UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS

Flávia de Arruda Ferreira

AVALIAÇÃO DA VIABILIDADE DO TRATAMENTO DE LÍQUIDOS PERCOLADOS EM ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO

São Carlos - SP
2008

Flávia de Arruda Ferreira

AVALIAÇÃO DA VIABILIDADE DO TRATAMENTO DE LÍQUIDOS PERCOLADOS EM ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO

Trabalho de graduação apresentado à Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para graduação em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Assoc. Valdir Schalch

São Carlos – SP
2008

AUTORIZO A REPRODUÇÃO E DIVULGAÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO, POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

Ficha catalográfica preparada pela Seção de Tratamento
da Informação do Serviço de Biblioteca – EESC/USP

F383a

Ferreira, Flávia de Arruda
Avaliação da viabilidade do tratamento de líquidos percolados em estação de tratamento de esgoto / Flávia de Arruda Ferreira ; orientador Valdir Schalch. -- São Carlos, 2008.

Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental) -- Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, 2008.

1. Líquidos percolados. 2. Aterro sanitário. 3. Estação de tratamento de esgoto. 4. Resíduos sólidos urbanos. 5. Atividade metanogênica específica. I. Título.

FOLHA DE APROVAÇÃO

Candidato: Flávia de Arruda Ferreira

Monografia defendida e aprovada em: 01 de dezembro de 2008 pela Comissão Julgadora:

Prof. Dr. Valdir Schalch

Prof. Dr. Marcelo Zaiat

Dra. Eloisa Pozzi

Prof. Dr. Marcelo Zaiat
Coordenador da Disciplina SHS-0342- Trabalho de Graduação

Dedico este trabalho aos meus pais Renato e Maria,
por tudo o que sou hoje.

AGRADECIMENTOS

A Deus, pela vida;

Ao Professor Valdir Schalch pela orientação deste trabalho, incentivo e bom humor;

Ao Professor Marcelo Zaiat por ter sugerido o teste de AME, me ajudado na discussão dos resultados com paciência e pelas palavras tranqüilizadoras durante todo o curso;

A Eloísa Pozzi por ter me orientado na preparação dos experimentos e me ensinado sobre microscopia;

Ao Professor Mario Andrade Filho por me ajudar na análise estatística dos dados;

A todos do laboratório de saneamento que me ajudaram com os experimentos;

A todos os funcionários do Departamento de Hidráulica e Saneamento e do prédio da Engenharia Ambiental, especialmente à Rose;

Aos meus avós Antonio e Inalva, a vó Regina e (bisa)vó Dalva por me apoiarem nas minhas decisões e por serem exemplos de vida;

À minha irmã querida, que se tornou minha amiga apesar da distância;

À minha tia Fabiana por me ensinar tudo sobre morar sozinha;

Às minhas amigas de infância por me ensinarem o que é a verdadeira amizade;

Aos amigos que fiz durante a faculdade, em especial Dani, Lila, Eve e Dri, por tudo o que vivemos juntas;

Ao Gustavo pelo otimismo e incentivo nessa fase importante da minha vida.

RESUMO

FERREIRA, F. A. **Avaliação da viabilidade do tratamento de líquidos percolados em Estação de Tratamento de Esgoto.** 2008. 96 p. Trabalho de graduação – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008.

A disposição adequada dos resíduos sólidos urbanos em aterros sanitários não significa o fim desse problema de saneamento ambiental. Nesse sistema de disposição há a geração de líquidos percolados com elevada carga poluidora. O principal objetivo desse trabalho foi avaliar a possibilidade de tratamento dos líquidos percolados gerados no aterro sanitário de São Carlos na Estação de Tratamento de Esgoto da cidade. Foram realizados testes de atividade metanogênica específica para avaliar se a presença de líquidos percolados em amostras com esgoto sanitário e lodo proveniente de reator UASB influencia na produção de metano. Os dados foram analisados com testes estatísticos de correlação linear (teste de correlação de Pearson) e não linear (teste de correlação de Spearman). A velocidade máxima e média de produção de metano para a pior condição de efluente foi de $1{,}23 \times 10^{-4}$ e $4{,}07 \times 10^{-5}$ $gCH_4/gSTVh$ e para a melhor condição foi de $1{,}06 \times 10^{-4}$ e $4{,}16 \times 10^{-5}$ $gCH_4/gSTVh$, respectivamente. Para o tamanho da amostra analisada, não houve correlação estatística significativa entre o aumento de líquidos percolados na amostra e a diminuição da produção de metano, indicando que a presença de percolados não influencia no tratamento. Os resultados obtidos no estudo indicam a possibilidade de tratar os líquidos percolados produzidos no aterro sanitário de São Carlos na Estação de Tratamento de Esgoto, sem prejuízo para a qualidade do efluente dos reatores anaeróbios.

Palavras-chave: Líquidos percolados, aterro sanitário, Estação de Tratamento de Esgoto, resíduos sólidos urbanos, atividade metanogênica específica.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Esquema da digestão anaeróbia 40
Figura 2. Esquema das instalações do aterro sanitário de São Carlos-SP em 2005 54
Figura 3. Foto aérea em 01/11/2007 do tratamento preliminar da ETE Monjolinho, São Carlos 56
Figura 4. Foto aérea em 01/11/2007 dos módulos dos reatores UASB da ETE Monjolinho, São Carlos 57
Figura 5. Foto aérea em 01/11/2007 dos flotadores da ETE Monjolinho, São Carlos 57
Figura 6. Foto aérea em 01/11/2007 da visão geral da ETE Monjolinho, São Carlos 58
Figura 7 - Perfil temporal da massa de metano produzida (M_t) ao longo do tempo no frasco 1 (controle – esgoto sanitário) 73
Figura 8 - Perfil temporal da massa de metano produzida (M_t) ao longo do tempo no frasco 2 (controle – líquido percolado) 74
Figura 9 - Perfil temporal da massa de metano produzida (M_t) ao longo do tempo no frasco 3 (pior condição) 74
Figura 10 - Perfil temporal da massa de metano produzida (M_t) ao longo do tempo no frasco 4 (condição intermediária) 75
Figura 11 - Perfil temporal da massa de metano produzida (M_t) ao longo do tempo no frasco 5 (melhor condição) 75
Figura 12 - Gráfico de quantidade máxima de metano obtida (g) em relação à proporção de líquidos percolados no frasco 76
Figura 13 - Gráfico do tempo necessário para se obter a metade da máxima quantidade de metano (h) em relação à proporção de líquidos percolados no frasco 77
Figura 14 – Derivada da curva hiperbólica do frasco 1, indicando as velocidades máxima e média 79
Figura 15 - Derivada da curva hiperbólica do frasco 3, indicando as velocidades máxima e média 79
Figura 16 - Derivada da curva hiperbólica do frasco 4, indicando as velocidades máxima e média 80
Figura 17 - Derivada da curva hiperbólica do frasco 5, indicando as velocidades máxima e média 80
Figura 18 - Velocidade máxima de produção e metano (g CH_4/g STV h) em relação à proporção de líquidos percolados na amostra 81
Figura 19 - Velocidade média de produção e metano (g CH_4/g STV h) em relação à proporção de líquidos percolados na amostra 81
Figura 20 - Microscopia do lodo do UASB, evidenciando a presença de fungos 85
Figura 21 - Microscopia do lodo do UASB, evidenciando a presença de filamentos e cocos . 85
Figura 22 - Microscopia do lodo do UASB, evidenciando organismos semelhantes às *Methanosarcina* 85
Figura 23 - Microscopia no lodo da amostra 2, evidenciando a presença de fungos 86
Figura 24 - Microscopia no lodo da amostra 4, evidenciando a presença da cadeia de cocos . 86
Figura 25 - Microscopia no lodo da amostra 1, evidenciando organismos morfologicamente semelhantes às BRS 87
Figura 26 - Microscopia no lodo da amostra 4, evidenciando organismos semelhantes às *Methanosaeta* 87
Figura 27 - Microscopia no lodo da amostra 1, evidenciando organismos semelhantes às *Methanosarcina* 87
Figura 28 - Microscopia no lodo da amostra 3, evidenciando a presença de bacilos fluorescentes 88

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Composição física dos resíduos sólidos da cidade de São Carlos.....22
Tabela 2 - Disposição final dos resíduos sólidos urbanos nas regiões do Brasil, com destaque para o Estado de São Paulo 28
Tabela 3 - Tratamento dos resíduos sólidos urbanos nas regiões do Brasil, com destaque para o Estado de São Paulo 29
Tabela 4 - Critérios técnicos de seleção de área para aterro sanitário, de acordo com ABNT (NBR 10.157) 30
Tabela 5 - Critérios econômicos de seleção de área para aterro sanitário.....31
Tabela 6 - Critérios político-sociais de seleção de área para aterro sanitário.....31
Tabela 7 - Probabilidade de ocorrência de acidentes decorrentes de um aterro de resíduos - Riscos ambientais 33
Tabela 8 - Probabilidade de ocorrência de acidentes decorrentes de um aterro de resíduos - Riscos à saúde humana 34
Tabela 9 - Composição do chorume de aterros sanitários, valores em faixa.....44
Tabela 10 - Valores observados de DBO, DQO e relação DBO/DQO em amostras de percolado de aterros sanitários na fase metanogênica 45
Tabela 11 - Intervalos observados nos aterros avaliados por Krug e Ham (1997).....45
Tabela 12 - Dados da produção de líquidos percolados no aterro sanitário de São Carlos.....54
Tabela 13 - Crescimento populacional de São Carlos e previsão da vazão do esgoto sanitário 55
Tabela 14 - Concentração dos sólidos totais no lodo do reator UASB do Campus da ESSC..63
Tabela 15 - DQO inicial dos substratos utilizados 64
Tabela 16 - Caracterização do líquido percolado da caixa de passagem 2.....64
Tabela 17 - Volumes de inóculo, esgoto sanitário e líquido percolado em cada frasco.....66
Tabela 18 - Dados dos testes realizados com as amostras dos frascos no início (apenas a DQO) e no final do experimento (DQO, ácidos voláteis, alcalinidade a bicarbonato, sólidos totais, fixos e voláteis 72
Tabela 19 - Valores dos parâmetros α e β das equações hiperbólicas dos dados dos frascos 1, 3, 4 e 5 e a equação da reta dos dados do frasco 2 com os respectivos coeficientes de determinação.....76
Tabela 20 - Velocidades máxima e média de produção de metano dos frascos 1 a 5.....80

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO 17

2. OBJETIVOS 19

2.1. OBJETIVO GERAL 19
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS 19

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA 20

3.1. RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS 20
3.1.1. Definição, Classificação e Caracterização *20*
3.1.2. Legislação *22*
3.1.3. Sistemas de Tratamento e Disposição dos Resíduos Sólidos Urbanos *23*
3.1.4. Problemática *25*
3.2. ATERRO SANITÁRIO 27
3.2.1. Definição e Dados *27*
3.2.2. Critérios para Seleção da Área do Aterro Sanitário *29*
3.2.3. Impactos ambientais em Aterros Sanitários *32*
3.3. LÍQUIDOS PERCOLADOS 35
3.3.1. Definição e Processo de formação *35*
3.3.2. Composição *42*
3.3.3. Tecnologias de Tratamento *46*
3.4. CARACTERIZAÇÃO DO ATERRO SANITÁRIO DE SÃO CARLOS 53
3.5. CARACTERIZAÇÃO DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO DE SÃO CARLOS 55
3.5.1. Reatores UASB *58*
3.6. TESTE DE ATIVIDADE METANOGÊNICA ESPECÍFICA (AME) 59
3.6.1. Concentração inicial de inóculo *60*
3.6.2. Tipo e concentração de substrato *61*
3.6.3. Métodos de medição do biogás *62*

