,005049	0,00683	0,01682105	0,0265988
132	0,00	0,001205	0,003444112	0,000982	0,00042	0,00056	0,0007057	0,000399
140	0,00	0,000271	0,00097293	0,0008	0,000426	0,00018	0,00042027	0,0007169
146	0,00	0,00073	0,000549044	0,001874	0,00023	0,00034	0,00029685	0,0013458
161	0,00	0,006174	0,008741027	0,016411	0,000655	0,00135	0,00394504	0,0079459

Inicialmente nota-se que a introdução de LTS foi determinante para que houvesse produção de gás metano antecipadamente. Já que para todas as análises feita para o Reator 1 não foi encontrado traços de gás metano. Isto se deve ao fato do LTS já se encontrar em uma fase de degradação mais avançada do que a FORSD, portanto houve o aparecimento de bactérias metanogênicas mais rapidamente.

Analisando as Figuras 5.19 a 5.21 observa-se que no início do experimento a concentração de CO₂ apresentava-se maior do que a de CH₄. Mas a partir da quarta análise a concentração de CH₄ passa a ser maior do que a de CO₂, permanecendo assim até o final do experimento. De modo geral, a curva de CO₂ seguiu a tendência de queda com o tempo, enquanto a de CH₄ aumentou. Este comportamento já era esperado, pois acompanha a tendência das fases de degradação descrita por Bidone & Povinelli (1999), ilustrado pela Figura 3.14.

Entre os reatores que foram tratados com LTS, as concentrações encontradas de CH₄ e CO₂ foram maiores para aqueles que receberam maiores quantidades de LTS. Pois uma maior quantidade de LTS introduziu ao sistema um número maior de bactérias produtoras de biogás.

Os dados observados junto as análises de biogás apresentam o comportamento mais benéfico da co-disposição aqui estudada. Com aceleração da degradação da matéria orgânica e antecipação da geração de biogás, seria possível reduzir os custos para o gerenciamento dos aterros sanitário. Já que surge a oportunidade de gerar renda a partir da produção de energia e comercialização de créditos de carbono.

5.4.2 Produção

Em virtude dos problemas ocorridos com o sistema de medição de volume do biogás, as estimativas de produção de gás metano foram feitas com bases teóricas, apresentadas por Ward⁴ (1990 apud SCHALCH, 1992).

Segundo Ward⁴, 1,0 g de DQO removida equivale a 0,35 L de CH₄. A Tabela 5.18 apresenta a produção teórica de biogás de cada reator.

Tabela 5.18: Produção teórica de biogás para cada reator.

	Reator 1	Reator 2	Reator 3	Reator 4
DQO _{entrada} (g)	13,909	21,533	29,158	36,782
DQO _{saída} (g)	10,938	10,474	9,363	9,962
DQO _{removida} (g)	2,971	11,060	19,795	26,820
Volume de metano (L)	1,0	3,9	6,9	9,4

⁴ WARD, R. F. **Fundamental Considerations in Anaerobic Digestion**. Manuscrito de apostila cedido como informação pessoal ao autor.

Como era de se esperar, os valores encontrados de produção foram maiores para os reatores que receberam maiores quantidade de LTS. Devido a presença do lodo a FORSD, houve aceleração da degradação anaeróbia e maior remoção de DQO, conseqüentemente maior volume de metano produzido.

Vale ressaltar novamente, que valores teóricos não refletem exatamente a realidade, como pode ser visto no valor encontrado para o reator 1. As análises de cromatografia não detectaram a presença de gás metano.

6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

6.1 CONCLUSÕES

Pode-se concluir que a adição do LTS acelerou o processo de degradação da fração de matéria orgânica dos resíduos sólidos domiciliares. Este fato ficou claro nas análises de composição do biogás, com o aparecimento precoce do gás metano, por meio da produção de nitrogênio amoniacal, pela remoção de DQO da massa de orgânica nos reatores e pelo os valores encontrados de produção de gás metano.