4. MATERIAIS E MÉTODOS 63

4.1. FRASCOS 63
4.2. INÓCULO 63
4.3. SUBSTRATOS 63
4.4. CONDIÇÃO EM CADA FRASCO 64
4.5. MONTAGEM DO EXPERIMENTO 66
4.6. DETERMINAÇÃO DO METANO 66
4.7. CÁLCULO DA ATIVIDADE METANOGÊNICA 67
4.8. ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS 70
4.9. MICROSCOPIA 71

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO 72

5.1. ATIVIDADE METANOGÊNICA 72
5.2. MICROSCOPIA 84

6. CONCLUSÕES 89

7. RECOMENDAÇÕES 90

8. BIBLIOGRAFIA 91

1. INTRODUÇÃO

As características de consumo da sociedade moderna instituíram problemas de degradação ambiental por lançamentos cada vez maiores e indiscriminados de dejetos líquidos, sólidos e gasosos, de origens comerciais, industriais ou residenciais. A geração crescente de resíduos sólidos urbanos, associada a uma falta de investimentos no setor de saneamento, leva à propagação da disposição dos resíduos em locais como córregos, rios ou, ainda, terrenos distantes. Em grande parte, estas disposições finais são desprovidas de técnicas adequadas de tratamento, instituindo agravantes ambientais como a contaminação de mananciais de águas superficiais e/ou subterrâneas (GOMES, 2005).

Com relação aos resíduos sólidos urbanos, há técnicas de tratamento (reciclagem, compostagem e incineração) e disposição, como em aterros sanitários, que visam à minimização dos impactos ambientais. Porém, mesmo com disposição adequada, há possibilidade de contaminação do meio ambiente por processos biológicos de decomposição que ocorrem naturalmente nos aterros, com formação de líquidos percolados apresentando elevada carga poluidora.

O gerenciamento inadequado deste percolado pode levar à poluição dos compartimentos ambientais, em particular, o solo, águas superficiais e águas subterrâneas. Por este motivo, a concepção e o controle de um sistema de disposição final de resíduos sólidos urbanos em aterros sanitários devem contemplar, além dos aspectos operacionais nos processos de aterramento, o conhecimento das características do percolado gerado para o dimensionamento adequado do sistema de tratamento do mesmo (GOMES, 2005).

Uma alternativa que tem crescido proporcionalmente à disponibilidade de estações de tratamento de esgotos (ETE) é o co-tratamento do percolado nessas instalações. Normalmente a quantidade de percolado coletado nos aterros é bem menor que o volume tratado nas ETE, de forma que mesmo apresentando uma concentração elevada de matéria orgânica, a diluição

com o esgoto reduz significativamente o impacto sobre o processo. Apesar da conveniência, a concentração de determinados contaminantes, especialmente metais pesados, deve ser ponderada e monitorada (HAMADA, SILVA, GIACHETI, 2004).

Nas ETE, em unidades de tratamento anaeróbio é necessário o monitoramento da qualidade do lodo, buscando aumentar a eficiência do processo. Uma das formas de acompanhar o desenvolvimento do lodo é o teste da atividade metanogênica específica (AME), que quantifica a produção de metano pelos microrganismos anaeróbios sob determinadas condições.

Nesse trabalho, foi utilizado o teste de AME para avaliar possibilidade de tratamento dos líquidos percolados do aterro sanitário de São Carlos na Estação de Tratamento de Esgoto da cidade.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo geral

O objetivo desse trabalho foi avaliar a possibilidade de tratamento dos líquidos percolados gerados no aterro sanitário de São Carlos na Estação de Tratamento de Esgoto da cidade.

2.2. Objetivos específicos

Os objetivos específicos foram:

- avaliar a produção de metano, através do teste da atividade metanogênica específica, de três diferentes proporções de esgoto sanitário e líquidos percolados;

- avaliar a influência da presença dos líquidos percolados no tratamento de esgoto sanitário;

- caracterizar morfologicamente os principais microrganismos presentes nos frascos com diferentes proporções de líquidos percolados.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. Resíduos Sólidos Urbanos

3.1.1. Definição, Classificação e Caracterização

Os resíduos sólidos são definidos pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) pela Norma Brasileira Registrada (NBR) 10.004 como resíduos nos estados sólido e semi-sólido, que resultam da atividade da comunidade de origem: industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e da varrição. Ficam incluídos nessa definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgoto ou corpos d'água, ou exijam para isso soluções técnicas economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia disponível.

Podem ser classificados de acordo com vários critérios, baseados em determinadas características ou propriedades identificadas. Segundo Naruo (2003), as características descritas na literatura são: natureza física, composição química, grau de biodegradabilidade, periculosidade de um resíduo e origem.

A NBR 10.004 classifica os resíduos sólidos de acordo com sua periculosidade, ou seja, característica apresentada pelo resíduo em função de suas propriedades físicas, químicas ou infectocontagiosas, que podem representar potencial de risco à saúde pública e ao meio ambiente. As classes apontadas na Norma estão descritas a seguir

1) Resíduos Classe I – Perigosos. São aqueles que apresentam periculosidade ou uma das seguintes características: inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade ou patogenicidade.

2) Resíduos Classe II – Não Perigosos.

Resíduos Classe II A – Não Inertes. São aqueles que não se enquadram nas classificações de resíduos classe I - Perigosos ou de resíduos classe II B – Inertes, nos termos

da NBR 10.004 . Os resíduos classe II A são não inertes e podem ter as seguintes propriedades: biodegradabilidade, combustibilidade ou solubilidade em água.

Resíduos classe II B – Inertes. Quaisquer resíduos que, quando amostrados de uma forma representativa, segundo a NBR 10.007, e submetidos a um contato dinâmico e estático com água destilada ou desionizada, à temperatura ambiente, conforme NBR 10.006, não tiverem nenhum de seus constituintes solubilizados a concentrações superiores aos padrões de potabilidade de água, excetuando-se aspecto, cor, turbidez, dureza e sabor.

Considerando a fonte geradora dos resíduos, eles podem ser classificados em urbanos; industriais; de serviços de saúde; de portos, aeroportos, terminais rodoviários e ferroviários; radioativos, entulho e agrícolas (CASTRO, 2001). Segundo Schalch (1992), na categoria de resíduos sólidos urbanos (RSU) estaria incluído o resíduo domiciliar, isto é, o lixo produzido nas residências; o comercial, proveniente de estabelecimentos como escritórios, lojas e hotéis; os de varrição e de serviços, como feiras livres, capinação e poda. De acordo com a NBR 8.419 (ABNT, 1992), os RSU são os resíduos sólidos gerados num aglomerado urbano, excetuados os resíduos industriais perigosos, hospitalares sépticos e de aeroportos e portos.

Quanto à caracterização física, os RSU são compostos por matéria orgânica, papel, papelão, trapos, couro, plástico duro, plástico mole, metais ferrosos, metais não-ferrosos, vidro, borracha, madeira e outros. Na cidade de São Carlos, Gomes (1989) caracterizou os RSU, chegando às proporções da Tabela 1.

Tabela 1 - Composição física dos resíduos sólidos da cidade de São Carlos

COMPONENTE	CLASSIFICAÇÃO	% MÉDIA EM MASSA (BASE ÚMIDA)
Matéria orgânica putrescível	FD	56,7
Papel e papelão	MD	21,3
Plástico	DD	8,5
Metal	ND	5,4
Trapos	DD	3,4
Madeira, couro, borracha	DD	2,3
Vidro	ND	1,4
Inertes	ND	1,3
Total		100

Peso específico ≈ 136,40kg/m^3
Teor de umidade médio = 46,4%
FD – Facilmente degradável
MD – Moderadamente degradável
DD – Dificilmente degradável
ND – Não degradável
Fonte: GOMES (1989)

3.1.2. Legislação

No Brasil os resíduos sólidos são abordados em diversas leis e determinações técnicas que consideram seu manuseio, tratamento e disposição.

O Decreto Estadual de São Paulo nº 8468 de 1976 aprova a Lei nº 997 de 1976 que dispõe sobre a prevenção e controle da poluição do meio ambiente. Esta lei proíbe depositar, dispor, descarregar, enterrar, infiltrar ou acumular no solo resíduos poluentes em qualquer estado da matéria. Além disso, de acordo com o artigo 52, o solo somente poderá ser utilizado para destino final de resíduos de qualquer natureza, desde que sua disposição seja feita de forma adequada, estabelecida em projetos específicos de transporte e destino final, ficando vedada a simples descarga ou depósito, seja em propriedade pública ou particular.

A Resolução CONAMA 001/1986 estabelece que os aterros sanitários e atividades de processamento e destino final de resíduos tóxicos e perigos necessitam de elaboração de estudo de impacto ambiental e respectivo relatório de impacto ambiental.

A Resolução CONAMA 308/2002 considera as dificuldades dos municípios de pequeno porte para implantação e operação de sistemas de disposição final de resíduos sólidos, na forma em que são exigidos no processo de licenciamento ambiental e estabelece critérios e procedimentos para o licenciamento ambiental de unidades de disposição final de

resíduos sólidos e para obras de recuperação de áreas degradadas pela disposição inadequada dos resíduos sólidos.

O Projeto de Lei que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos e a Lei Estadual de São Paulo nº 12.300 de 16 de março de 2006 que institui a Política Estadual de Resíduos Sólidos, apresentam muitos pontos em comum. A Gestão dos Resíduos Sólidos teve ênfase nas duas políticas, tanto para municípios, quanto para empreendimentos e, para estes últimos, o plano de gestão dos resíduos sólidos é parte integrante do processo de licenciamento ambiental.

Ainda, ambas as políticas reforçam a gradação de ações em relação aos resíduos sólidos, como não-geração, redução, reutilização e tratamento de resíduos sólidos, bem como destinação final ambientalmente adequada dos rejeitos. A educação ambiental e os programas de reciclagem também fazem parte do norteamento das duas políticas.

A Política Nacional de Resíduos Sólidos apresenta um diferencial quanto aos instrumentos a serem aplicados. Ela introduz a análise e avaliação do ciclo de vida de produtos como forma de fazer um levantamento técnico e estudo das conseqüências ambientais decorrentes do ciclo de vida do produto relacionados à geração de resíduos sólidos.

3.1.3. Sistemas de Tratamento e Disposição dos Resíduos Sólidos Urbanos

Sistemas de tratamento de resíduos sólidos consistem no conjunto de unidades, processos e procedimentos que alteram as características físicas, químicas ou biológicas dos resíduos e conduzem à minimização do risco à saúde pública e à qualidade do meio ambiente. Existem vários sistemas de tratamento e/ou aproveitamento de resíduos sólidos, como: reciclagem, compostagem e incineração (OLIVEIRA, 1998).

A reciclagem consiste na transformação de diferentes resíduos gerados e separados em matéria prima para novos produtos. Segundo Castro (2001), a reciclagem é uma atividade

econômica que deve ser vista como um elemento dentro do conjunto de atividades integradas no gerenciamento dos resíduos, não se traduzindo, portanto, como a principal "solução" para o lixo, já que nem todos os materiais são técnica ou economicamente recicláveis.

A compostagem, de acordo com Kiehl (1979) é um processo de transformação de resíduos orgânicos em adubo humificado. Dois estágios podem ser identificados nessa transformação: o primeiro é denominado digestão e corresponde à fase inicial da fermentação, na qual o material alcança o estado de bioestabilização e a decomposição ainda não está completa. Porém, quando bem caracterizada, a digestão permite que se use o composto como adubo, sem o risco de causar danos às plantas. O segundo estágio, mais longo, é o da maturação, no qual a massa em fermentação atinge a humificação, estado em que o composto apresenta melhores condições como fertilizante do solo.

A incineração de resíduos consiste na sua combustão, controlada através de equipamentos especiais denominados incineradores, resultando em redução de peso e volume do lixo (CASTRO, 2001).

A disposição ou destino final dos RSU consiste em uma das preocupações dos administradores municipais, pois mesmo com o tratamento e/ou aproveitamento dos resíduos ainda tem o rejeito. Os sistemas de disposição final podem ser descargas a céu aberto ou lixão, aterro controlado ou aterro sanitário.

Os lixões ainda são uma prática muito comum de disposição final dos resíduos sólidos urbanos no Brasil (IBGE, 2000). Este processo caracteriza-se pela simples descarga de resíduos sobre o solo, a céu aberto, sem qualquer técnica de proteção ao meio ambiente, acarretando problemas de saúde pública, como conseqüência da proliferação de vetores de saúde. Esta forma de disposição está relacionada à liberação de maus odores e a poluição das águas superficiais e subterrâneas, pela infiltração do chorume (NAGALI, 2005).

Nos aterros controlados, os resíduos são cobertos periodicamente com terra. No entanto, o solo não é impermeabilizado e nem sempre existe sistema de drenagem dos líquidos percolados, tampouco captação de gases formados durante a decomposição dos resíduos sólidos. Devido a essas características a disposição do lixo em aterros controlados também foi considerada inadequada, principalmente pelo potencial poluidor representado pelo chorume que não é controlado neste tipo de destinação final (IBGE, 2000).

Aterro sanitário corresponde à forma de disposição onde deve haver um controle dos impactos, através da impermeabilização do solo, recobrimento dos resíduos, sistema de drenagem de águas pluviais, sistema de drenagem e de tratamento dos efluentes líquidos e gasosos produzidos durante o processo de degradação dos resíduos (MANAHAN, 1999).

Este trabalho dará ênfase ao aterro sanitário como forma de disposição final dos resíduos sólidos urbanos.

3.1.4. Problemática

Os problemas relacionados aos resíduos não se restringem apenas às questões do tratamento, da disposição final e dos impactos desses processos no meio ambiente. A falta de conscientização da população diante dos problemas relacionados aos resíduos é o ponto de maior importância a ser trabalhado pelos agentes públicos (LOPES, 2003).

A geração de lixo é contínua, agravando o quadro da demanda de áreas adequadas para sua disposição final. Quanto maior a quantidade de lixo gerada por uma cidade, maiores são os gastos com ele. Por isso, incentivar a redução da geração dos resíduos é uma das estratégias para que os municípios consigam reduzir seus gastos com coleta, tratamento e disposição final dos resíduos (LOPES, 2003).

Além disso, em termos ambientais, a disposição inadequada resulta em impactos negativos para o solo e águas superficiais e subterrâneas, além dos problemas de saúde

pública como a proliferação de vetores de doenças e problemas sociais como a presença de catadores de lixo.

As informações sobre a geração de RSU variam de acordo com a abrangência da pesquisa e metodologia adotada. Uma pesquisa realizada pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2000) na Pesquisa Nacional de Saneamento Básico, afirma que a produção diária de RSU *per capita* varia de acordo com a quantidade de habitantes por município. Os municípios com maior número de habitantes apresentam maior produção *per capita*, com média de produção de 0,95kg/habitante dia. Nessa pesquisa, 47,1% dos resíduos tiveram o aterro sanitário como disposição final e 52,8% foi disposto em aterros controlados e lixões.

O Ministério das Cidades publicou em 2007 um documento denominado Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos, Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (2007) com dados referentes ao ano de 2005 sobre a questão dos RSU em 192 municípios brasileiros. Em média, a cobertura da população urbana com relação à coleta dos resíduos sólidos urbanos é de 97,5 %. A massa coletada *per capita* é de 0,79kg/dia e, quanto à disposição final, 68% da massa coletada foram dispostas em aterro sanitário, 25,2% em aterro controlado e 6,5% em lixão.

A Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE) realizou um estudo de projeção da geração e coleta dos resíduos sólidos urbanos em âmbito nacional, baseado em projeções populacionais do IBGE, em estudos anteriores da ABRELPE e na série histórica do documento publicado pelo SNIS. O relatório indica a geração de 168.653 toneladas por dia de RSU e coleta de 83,30% em todo Brasil para o ano de 2007.

Apesar de ainda existir a disposição inadequada de RSU, que contribui para a degradação do meio ambiente e gera problemas de saúde e sociais, a proporção da disposição

em aterros sanitários está aumentando. Ainda, é necessário estender o sistema de coleta a toda a população urbana para garantir um ambiente mais salubre.

3.2. Aterro sanitário

3.2.1. Definição e Dados

De acordo com a ABNT (NBR 8419), aterro sanitário de resíduos sólidos consiste na técnica de disposição de resíduos sólidos no solo, sem causar danos ou riscos à saúde pública e à segurança, minimizando os impactos ambientais, método este que 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 necessário.

Bidone e Povinelli (1999) definem aterro sanitário como uma forma de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo, dentro de critérios de engenharia e normas operacionais específicas, proporcionando o confinamento seguro dos resíduos (normalmente, recobrindo com argila selecionada e compactada em níveis satisfatórios), evitando danos ou riscos à saúde pública e minimizando os impactos ambientais. Esses critérios de engenharia mencionados materializam-se no projeto de sistemas de drenagem periférica e superficial para afastamento de águas de chuva, de drenagem de fundo para a coleta de percolado, de sistema de tratamento para o percolado drenado, de dissipação e queima dos gases gerados durante o processo de bioestabilização da matéria orgânica.

O aterro sanitário é um método de disposição que não provoca prejuízos ou ameaças à saúde ou segurança. De um modo geral, quando os resíduos sólidos são dispostos de maneira adequada, evita-se a proliferação de vetores de doenças; o espalhamento de material mais leve, como papéis e plásticos, nas cercanias do local; a possibilidade de engorda de animais na área; a entrada de catadores de lixo; a poluição das águas e do solo.

Além disso, é uma solução para qualquer volume, apresenta simplicidade executiva, não exige equipamentos especiais que não sejam unidades componentes de qualquer administração e a transformação do material degradável em estabilizado ocorre naturalmente (BIDONE e POVINELLI, 1999).

Dados sobre o tratamento e destinação final dos resíduos sólidos urbanos nas grandes regiões do Brasil, com destaque para o Estado de São Paulo estão representados nas Tabelas 2 e 3 (IBGE, 2000).

Pode-se observar que no Brasil, os lixões é a prática mais utilizada, sendo seguida pelo aterro controlado, em detrimento dos aterros sanitários. Há, ainda, uma pequena parcela de destinação final dos RSU em vazadouros em áreas alagadas. O Estado de São Paulo apresenta uma situação vantajosa em relação às demais regiões do Brasil, pois o aterro sanitário supera o número de lixões, porém é menor que o somatório das práticas inadequadas.

Tabela 2 - Disposição final dos resíduos sólidos urbanos nas regiões do Brasil, com destaque para o Estado de São Paulo

Grandes Regiões e Estado de São Paulo	Distritos com serviços de limpeza urbana e/ou coleta de lixo					
	Unidades de destinação final do lixo coletado					
	Total	Vaza-douro a céu aberto (lixão)	Vazadouro em áreas alagadas	Aterro controlado	Aterro sanitário	Aterro de resíduos especiais
Brasil	8 381	5 993	63	1 868	1 452	810
Norte	512	488	8	44	32	10
Nordeste	2 714	2 538	7	169	134	69
Sul	1 746	848	11	738	478	219
Centro-Oeste	563	406	1	132	125	29
Sudeste	2 846	1 713	36	785	683	483
São Paulo	941	228	12	334	459	283

Fonte: IBGE, Diretoria de Pesquisas, Departamento de População e Indicadores Sociais, Pesquisa Nacional de Saneamento Básico, 2000.

Tabela 3 - Tratamento dos resíduos sólidos urbanos nas regiões do Brasil, com destaque para o Estado de São Paulo

Grandes Regiões e Estado de São Paulo	Unidades de tratamento do lixo coletado		
	Usina de compostagem	Usina de reciclagem	Incineração
Brasil	260	596	325
Norte	1	-	4
Nordeste	19	28	7
Sul	117	351	101
Centro-Oeste	6	19	3
Sudeste	117	198	6
São Paulo	38	96	144

Fonte: IBGE, Diretoria de Pesquisas, Departamento de População e Indicadores Sociais, Pesquisa Nacional de Saneamento Básico, 2000.

3.2.2. Critérios para Seleção da Área do Aterro Sanitário

Devido à crescente urbanização, a quantidade de áreas adequadas ambiental e economicamente disponíveis para a instalação de aterros sanitários torna-se cada vez menor, exigindo uma abordagem técnica mais precisa. As considerações dos aspectos técnicos, ambientais e sócio-econômicos, aliadas às técnicas de geoprocessamento, permitem a obtenção de algumas alternativas para a localização desses aterros, visando garantir a minimização dos impactos ambientais oriundos desse tipo de empreendimento (CALIJURI; MELO; LORENTZ, 2002).

Além desse aspecto, há que se levar em consideração outros fatores, como os parâmetros técnicos das normas e diretrizes federais, estaduais e municipais, os aspectos legais das três instâncias governamentais, planos diretores dos municípios envolvidos, pólos de desenvolvimento locais e regionais, distâncias de transporte, vias de acesso e os aspectos político-sociais relacionados com a aceitação do empreendimento pelos políticos, pela mídia e pela comunidade.

Os trabalhos de viabilização exigem, assim, a compatibilidade de vários fatores, buscando-se o equilíbrio entre os aspectos sociais, as alterações no meio ambiente e os custos do empreendimento. Para tanto, parte-se de estudos gerais, identificando-se as várias áreas potenciais, sendo priorizadas as mais promissoras.

A seleção de uma área para servir de aterro sanitário com disposição final de resíduos sólidos domiciliares deve atender, no mínimo, aos critérios técnicos impostos pelas normas da ABNT (NBR 10.157) e pela legislação federal, estadual e municipal (quando houver). Os critérios utilizados foram divididos em três grandes grupos: técnicos, econômico-financeiros e político-sociais.

As Tabelas 4, 5 e 6 descrevem alguns critérios utilizados na seleção de área para construção de aterro sanitário.