No entanto, o fato desta aceleração ter ocorrido não garante que haja apenas vantagens a co-disposição entre o lodo de tanques sépticos e resíduos sólidos domiciliares. É bem verdade que com a antecipação da presença do gás metano se tem um fator positivo, pensando pelo lado econômico, com o maior potencial para geração de energia. Por outro lado, notou-se que a adição de LTS em células de aterro sanitário geraria problemas operacionais e conseqüentemente custos adicionais na operação. Como pode ser visto no excesso de lixiviado produzido, em função da característica do LTS, que ao contrario do que se esperava diante da literatura, em campo encontra-se um material líquido ao invés de sólido.

6.2 SUGESTÕES E RECOMENDAÇÕES

- i. Para o monitoramento da temperatura não utilizar termopares do tipo K. Não são ideais para ambientes como de um reator anaeróbio;
- ii. Para medição do volume de biogás, procurar equipamentos específicos como gasômetros ou *bags*. O modelo aqui apresentado, apesar de ter funcionado em outras pesquisas, é muito impreciso e sujeito a falhas constantes;
- iii. Para experimentos em pequena escala, evitar recipientes fabricados para outras finalidades. Neste caso seria ideal a confecção de um recipiente específico. Devido ao problema em controlar a vedação de gases;
- iv. Realizar o monitoramento do experimento em período superior a 6 meses. A fim de alcançar e estudar as outras fases da digestão anaeróbia;

- v. Inserir os materiais inertes presentes nos resíduos sólidos domiciliares;
- vi. Prever o monitoramento das características da massa de matéria orgânica presente no interior dos reatores;
- vii. Utilizar reatores em maiores proporções, para que se aproxime mais da realidade de uma célula de aterro sanitário;
- viii. Incluir simulador de chuvas;
- ix. Avaliar o recalque ocorrido.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALCANTARA, P. B. **Avaliação da Influência da Composição dos Resíduos Sólidos Urbanos no Comportamento de Aterros Simulados**. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Pernambuco, Pernambuco, 2007.

ALLÉRÉS, D. **Luxo...: estratégias, marketing**. São Paulo: Ed. FGV, 2000. ISBN 9788522503292.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 10004. Resíduos Sólidos - Classificação. Rio de Janeiro, 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 13896. Aterro de resíduos não perigosos – critérios para projetos, implantação e operação. Rio de Janeiro, 1997.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 7229. Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos. Rio de Janeiro, 1993.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 8419. Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos. Rio de Janeiro, 1992.

BIDONE, F. R. A; POVINELLI, J. **Conceitos Básicos de Resíduos Sólidos**. 1º Edição. São Carlos, SP: EESC-USP, 1999.

BRASIL. Lei nº 9.638, de 31 de agosto de 1931. Dispõe sobre a Política Nacional de Meio Ambiente. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 31 ago. 1981. Seção 1, p. 102.

CAPSTONE TURBINE. Disponível em: <http://www.capstoneturbine.com/_docs/CR30.pdf>. Acesso em: 18 de maio de 2009.

CAPSTONE TURBINE. Disponível em: <http://www.capstoneturbine.com>. Acesso em: 18 de maio de 2009.

CENTRO DE INSTRUÇÃO E ADAPTAÇÃO DA AERONÁUTICA. Disponível em: <<http://www.ciaar.com.br>>. Acesso em: 18 de maio de 2009.

CETESB - COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Inventário de Resíduos Sólidos Domiciliares: relatório 2007**. São Paulo, SP, 2008.

CHERNICHARO, C. A. de L. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias – Volume 5: Reatores Anaeróbios**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1997.

CHURCHILL, G. Jr. e PEPPER, P.J. **Marketing: criando valor para os clientes**. São Paulo: Saraiva, 2000.

COMPANHIA DE DESENVOLVIMENTO URBANO DO ESTADO DA BAHIA – CONDER. **Manual de Operação de Aterros Sanitários**. Salvador, 2002.

CORTEZ, L.A.B e LORA, E.S. **Tecnologias de conversão energética da biomassa**. Manaus, AM: EDUA/EFEI, 1997. 540p.

FAGUNDES, M. V. Moeda Forte. **BIO - Revista brasileira de saneamento e meio ambiente**, Rio de Janeiro, ABES, ano XIII, n. 26, p. 20-21, 2003.

FOCKINK. Disponível em: <http://www.fockink.ind.br>. Acesso em: 18 de maio de 2009.