Tabela 4 - Critérios técnicos de seleção de área para aterro sanitário, de acordo com ABNT (NBR 10.157)

Critérios	Observações
Uso do solo	As áreas têm que se localizar numa região onde o uso do solo seja rural (agrícola) ou industrial e fora de qualquer Unidade de Conservação Ambiental.
Proximidade a cursos d'água relevantes	As áreas não podem se situar a menos de 200 metros de corpos d'água relevantes, tais como, rios, lagos, lagoas e oceano. Também não poderão estar a menos de 50 metros de qualquer corpo d'água, inclusive valas de drenagem que pertençam ao sistema de drenagem municipal ou estadual.
Proximidade a núcleos residenciais urbanos	As áreas não devem se situar a menos de mil metros de núcleos residenciais urbanos que abriguem 200 ou mais habitantes.
Proximidade a aeroportos	As áreas não podem se situar próximas a aeroportos ou aeródromos e devem respeitar a legislação em vigor.
Distância do lençol freático	As distâncias mínimas recomendadas pelas normas federais e estaduais são as seguintes: • Para aterros com impermeabilização inferior através de manta plástica sintética, a distância do lençol freático à manta não poderá ser inferior a 1,5m. • Para aterros com impermeabilização inferior através de camada de argila, a distância do lençol freático à camada impermeabilizante não poderá ser inferior a 2,5m e a camada impermeabilizante deverá ter um coeficiente de permeabilidade menor que 10^{-6}cm/s.
Vida útil mínima	É desejável que as novas áreas de aterro sanitário tenham, no mínimo, cinco anos de vida útil.
Permeabilidade do solo natural	É desejável que o solo do terreno selecionado tenha certa impermeabilidade natural, com vistas a reduzir as possibilidades de contaminação do aqüífero. As áreas selecionadas devem ter características argilosas e jamais deverão ser arenosas.
Extensão da bacia de drenagem	A bacia de drenagem das águas pluviais deve ser pequena, de modo a evitar o ingresso de grandes volumes de água de chuva na área do aterro.
Facilidade de acesso a veículos pesados	O acesso ao terreno deve ter pavimentação de boa qualidade, sem rampas íngremes e sem curvas acentuadas, de forma a minimizar o desgaste dos veículos coletores e permitir seu livre acesso ao local de vazamento mesmo na época de chuvas muito intensas.
Disponibilidade de material de cobertura	Preferencialmente, o terreno deve possuir ou se situar próximo a jazidas de material de cobertura, de modo a assegurar a permanente cobertura do lixo a baixo custo.

Fonte: Instituto Brasileiro de Administração Municipal (IBAM), 2001.

Tabela 5 - Critérios econômicos de seleção de área para aterro sanitário

Critérios	Observações
Distância ao centro geométrico de coleta	É desejável que o percurso de ida (ou de volta) que os veículos de coleta fazem até o aterro, através das ruas e estradas existentes, seja o menor possível, com vistas a reduzir o seu desgaste e o custo de transporte do lixo.
Custo de aquisição do terreno	Se o terreno não for de propriedade da prefeitura, deverá estar, preferencialmente, em área rural, uma vez que o seu custo de aquisição será menor do que o de terrenos situados em áreas industriais.
Custo de investimento em construção e infraestrutura	É importante que a área escolhida disponha de infra-estrutura completa, reduzindo os gastos de investimento em abastecimento de água, coleta e tratamento de esgotos, drenagem de águas pluviais, distribuição de energia elétrica e telefonia.
Custos com a manutenção do sistema de drenagem	A área escolhida deve ter um relevo suave, de modo a minimizar a erosão do solo e reduzir os gastos com a limpeza e manutenção dos componentes do sistema de drenagem.

Fonte: IBAM, 2001.

De acordo com Castro (2001), os dados geológicos e geotécnicos constituem uma ferramenta fundamental para a escolha do local mais adequado para a disposição, pois as informações obtidas através desse estudo contribuem de forma decisiva na minimização de impactos ambientais provocados pela disposição dos resíduos.

Tabela 6 - Critérios político-sociais de seleção de área para aterro sanitário

Critérios	Observações
Distância de núcleos urbanos de baixa renda	Aterros são locais que atraem pessoas desempregadas, de baixa renda ou sem outra qualificação profissional, que buscam a catação do lixo como forma de sobrevivência e que passam a viver desse tipo de trabalho em condições insalubres, gerando, para a prefeitura, uma série de responsabilidades sociais e políticas. Por isso, caso a nova área se localize próxima a núcleos urbanos de baixa renda, deverão ser criados mecanismos alternativos de geração de emprego e/ou renda que minimizem as pressões sobre a administração do aterro em busca da oportunidade de catação. Entre tais mecanismos poderão estar iniciativas de incentivo à formação de cooperativas de catadores, que podem trabalhar em instalações de reciclagem dentro do próprio aterro ou mesmo nas ruas da cidade, de forma organizada, fiscalizada e incentivada pela prefeitura.
Acesso à área através de vias com baixa densidade de ocupação	O tráfego de veículos transportando lixo é um transtorno para os moradores das ruas por onde estes veículos passam, sendo desejável que o acesso à área do aterro passe por locais de baixa densidade demográfica.

Fonte: IBAM, 2001.

Os atributos físicos com grande relevância, destacados por Zuquette e Gandolfi (1991) são: relevo do solo, material não consolidado, escoamento superficial e infiltração, nível das

águas subterrâneas, substrato rochoso, compressibilidade do solo e material de cobertura do aterro.

Os cuidados com a seleção da melhor área para a implantação do aterro sanitário diminuirão os impactos ambientais causados por sua operação, reduzindo os custos com a possível contaminação do solo e das águas superficiais e subterrâneas.

3.2.3. Impactos ambientais em Aterros Sanitários

Os impactos ambientais causados por aterros sanitários são decorrentes da degradação dos RSU por microrganismos heterótrofos, que oxidam substratos orgânicos para suas necessidades energéticas. As atividades metabólicas são provenientes tanto de organismos aeróbios quanto de anaeróbios.

De acordo Bidone e Povinelli (1999), as comunidades microbianas presentes em sistemas de disposição final de RSU incluem bactérias hidrolíticas e fermentativas, acidogênicas, acetogênicas e arquéias metanogênicas, além de bactérias redutoras de sulfato e protozoários. Apenas na fase inicial, durante e logo após a deposição dos resíduos nos aterros, observam-se condições adequadas de crescimento de microrganismos aeróbios. O restante da degradação se dá sob ambiente anaeróbio.

Líquidos que contêm elevada carga orgânica, microrganismos, metais e outros compostos são formados durante a digestão da matéria orgânica. Se estes líquidos entrarem em contato com águas subterrâneas através da infiltração no solo ou com águas superficiais pelo escoamento superficial, pode alterar sua qualidade. Além disso, pode contaminar o solo no entorno, comprometendo o desenvolvimento da flora e consequentemente afetando a fauna (LOPES, 2007).

Outra fonte de contaminação é o metano, gás liberado na decomposição da matéria orgânica. Ele pode ser tóxico e explosivo, quando em concentração de 5 a 15% no ar. Além

disso, é um dos gases que contribuem para o efeito estufa, sendo de 20 a 25 vezes mais efetivo que o dióxido de carbono (CATAPRETA et al.[1], 2006 apud LOPES, 2007).

Pivato[2] (2003 apud REAL, 2005) fez uma análise de riscos ambientais e à saúde humana, indicando a probabilidade de ocorrência de acidentes em um aterro sanitário (TABELAS 7 e 8).

Tabela 7 - Probabilidade de ocorrência de acidentes decorrentes de um aterro de resíduos - Riscos ambientais

Probabilidade da ocorrência de acidentes decorrentes de um aterro sanitário de resíduos – Riscos Ambientais						
				Probabilidade de ocorrência de um acidente		
Meio de contaminação	Evento Principal	Contaminante	Evento	Durante a operação do aterro (20 anos)	Pós - fechamento do aterro (de 21 até 50 anos)	Longo período (após 50 anos)
Gasoso	Fluxo de biogás	Biogás	Concentração perigosa de contaminantes	3	2	0
			Inibição do crescimento da vegetação	3	2	0
			Inibição do crescimento animal	2	1	0
Líquido	Fluxo de percolados	Contaminação da água subterrânea	Exceder as concentrações limites	3	3	2
		Contaminação da água superficial	Exceder as concentrações limites	2	2	2
			Inibição do crescimento da vegetação	2	2	2
			Inibição do crescimento animal	1	1	1
Sólido	Solos	Solos contaminados	Exceder as concentrações limites	0	2	3
			Inibição do crescimento da vegetação	1	1	3
			Inibição do crescimento animal	1	1	3
Legenda: (3) – muito provável; (2) – provável; (1) – pouco provável; (0) não constitui perigo						

Fonte: PIVATO[2], 2003.

[1] CATAPRETA, C.A.A. et al. Geração de biogás no aterro sanitário de Belo Horizonte – monitoramento e resultados. In: RESILIMP 2006 – SEMINÁRIO INTERNACIONAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS E LIMPEZA PÚBLICA. **Anais...** São Paulo – SP: Abrelpe, 2006. p 1-12.

[2] PIVATO, A. An overview of the fundamentals of risk assessment applied to the aftercare landfill impact. In: PROCEEDINGS OS THE NINTH INTERNATIONAL LANDFILL SYMPOSIUM. Cagliari, Itália, 2003.

Tabela 8 - Probabilidade de ocorrência de acidentes decorrentes de um aterro de resíduos - Riscos à saúde humana

Probabilidade da ocorrência de acidentes decorrentes de um aterro sanitário de resíduos – Riscos à Saúde Humana						
Meio de contamina-ção	Evento Principal	Contaminan-te	Evento	Probabilidade de ocorrência de um acidente		
				Durante a operação do aterro (20 anos)	Pós – fechamen-to do aterro (de 21 até 50 anos)	Longo período (após 50 anos)
Gasoso	Fluxo de biogás	Biogás	Inalação de gás no interior das residências	3	2	0
			Inalação de gás no exterior das residências	3	2	0
		Poeiras	Inalação de poeiras no interior das residências	2	1	0
			Inalação de poeiras no exterior das residências	2	1	0
Líquido	Fluxo de percola-dos	Contamina-ção da água subterrânea	Ingestão de água subterrânea contaminada	3	3	0
			Contato dérmico com água subterrânea contaminada (durante banhos)	3	3	2
			Inalação de vapores d´água contaminada no exterior das residências	3	3	2
			Inalação de vapores d´água contaminada no interior das residências	3	3	2
			Ingestão de vegetais irrigados com água contaminada	2	2	1
			Ingestão de água de irrigação	2	2	1
			Contato dérmico com água de irrigação contaminada	1	1	1
			Inalação de sprays de água de irrigação contaminada	0	0	0
		Contamina-ção da água superficial	Ingestão de água de superfície (ex.: durante a natação)	1	1	1
			Contato dérmico com água de superfície	1	1	1
			Ingestão de vegetais irrigados com água contaminada	2	2	1
			Ingestão de água de irrigação	1	1	1
			Contato dérmico com água de irrigação contaminada	1	1	1
			Inalação de sprays de água de irrigação contaminada	0	0	0
			Risco microbiológico	1	0	0
		Vapores Contamina-dos	Inalação de vapores contaminados no exterior das residências	1	1	1
			Inalação de vapores contaminados no interior das residências	1	1	1
Sólido	Solos	Solos Contamina-dos	Contato dérmico com solos contaminados	1	1	3
			Ingestão de solos contaminados	0	1	2
			Ingestão de vegetais plantados em solos contaminados	1	1	3
			Risco microbiológico	1	0	0
		Vapores Contamina-dos	Inalação de vapores contaminados no exterior das residências	1	1	1
			Inalação de vapores contaminados no interior das residências	1	1	1
Legenda: (3) – muito provável; (2) – provável; (1) – pouco provável; (0) não constitui perigo						

Fonte: PIVATO[2], 2003.

Com o intuito de mitigar os impactos ambientais causados pela disposição dos RSU em lixões, alguns procedimentos técnicos tornaram-se obrigatórios na implantação dos aterros sanitários. São eles: dispositivos de drenagem e tratamento dos gases gerados, dispositivos de

drenagem e tratamento de lixiviados, canalização de córregos e nascentes existentes no local, recobrimento diário e sistemático dos resíduos compactados com argila, selamento e impermeabilização mínima das células de aterro após alcance de sua altura útil (BIDONE e POVINELLI, 1999).

No sistema de drenagem dos gases, são colocados drenos de 0,20 a 1,00m de diâmetro dependendo da vazão de gás a ser drenada. Como alternativa ao lançamento do gás na atmosfera, queimadores especiais são instalados no término dos drenos. Uma forma de aproveitar esse resíduo do aterro sanitário é utiliza-lo como fonte de energia, como é o caso do Aterro Bandeirantes em São Paulo, SP.

3.3. Líquidos percolados

3.3.1. Definição e Processo de formação

Segundo Schalch (1992), chorume é um líquido decorrente da decomposição anaeróbia dos resíduos sólidos, que juntamente com a água de chuva infiltrada ao longo do corpo do aterro e as decorrentes drenagens naturais, dão origem ao líquido percolado.

A definição de chorume, de acordo com a NBR 8.419, é um líquido produzido pela decomposição de substâncias contidas nos resíduos sólidos, que tem como características a cor escura, o mau cheiro e a elevada DBO (demanda bioquímica de oxigênio). Ainda, a Norma define percolado como líquido que passou através de um meio poroso.

Outra definição de chorume encontrada na literatura é um líquido escuro de odor desagradável, produzido pela decomposição físico-química e biológica dos resíduos depositados em um aterro. Carreado pela água de chuva e pela própria umidade contida nos resíduos, o chorume se transforma em uma matriz aquosa de extrema complexidade, apresentando em sua composição altos teores de compostos orgânicos e inorgânicos, nas formas dissolvida e coloidal (CHRISTENSEN et al., 2001).

O volume de líquido percolado produzido em aterros sanitários depende da precipitação sobre a área do aterro, do escoamento superficial, da infiltração subterrânea, da umidade natural dos resíduos, do grau de compactação e da capacidade do solo em reter umidade além das atividades físicas, químicas e biológicas do aterro que o gera (ORTH[3], 1981 apud CASTRO, 2001 e CONTRERA, 2003).

Quando os resíduos são depositados nas células do aterro, passam a sofrer transformações devido à superposição de mecanismos biológicos e físico-químicos, viabilizados pela presença de água (MORAIS, 2005).

Os processos biológicos podem ser classificados como anaeróbios, aeróbios, anóxicos e facultativos (METCALF; EDDY, 2003). Na oxidação aeróbia, as bactérias utilizam o oxigênio molecular como aceptor final de elétrons, enquanto que, na oxidação anaeróbia, este papel é exercido por componentes como gás carbônico (CO_2), nitratos (NO_3^-) e sulfatos (SO_4^{2-}) (CHERNICHARO, 1997).

Já os processos facultativos empregam bactérias que se desenvolvem em presença ou na ausência de oxigênio livre. Sob ambiente anóxico, as bactérias desnitrificantes para se desenvolverem usam o nitrato como fonte de alimento, resultando na formação de nitrogênio gasoso (N_2), CO_2 e água (METCALF; EDDY, 2003).

Digestão anaeróbia

A digestão anaeróbia é um processo biológico no qual um consórcio de diferentes tipos de microrganismos, na ausência de oxigênio molecular, promove a transformação de compostos orgânicos complexos (carboidratos, proteínas e lipídios) em produtos mais simples como metano e gás carbônico (FORESTI et al., 1999).

É um processo bioquímico complexo, composto por várias reações seqüenciais, cada uma com sua população bacteriana específica (FORESTI et al., 1999). Chernicharo (1997)

---

[3] ORTH, M. H. A. **Aterros sanitários:** impermeabilidade, drenagem e reciclagem de percolado, lagoas de oxidação, filtros biológicos, irrigação no solo. CETESB. São Paulo: 1981.

simplifica o processo em dois estágios. No primeiro estágio um grupo de bactérias facultativas e anaeróbias, denominadas formadoras de ácido ou fermentativas, converte os orgânicos complexos em outros compostos mais simples, como os ácidos voláteis. No segundo estágio ocorre a conversão dos ácidos orgânicos, gás carbônico e hidrogênio em produtos finais gasosos, como metano e gás carbônico. Esta conversão é efetuada por um grupo especial de bactérias, denominadas formadoras de metano, as quais são estritamente anaeróbias.

Apesar da simplificação, o processo de digestão anaeróbia pode ser dividido em quatro etapas diferentes (FORESTI et al., 1999; CHERNICHARO, 1997):

1) Hidrólise

A primeira fase no processo de degradação anaeróbia consiste na hidrólise de materiais particulados complexos (polímeros), em materiais dissolvidos mais simples (moléculas de menor peso molecular), os quais podem atravessar as paredes celulares das bactérias. O processo requer a interferência das chamadas exo-enzimas que são excretadas pelas bactérias fermentativas. As proteínas são degradadas por meio de (poli)peptídeos para formar aminoácidos. Os carboidratos se transformam em açúcares solúveis (mono e dissacarídeos) e os lipídios são convertidos em ácidos graxos de longa cadeia de carbono (C_{15} a C_{17}) e glicerina. A hidrólise dos polímeros geralmente ocorre de forma lenta, podendo ser a etapa limitativa para todo o processo da digestão anaeróbia.

2) Acidogênese

Os compostos dissolvidos, gerados no processo de hidrólise, são absorvidos nas células das bactérias fermentativas sendo convertidos em diversos compostos mais simples como ácidos graxos voláteis de cadeia curta, álcoois, ácido lático e compostos minerais como gás carbônico (CO_2), hidrogênio (H_2), amônia (NH_3) e sulfeto de hidrogênio (H_2S), além de novas células bacterianas. Como os ácidos graxos voláteis são o principal produto dos

organismos fermentativos, estes são usualmente designados de bactérias fermentativas acidogênicas.

3) Acetogênese

As bactérias acetogênicas são responsáveis pela oxidação dos produtos gerados na fase acidogênica em substrato apropriado para as bactérias metanogênicas: acetato, hidrogênio e dióxido de carbono.

4) Metanogênese

A etapa final no processo global de degradação anaeróbia de compostos orgânicos em metano e dióxido de carbono é efetuada pelas bactérias metanogênicas. As metanogênicas utilizam somente um limitado número de substratos, compreendendo ácido acético, hidrogênio/dióxido de carbono, ácido fórmico, metanol, metilaminas e monóxido de carbono.

Há dois grupos principais de bactérias metanogênicas, divididas em função de sua afinidade por substrato e magnitude de produção de metano:

- Metanogênicas acetoclásticas: capazes de formar metano a partir do acetato. São responsáveis por cerca de 60 a 70% de toda produção de metano, a partir do grupo metil do ácido acético. Pertencem a dois gêneros principais: *Methanosarcina* e *Methanosaeta*. O gênero *Methanosaeta*, que se desenvolve na forma de filamentos, caracteriza-se por utilizar exclusivamente o acetato, tendo, por este, mais afinidade que as metanosarcinas. Os organismos pertencentes ao gênero *Methanosarcina* se desenvolvem na forma de cocos, que se agrupam formando "pacotes", sendo os organismos mais versáteis entre os metanogênicos, pois possuem espécies capazes de utilizar também o hidrogênio e as metilaminas (SOUBES[4], 1994 apud CHERNICHARO, 1997). A reação catabólica das acetoclásticas é:

$$CH_3COO^- + H^+ \rightarrow CH_4 + CO$$

[4] SOUBES, M. Microbiologia de la digestión anaerobia. In: ANAIS III TALLER Y SEMINARIO LATINOAMERICANO: TRATAMENTO ANAEROBIO DE AGUAS RESIDUALES. Montevideo, Uruguai, 1994. 15-28 p.

- Metanogênicas hidrogenotróficas: capazes de produzir metano a partir de hidrogênio e dióxido de carbono. Os gêneros mais frequentemente isolados em reatores anaeróbios são: *Methanobacterium*, *Methanospirillum* e *Methanobrevibacter*. A reação catabólica das hidrogenotróficas é:

$$4H_2 + HCO_3^- + H^+ \rightarrow CH_4 + 2H_2O$$

Tanto as bactérias acetoclásticas quanto as hidrogenotróficas são muito importantes na manutenção da digestão anaeróbia, uma vez que são responsáveis pela função essencial de consumir o hidrogênio produzido nas fases anteriores. Com isso, é propiciado o abaixamento da pressão parcial de hidrogênio no meio, tornando possíveis as reações das acidogênicas e acetogênicas.

A Figura 1 apresenta um esquema da digestão anaeróbia, indicando os principais processos, os microrganismos envolvidos, o substrato utilizado bem como os produtos de cada etapa e os produtos finais do processo.

Fases do aterro sanitário

Alguns autores propuseram modelos teóricos para a decomposição dos RSU em aterros, processo de geração do chorume. Farquhar e Rovers[5] (1973 apud SCHALCH, 1992) propuseram um modelo contendo 4 fases que ocorrem desde a disposição dos resíduos no aterro sanitário até sua estabilização completa, sendo:

Fase (I) – Aeróbia

Fase (II) – Anaeróbia não metanogênica ou ácida

Fase (III) – Anaeróbia metanogênica - instável

Fase (IV) – Anaeróbia metanogênica - estável

---

[5] FARQUHAR, G. J.; ROVERS, F. A. Gas production during refuse decomposition. **Water, Air and Soil Pollution.** nº 2, p. 483-495, 1973.