FRÉSCA, F. R. C. **Estudo da Geração de Resíduos Sólidos Domiciliares no Município de São Carlos, SP, a partir da Caracterização Física**. Dissertação de Mestrado. São Carlos, SP. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade São Paulo, 2007.

GOMES, L. P. **Estudo da Caracterização Física e da Biodegradabilidade dos Resíduos Sólidos Urbanos nos Aterros Sanitários**. Dissertação de Mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, SP, 1989.

ICATERM. Disponível em: <http://www.icaterm.com.br>. Acesso em: 18 de maio de 2009.

INDICADORES E DADOS BÁSICOS. Índice de Mortalidade, Ministério da Saúde, 2003.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo demográfico 2000**. Rio de Janeiro, 2002.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Contagem da População 2007**. Rio de Janeiro, 2007.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2000**. Rio de Janeiro, 2002.

INSTITUTO DE PESQUISA ECONOMICA APLICADA. Sistema Nacional de Informações de Saneamento, 2003.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. **Climate Change 2007: Synthesis Report**. Valência, Espanha, 2007.

JORDÃO, E. P. e PESSÔA, C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 4º ed. Rio de Janeiro: Seprac, 2005. 932 p. ISBN 85-905545-1-1.

LINS, E. A. M. **A utilização da Capacidade de Campo na Estimativa do Lixiviado Gerado no Aterro da Muribeca**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2003.

PATZA, E. **Aplicação de Modelos Matemáticos para Definição de Parâmetros Hidráulicos e Cinéticos de Tanques Sépticos**. Dissertação de Mestrado. Curitiba, PR. Universidade Federal do Paraná, 2006.

PECORA, V; FIGUEIREDO, N. J. V; VELAZQUEZ S. M. S. G; COELHO, S. T. **Aproveitamento do Biogás Proveniente de Aterro Sanitário para Geração de Energia Elétrica e Iluminação a Gás**. Poços de Caldas, MG: VIII Conferência Internacional de Aplicações Industriais, 2008.

PREFEITURA DE MATEUS LEME, MG. Disponível em: <<http://www.mateusleme.mg.gov.br>>. Acesso em: 7 de janeiro de 2009.

SÃO PAULO. Lei nº 12.300, de 16 de março de 2006. Dispõe sobre a Política Estadual de Resíduos Sólidos. São Paulo, SP, 16 mar. 2006. p. 22.

SCHALCH, V. **Análise Comparativa do Comportamento de Dois Aterros Sanitários Semelhantes e Correlações dos Parâmetros do Processo de Digestão Anaeróbia**. Tese de Doutorado. São Carlos, SP. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 1992.

SCHALCH, V. **Produção e Caracterização de Chorume em Processo de Decomposição de Lixo Urbano**. Dissertação de Mestrado. São Carlos, SP. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade São Paulo, 1984.

SECRETÁRIA DE MEIO AMBIENTE (SMA) DO ESTADO DE SÃO PAULO. Disponível em: <http://www.ambiente.sp.gov.br/destaque/2004/marco/25_termeletrica.htm>. Acesso em: 21 de maio de 2009.

SEGATO, L. M.; SILVA, C. L. **Caracterização do Lixiviado do Aterro Sanitário de Bauru**. XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. Porto Alegre, 2000.

SOUTO, G.de B. **Efeito da Variação Gradual da Taxa de Reciculação do Lixiviado em Reatores Anaeróbios Híbridos na Digestão da Fração Orgânica dos Resíduos Sólidos Urbanos.** Dissertação de Mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, SP, 2005.

SOUZA, A.T.; SILVA, C. P. da.; FEIJÓ, N. M.; FERRÃO, P. S.; MADRUGA, V. F.; P.; VIERIA, V. M. **A Obsolescência Planejada: Uma Reflexão Frente aos Problemas Socioambientais do Planeta.** Foz do Iguaçu, PR: XXVII Encontro Nacional de Engenharia de Produção, 2007.

TCHOBANOGLIOUS, G. e THEISEN, H. & VINIL, S. **Integrated Solid Waste Management.** Engineering principles and management issues. Irwin MacGraw-Hill. 1993.

UNITED STATE ENVIROMENT PROTECT AGENCY – USEPA. Renewable Energy Annual. 1996.