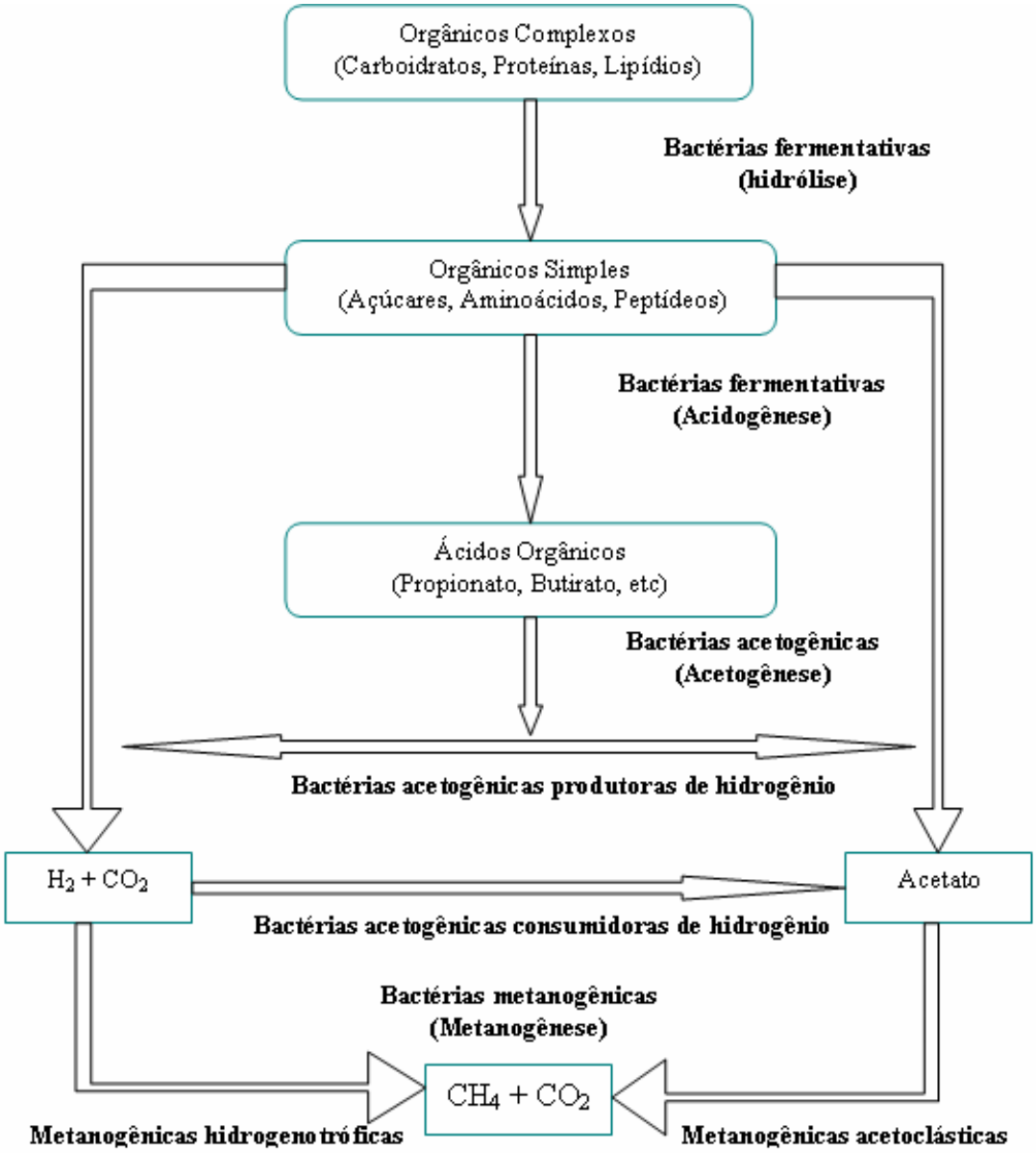

Figura 1. Esquema da digestão anaeróbia
Fonte: CHERNICHARO, 1997.

Durante a fase aeróbia (1) há presença de oxigênio no meio, que permanece durante vários dias até que, em função da cobertura diária dos resíduos, passem a vigorar as condições anaeróbias. Nesta fase, ocorre o início da produção de CO_2 e um aumento da temperatura, situada entre 40 e 45ºC. Ocorre, também, acúmulo de umidade suficiente, favorecendo a realização das reações que intervém na produção de gás e líquidos percolados. À medida que ocorre a redução da disponibilidade de oxigênio, os microorganismos anaeróbios passam a comandar o processo de degradação.

Na fase anaeróbia não metanogênica (2) ocorre hidrólise da matéria orgânica, acidogênese e acetogênese. Esta fase é caracterizada pela queda brusca do pH, decréscimo de oxigênio e liberação de CO_2, hidrogênio e amônia (SCHALCH, 1992; CASTRO, 2001). Os altos valores de concentração de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO_5) e Demanda Química de Oxigênio (DQO) no chorume são característicos desta fase (KJELDSEN et al., 2002).

A fase anaeróbia metanogênica instável (3) ocorre com o início da produção de metano. Esta fase, que é a mais ativa biologicamente, pode ser reconhecida pelo aumento de pH (devido ao consumo de substâncias ácidas, produzidos na segunda fase) com a redução de hidrogênio e de dióxido de carbono.

Na fase anaeróbia metanogênica estável (4) a composição dos gases produzidos (metano e dióxido de carbono) e as respectivas taxas de produção permanecem constantes. O pH permanece próximo à neutralidade e a temperatura tende a seguir as variações do meio ambiente (SCHALCH, 1992; CASTRO, 2001).

Em 1980, uma modificação no modelo anteriormente apresentado foi formulado por Ress, acrescentando uma quinta fase de "maturação final", que representa o fim da metanogênse. Nessa fase, ocorre a completa bioestabilização da matéria orgânica, com diminuição do metano e do dióxido de carbono e surgimento de nitrogênio e oxigênio (SCHALCH, 1992).

Embora esta divisão em fases facilite bastante o entendimento do processo de estabilização dos resíduos sólidos urbanos e seus impactos sobre a composição do chorume, bem como sobre a composição das emissões gasosas, na prática, durante a vida ativa de um aterro, as fases não são bem delimitadas (EL FADEL; KHOURY[6], 2000; STROOT[7] et al.,

---

[6] EL FADEL, M.; KHOURY, R. Modeling Settlement in MSW Landfills: a critical review. **Environmental Science and Technology.** v.30, (3), p.327-361, 2000.

2001 apud MORAIS, 2005). Isso ocorre porque algumas células do aterro estão recebendo resíduos novos, causando uma grande variabilidade na idade do material disposto. Desta forma o chorume recebido na base do aterro, provindo de um conjunto de células, será de composição média e com características que tendem para a fase que está ocorrendo na maior parte do aterro.

3.3.2. Composição

A composição do líquido percolado varia de acordo com a idade do aterro sanitário, a composição dos resíduos que chegam ao aterro, as condições ambientais e a operação do aterro sanitário (KJELDSEN et al., 2002).

Conforme Pessin et al. (2003), os lixiviados podem conter substâncias extraídas dos resíduos, assim como substâncias produzidas por reações químicas e pela ação biológica no interior do aterro. A composição dos lixiviados de aterros de resíduos urbanos varia amplamente à medida que o processo de degradação biológica evolui.

De acordo com Christensen et al. (2001) e Kjeldsen et al. (2002), os constituintes dos líquidos percolados podem ser divididos em quatro grupos:

1) Matéria Orgânica Dissolvida (MOD), expressa como Demanda Química de Oxigênio (DQO) ou Carbono Orgânico Total (COT), incluindo CH_4, ácidos graxos voláteis (em particular na fase ácida) e muitos compostos recalcitrantes, por exemplo, compostos húmicos e fúlvicos;

2) Macrocomponentes Inorgânicos: cálcio (Ca), magnésio (Mg), sódio (Na), potássio (K), amônio (NH_4^+), ferro (Fe), manganês (Mn), cloretos (Cl^-), sulfato (SO_4^{2-}) e bicarbonato (HCO_3^-);

---

[7] STROOT, P. G.; MCMAHON, K. D.; MACKIE, R.I.; RASKIN, L. Anaerobic Condigestion of Municipal, Solid Waste and Biosolids Under Various Mixing Conditions – II. Microbial Population Dynamics. **Water Research.** v. 35, (7), p. 1817-1827, 2001.

3) Metais potencialmente tóxicos: cádmio (Cd^{2+}), cromo (Cr^{3+}), cobre (Cu^{2+}), chumbo (Pb^{2+}), níquel (Ni^{2+}) e zinco (Zn^{2+});

4) Compostos Orgânicos Xenobióticos: que incluem uma variedade de hidrocarbonetos halogenados, compostos fenólicos, álcoois, aldeídos, cetonas e ácidos carboxílicos, além de outras substâncias caracteristicamente tóxicas.

Outros compostos podem ser encontrados em menor concentração, como boro (B), arsênio (As), selênio (Se), bário (Ba), lítio (Li), mercúrio (Hg) e cobalto (Co).

Com relação à concentração, de acordo com os autores, os líquidos percolados podem conter altas concentrações de matéria orgânica dissolvida e macrocomponentes inorgânicos, podendo ser encontrados numa concentração muito maior (de 1000 a 5000 vezes) que a concentração em águas subterrâneas. A Tabela 9 mostra a concentração de alguns compostos no chorume de aterro sanitário.

De acordo com Ehrig (1992), a razão DBO/DQO reflete o grau de degradação dos lixiviados no aterro sanitário. Estudos de Arruda[8] et al. (1995 apud FLECK et al. 2000), demonstraram que uma relação DBO/DQO>0,4 para os líquidos percolados é indicativa de predominância da fase ácida, enquanto que a mesma relação assumindo valor igual ou inferior a 0,4 indica predominância da fase metanogênica.

---

[8] ARRUDA, A.C.S. et al. Estudo do comportamento de parâmetros físico-químicos relacionados ao processo de estabilização de resíduos sólidos urbanos no sistema de remediação de São Giácomo - Caxias do Sul – RS. In: XVIII CONGRESSO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. 1995. **Anais...**, Salvador, 1995.

Tabela 9 - Composição do chorume de aterros sanitários, valores em faixa

Parâmetro	Faixa
pH	4,5 – 9,0
Condutividade específica (µS cm^{-1})	2 500 – 35 000
Sólidos Totais	2 000 – 60 000
Matéria Orgânica (mgL^{-1})	
Carbono Orgânico Total	30 – 29 000
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO_5)	20 – 57 000
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	140 – 152 000
Nitrogênio Orgânico	14 – 2 500
Macrocomponentes Inorgânicos (mgL^{-1})	
Fósforo Total	0,1 – 23
Cloretos	150 – 4 500
Sulfatos	8 – 7 750
HCO_3^-	610 – 7 320
Sódio	70 – 7 700
Potássio	50 – 3 700
Nitrogênio amoniacal	50 – 2 200
Cálcio	10 – 7 200
Magnésio	30 – 15 000
Ferro	3 – 5 500
Manganês	0,03 – 1 400
Elementos Traços Inorgânicos (mgL^{-1})	
Arsênico	0,01 – 1
Cádmio	0,0001 – 0,4
Cromo	0,02 – 1,5
Cobalto	0,005 – 1,5
Cobre	0,005 – 10
Chumbo	0,001 – 5
Mercúrio	0,00005 – 0,16
Níquel	0,015 – 13
Zinco	0,03 – 1 000

Fonte: CHRISTENSEN et al., 2001

A Tabela 10 mostra a DBO e DQO observadas e avalia a relação DBO/DQO em percolado de aterros sanitários que estão na fase de metanogênica.

Tabela 10 - Valores observados de DBO, DQO e relação DBO/DQO em amostras de percolado de aterros sanitários na fase metanogênica

DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	DBO/DQO	Referência
5,7 – 1100	76 – 6997	-	Variação da concentração em aterros sanitários na Alemanha entre 21 e 30 anos de idade (KRUMPELBECK; EHRIG, 1999)
290	1225	0,24	Concentração média em aterros sanitários na Alemanha entre 21 e 30 anos de idade (KRUMPELBECK; EHRIG, 1999)
44	320	0,11	Concentração média no aterro sanitário velho de Dunish (KJELDSEN; CHRISTOPHERSEM, 2001)
39	398	0,10	Resultados obtidos do aterro sanitário Sandsfarm (ROBINSON, 1995)
11	190	0,06	Resultados obtidos do aterro sanitário Bishop Middleham (ROBINSON, 1995)
38	517	0,07	Resultados obtidos do aterro sanitário Odsal Wood (ROBINSON, 1995)
1,0	53	0,02	Resultados obtidos do aterro sanitário East Park Drive (ROBINSON, 1995)
2,5	64	0,04	Resultados obtidos do aterro sanitário Marton Mere (ROBINSON, 1995)
180	3000	0,06	Concentração média do percolado na fase metanogênica (EHRIG, 1998)

Fonte: KJELDSEN, 2002.

Krug e Ham[9] (1997 apud RUSSO, 2005) apresentaram estudos de 13 aterros sanitários americanos utilizando a qualidade de lixiviados como indicador do grau de estabilização do aterro sanitário (TABELA 11).

Tabela 11 - Intervalos observados nos aterros avaliados por Krug e Ham (1997)

Parâmetro	Unidade	Fase ácida anaeróbia	Fase metanogênica
DBO_5	mg/L	10 – 50 000	10 – 2 000
DQO	mg/L	100 – 62 000	50 – 7 500
pH		4,5 – 7,0	7,0 – 8,2
Dureza	mg/L	100 – 14 000	100 – 6 000
Fe	mg/L	10 – 1 100	10 – 400
Cd	g/L	1 – 130	1 – 20
Condutividade esp.	µmho	500 – 35 000	500 – 20 000
Cloretos	mg/L	10 – 6 000	10 – 4 500
Na	mg/L	10 – 3 700	10 – 2 000

Fonte: RUSSO, 2005.

[9] KRUG, M. N.; HAM, R. K. Analysis of long-term leachate characteristics. In: PROCEEDINGS OF THE THIRD INTERNATIONIAL LANDFILL SYMPOSIUM. Cagliari, Itália, 1991, p. 51.

A concentração dos compostos nos líquidos percolados varia, portanto, de acordo com a fase de degradação da matéria orgânica no aterro sanitário. Os lixiviados de aterros jovens, nos quais predominam a fase ácida do processo de estabilização dos resíduos, apresentam elevadas concentrações de sólidos dissolvidos e matéria orgânica, além de traços de substâncias perigosas provenientes de alguns componentes dos resíduos urbanos (KROMANN; CHRISTENSEN[10], 1998 apud PESSIN et al., 2003). Kjeldsen et al. (2002) verificaram que na fase ácida a concentração de muitos compostos, como de matéria orgânica facilmente degradável, é alta.

O líquido percolado maduro, por sua vez, apresenta uma reduzida fração biodegradável, além de altas concentrações de nitrogênio amoniacal (NH_4^+ - N) (AMOKRANE; COMEL; VERON[11], 1997; LI; ZHAO; HAO[12], 1999; TATSI[13] et al., 2003 apud MORAIS, 2005).

3.3.3. Tecnologias de Tratamento

De acordo com Castro (2001), a seleção e o dimensionamento do sistema de tratamento de líquidos percolados gerados em aterros sanitários devem contemplar as variações sazonais de vazão e concentração, além do abrandamento natural do percolado ao longo do tempo.

O desenvolvimento dos métodos de tratamento dos líquidos percolados conduz à distinção dos processos em dois grandes grupos: processos de eliminação, que transformam grande parte das substâncias contaminantes em outras mais simples e inócuas (CO_2, N_2, H_2O); e processos de separação dos sólidos da fração líquida dos percolados (RUSSO, 2005).

---

[10] KROMANN, A.; CHRISTENSEN, T. H. Degradability of organic chemicals in a landfill environment studied by in situ and laboratory leachate reactors. **Waste Management & Research.** v. 16, nº 5, p. 437-445, 1998.

[11] AMOKRANE, A.; COMEL, C.; VERON, J. Landfill leachates pretreatment by coagulation-flocculation. **Water Research.** V. 31, (11), p. 2775-2782, 1997.

[12] Li, X. Z.; ZHAO, Q. L.; HAO, X. D. Ammonium removal from landfill leachate by chemical precipitation. **Waste Management.** V. 19, p. 409-415, 1999.

[13] TATSI, A. A.; ZOUBOULIS, A. I.; MATIS, K. A.; SAMARAS, P. Coagulation flocculation pretreatment of sanitary landfill leachates. **Chemosphere.** v. 53, p.737-744, 2003.

Os processos convencionais utilizados no tratamento do chorume são baseados em processos físico-químicos e biológicos. Os primeiros costumam ser fundamentados em processos de adsorção e em rotinas de precipitação-floculação, que apresentam elevada eficiência de depuração. Entretanto, as substâncias contaminantes não são degradadas, o que necessariamente implica a geração de fases sólidas (lodos) altamente contaminados (BAE[14] et al., 1999 apud PACHECO; PERALTA-ZAMORA, 2004). Os processos biológicos podem ser aeróbios ou anaeróbios. Além dessas alternativas, há a possibilidade de recirculação dos líquidos percolados no próprio aterro, como forma parcial de tratamento e posteriormente, a aspersão dos líquidos sobre o solo como forma de disposição final (HAMADA; MATSUNAGA, 2000).

Alguns autores, como Forgie[15] (1988 apud HAMADA; MATSUNAGA, 2000) sugerem um critério para permitir a decisão na seleção de processos. Quando o líquido percolado apresentar DQO elevada (acima de 10.000mg/L), baixa concentração de nitrogênio amoniacal, relação DBO/DQO entre 0,4 e 0,8, e uma concentração significativa de ácidos graxos voláteis de baixo peso molecular, o tratamento pode ser efetuado por processos anaeróbios e aeróbios.

Quando o líquido percolado não apresenta as características representativas de um aterro novo, com DQO entre 1.500 e 3.000 e relações DBO/DQO menor que 0,4, presume-se que houve um decréscimo significativo de sua fração orgânica biodegradável. Neste caso, espera-se também uma elevada concentração de nitrogênio amoniacal. Isto significa que, tanto o tratamento aeróbio como anaeróbio podem ser limitados na remoção desses compostos orgânicos. Porém para remoção do nitrogênio amoniacal, o tratamento aeróbio pode ser indicado, auxiliando inclusive na remoção de DBO remanescente.

---

[14] BAE, B. et al. Treatment of landfill leachate using actived sludge process and electro-bean radiation. Water Research. v. 33, n. 11, p. 2669-2673, 1999.

[15] FORGIE, D. Selection of the most appropriate leachate treatment methods. Part 1: a review of potencial biological leachate treatment methods. **Water Pollution Research in Canada**. v. 23, p. 308-328, 1988.

Quando a relação DBO/DQO tornar-se muito baixa, inferior a 0,1, a provável concentração de ácidos graxos voláteis será muito baixa, o que indicaria preferencialmente um processo físico-químico.

Recirculação dos líquidos percolados

A recirculação do chorume no próprio aterro sanitário é considerada um método de tratamento uma vez que propicia a atenuação de constituintes pela atividade biológica e por reações físico-químicas que ocorrem no interior das células. Além disso, com o aumento do pH, devido à produção de metano, metais presentes no líquido percolado são precipitados e ficam retidos dentro do aterro. Outro benefício é a maior produção de biogás quando o líquido percolado é recirculado, podendo ter um maior aproveitamento energético (TCHOBANOGLOUS; THEISEN; VIGIL, 1993).

Outras vantagens do método são: possibilidade de utilização de mão de obra não especializada, baixo custo operacional e uniformidade das características qualitativas do líquido percolado em menor período de tempo, permitindo melhores considerações sobre o tipo de tratamento posterior a ser adotado (CASTRO, 2001). O volume dos líquidos também é reduzido, principalmente devido às perdas por evaporação durante o processo de recirculação (MORAIS, 2005).

Apesar das vantagens do método, não é um procedimento aceito de forma isolada pelo órgão ambiental fiscalizador do Estado de São Paulo, a Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB), como alternativa de tratamento dos líquidos percolados. Ele deve estar associado a outro processo para a mitigação dos impactos dos líquidos gerados no aterro sanitário (CASTRO, 2001). Pohland[16] (1980 apud RITA, 2002) evidencia alguns problemas na utilização do reciclo como única forma de tratamento aos quais se destacam:

---

[16] POHLAND, F. G. Leachate recycle as a landfill management option. **J. Environmental Engineering Division.** ASCE, 102, 1057, 1980.

1) O chorume recirculado poderia atingir concentrações de compostos tóxicos ao processo biológico acima de limites toleráveis, causando retardamento ou até mesmo a interrupção da degradação do resíduo;
2) O resíduo final deste processo ainda necessitaria de um tratamento antes de ser lançado nos cursos d'água, e
3) O acúmulo de líquido no interior do aterro poderia atingir o ponto de inundação.

Hamada, Silva e Giacheti (2004) citaram os estudos de Pessin[17] et al. (2000) em células impermeabilizadas do aterro sanitário de Caxias do Sul – RJ. Eles mostraram que a DQO do chorume reduziu de valores superiores a 15.000mg/L para valores inferiores a 2.000mg/L no período de 1 ano através da recirculação do chorume. Embora não houvesse um controle efetivo das taxas de recirculação, esse estudo demonstra os efeitos positivos da recirculação na rápida atenuação da carga orgânica final.

Outro estudo encontrado na literatura sobre recirculação de líquidos percolados em aterro sanitário foi realizado por Diamadopoulos (1994). Ele constatou que a recirculação de líquidos percolados gerados em área "jovem" do aterro sanitário em áreas mais antigas diminui a relação média DBO_5/DQO de 0,53 para 0,10. Além disso, observou remoções de DQO da ordem de 90% e de DBO da ordem de 98%.

Sistemas de tratamento aeróbio e anaeróbio

Segundo Metcalf e Eddy (2003) os objetivos do tratamento biológico de águas residuárias são a remoção de sólidos coloidais não sedimentáveis e estabilização da matéria orgânica e, em muitos casos, a remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo). Esses objetivos são alcançados pela atividade de diversos microorganismos, principalmente bactérias.

---

[17] PESSIN, N. et al. A contribuição do monitoramento ambiental para o entendimento do processo de estabilização de resíduos domiciliares em aterros sanitários. In: XIX SILUBESA - SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Porto Seguro. CD-ROM. 2000.

Para o tratamento biológico de chorume podem ser utilizados sistemas aeróbios, como lodos ativados, lagoas aeradas e filtros biológicos; anaeróbios, tais como reator anaeróbio de fluxo ascendente, lagoas anaeróbias e filtro anaeróbio e os facultativos, representados pelas lagoas facultativas (MORAIS, 2005).

Segundo Hoilijoki, Kettunen e Rintala (2000), os processos aeróbios são os mais aplicados para o tratamento do chorume, mas com a desvantagem de alta demanda de energia e a produção excessiva de lodo. Lo (1996) relata em experimento conduzido pelo governo de Hong Kong que o tratamento biológico aeróbio do chorume tem se mostrado uma alternativa aceitável para a redução da concentração do nitrogênio amoniacal pelo processo de nitrificação.

Loukidou e Zouboulis (2001) compararam a eficiência de dois processos de tratamento biológico para líquidos percolados utilizando reatores em batelada com biomassa aderida, variando o material utilizado para a imobilização dos microrganismos. Foram eles: partículas de poliuretana e carbono ativado granular. Os reatores operaram com fases aeróbias e anóxicas alternadas e utilizaram amostras de líquidos percolados de aterro sanitário com DBO_5/DQO de 0,2. A remoção de DQO e DBO no reator com partículas de poliuretana foi 65% e 90%, enquanto no reator com carbono ativado granular foi 81% e 90%, respectivamente. Os autores relatam que o segundo reator mostrou certa desvantagem em relação ao primeiro por ter grande quantidade de sólidos suspensos residuais, pois pequenas partículas de carvão ativado foram liberadas devido ao atrito e por causa dos custos do carvão ativado granular, que são maiores que os do outro material.

Amaral et al. (2008) estudaram a biodegradabilidade anaeróbia de lixiviados de aterro sanitário. Foram utilizados no experimento lixiviado proveniente de aterro sanitário e lodo de reator UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) como inóculo. Os testes mostraram que a melhor relação alimento/microrganismos para biodegradabilidade foi equivalente a 0,45 e que

o lodo empregado apresentou boa capacidade de adaptação ao lixiviado, não demandando aclimatação. O lixiviado apresentou biodegradabilidade anaeróbia de aproximadamente 20% a 5 dias, 40% a 10 dias, 67% a 20 dias e 88% a 30 dias, podendo esse último valor estar superestimado. Apesar dos valores de biodegradabilidade serem baixos em relação à DQO total, são altos se considerada a fração inerte que compõe o lixiviado (DBO_5/DQO de 0,05). Foi recomendada a associação com tratamento físico-químico.

Inanc, Calli e Saatci[18] (2000 apud CONTRERA, 2003), utilizaram três reatores para verificar a tratabilidade anaeróbia do percolado de um aterro sanitário em operação há 3 anos. O percolado apresentava concentrações em termos de DQO entre 18.800 e 47.800mg/L, DBO_5 variando entre 6.820 e 38.500mg/L e N-NH_4 entre 1.660 e 2.690mg/L. Foram utilizados na pesquisa um reator UASB, um reator híbrido e um filtro anaeróbio. Todos os sistemas tiveram um desempenho similar na remoção de DQO entre 80 a 90% com uma carga orgânica aplicada que variou de 1,3 a 8,2kgDQO/m^3dia, porém os autores relatam que o filtro anaeróbio e o reator híbrido foram mais resistentes para a inibição da amônia do que o reator UASB.

Kettunen, Hoilijoki e Rintala (1996), trabalharam com dois reatores em escala de laboratório, um deles o UASB, no tratamento anaeróbio do líquido percolado. O UASB foi operado em duas temperaturas distintas a 24°C e a 11°C devido às baixas temperaturas decorrentes de alguns meses do ano na Finlândia. Para o UASB operado a 24°C a remoção de DQO ficou acima dos 75% com um tempo de detenção hidráulica de 10 horas e carga orgânica de 10kgDQO/m^3dia, e a atividade metanogênica específica do lodo nessa temperatura não foi afetada durante os 282 dias de operação. Já o reator UASB operado a 11°C a remoção de DQO ficou entre 60 a 65% com um tempo de detenção hidráulica entre 1,5 a 2 dias e entre 0,7 a 1,5kgDQO/m^3dia de carga orgânica aplicada. Após 196 dias de

[18] INANC, B.; CALLI, B.; SAATCI, A. Characterization and anaerobic treatment of the sanitary landfill leachate in Istanbul. **Wat. Sci. Tech.** v. 41, nº3, p.223-230, 2000.

operação a atividade metanogênica específica do lodo foi afetada em um terço comparado com o lodo do UASB operado a 24°C. Os autores comentam ainda que houve acúmulo de material inorgânico no lodo dos reatores nas duas temperaturas, e que uma remoção de 80% de amônia e de 40% de nitrogênio total só foi possível com um estágio posterior aeróbio.

Lin, Chang, e Chang (2000), em uma de suas pesquisas experimentais trabalharam com misturas de esgoto doméstico e chorume para o tratamento anaeróbio em reator UASB a 35°C, obtendo um melhor desempenho do UASB, na proporção de 3:1 esgoto e chorume, respectivamente. A eficiência do tratamento pode ser comparada à obtida em tratamentos de esgoto em reatores UASB. As concentrações de DQO e nitrogênio amoniacal no efluente, entretanto, são maiores que os permitidos pela legislação de Taiwan, indicando a necessidade de um pós-tratamento.

Kennedy e Lentz (2000) utilizaram o tratamento em batelada e contínuo em reatores UASB para líquidos percolados. A composição de metano no biogás teve uma taxa de 82 a 88% para o sistema em batelada e acima de 84% no sistema contínuo de tratamento. Os autores atribuíram a alta concentração de metano devido aos níveis de pH do reator que ficaram perto de 8. O fator de produção de biogás para todos os sistemas de reatores ficou entre 0,29 a 0,34$LCH_4/gDQO_{removida}$ que é um bom fator relativamente comparado a valores teóricos de 0,35LCH_4/g $DQO_{removida}$. Ambos os sistemas tiveram uma redução efetiva de níveis de toxicidade do percolado, porém com elevadas cargas e baixos tempos de detenção hidráulica o sistema contínuo se mostrou mais eficiente.

Os sistemas de wetlands também têm sido estudados como tratamento de líquidos percolados. Campos et al. (2002) compararam a eficiência de wetlands em pequena escala, montados em vasos operados em batelada, utilizando diferentes arranjos: vaso com solo apenas, vaso contendo *Typha spp.* (taboa), vaso com gramínea nativa da região do aterro e vaso com taboa e gramínea. O líquido percolado utilizado foi proveniente do Aterro Sanitário

de Piraí no Rio de Janeiro, com concentração de DQO de 933mg/L, DBO_5 de 287mg/L e N-NH_4 de 456mg/L. Os wetlands que continha taboa (sozinho ou com a gramínea) apresentaram melhores resultados de remoção de DQO, chegando a alcançar 98% para taxa de aplicação 11,7L/m^2dia e tempo de retenção de 5 dias. Com relação ao nitrogênio, todos os wetlands estudados apresentaram remoção acima de 95% para as condições citadas. Os autores concluíram que a *Typha spp.* foi mais eficiente em remover matéria orgânica e nutrientes (N e P).

3.4. Caracterização do aterro sanitário de São Carlos

O aterro sanitário de São Carlos está localizado a noroeste do centro urbano na Fazenda Guaporé, próximo ao km 230 da rodovia Washington Luis SP 310 e a um dos afluentes do córrego Galdino. Ele foi inaugurado em junho de 1989 e desde 1996 é operado pela empresa Veja Engenharia Ambiental. Possui aproximadamente 100.000m^2 de área e recebia cerca de 150t por dia de RSU (LOPES, 2007).

Em 1997, a primeira célula construída teve sua capacidade de recebimento de resíduos esgotada, ampliando-se o aterro com uma área emergencial construída ao lado da primeira célula. Em 2002, iniciaram-se as atividades em uma terceira célula devido ao esgotamento da célula anterior. As três primeiras células construídas recebiam como impermeabilização apenas uma camada de argila em sua base e taludes.

Em 2005, houve nova ampliação do aterro mediante a assinatura do Termo de Ajustamento de Conduta (TAC) junto a CETESB e ao Ministério Público. A nova célula foi impermeabilizada com manta de Polietileno de Alta Densidade (PEAD) de 2,0mm de espessura.

O aterro possui coletores de gás com queimador na extremidade e quatro lagoas para armazenamento de líquidos percolados. Eventualmente estes líquidos são aspergidos no aterro, promovendo a recirculação. Em épocas de chuva, os líquidos percolados são

encaminhados para a ETE de Araraquara para evitar transbordamento das lagoas (LOPES, 2007; CONTRERA, 2008). A Figura 2 apresenta o esquema das instalações de líquidos percolados do aterro sanitário.

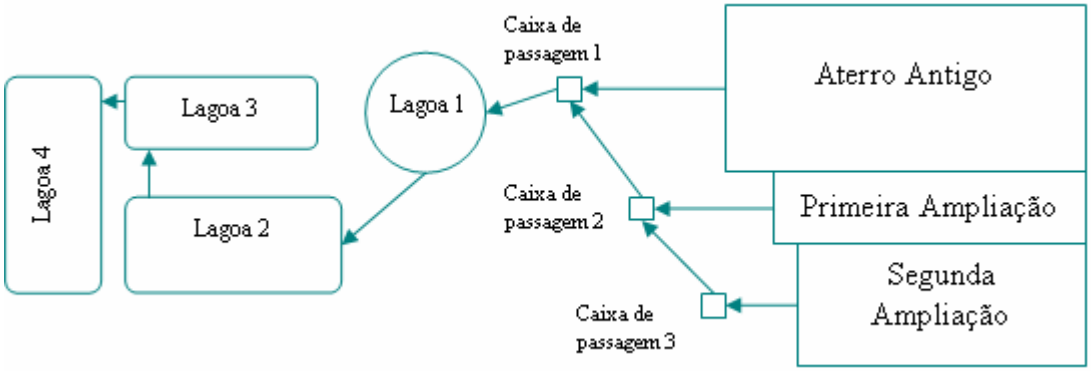

Figura 2. Esquema das instalações do aterro sanitário de São Carlos-SP em 2005
Fonte: Adaptado de CONTRERA, 2008.

A produção de líquidos percolados varia de acordo com a estação do ano. Segundo Contrera (informação pessoal)[19], os funcionários realizaram medições da produção de líquidos percolados na época de seca e cheia, sendo os dados sintetizados na Tabela 12 .

Tabela 12 - Dados da produção de líquidos percolados no aterro sanitário de São Carlos

Ano	Vazões (m^3/dia)		
	Média	Máxima	Mínima
2005	60	100	45

Fonte: CONTRERA, 2008 (informação pessoal).

Atualmente, os RSU de São Carlos são enviados para o aterro sanitário de Guatapará enquanto há uma nova ampliação do aterro da cidade.

[19]CONTRERA, R. C. **Publicação eletrônica** (mensagem pessoal). Mensagem recebida por <flaviadearruda@gmail.com> em 17 jul. 2008.

3.5. Caracterização da Estação de Tratamento de Esgoto de São Carlos

A Estação de Tratamento de Esgoto de São Carlos – ETE Monjolinho – está localizada na estrada municipal Cônego Washington José Pêra, com fronteiras ao norte com o Ribeirão Monjolinho, ao sul com a estrada Cônego Pêra e ao leste com a antiga ferrovia.

O projeto de tratamento da ETE prevê o crescimento da cidade sendo elaborado em duas etapas (TABELA 13). A primeira etapa prevê o tratamento de 600L/s de esgoto e a segunda etapa será construída em 2015 com previsão de tratamento de 1000L/s.

Tabela 13 - Crescimento populacional de São Carlos e previsão da vazão do esgoto sanitário

Ano	População	Vazões (L/s)			
		Média	Máxima diária	Máxima horária	Mínima
2005	202.311	480,6	560,0	818,2	282,5
2015	258.451	635,4	740,0	1056,6	372,2
2031	380.882	954,0	1100,0	1574,7	566,1
2055	500.000	1272,0	1463,0	2100,0	750,0

Fonte: SAAE São Carlos, 2008.

Segundo o site do Serviço Autônomo de Água e Esgoto (SAAE) de São Carlos, a primeira etapa da ETE apresenta as seguintes unidades: caixa de chegada do esgoto bruto; sistema de dosagem de soda; tratamento preliminar (FIGURA 3) composto por grades grosseiras e finas, caixa de areia e gordura, reator controlador de odores; dois módulos de UASB, cada um composto por quatro reatores operando em paralelo (FIGURA 4); sistema para queima de biogás; unidade para dosagem e mistura rápida de coagulantes no esgoto afluente; dois floculadores mecanizados; dois flotadores de ar difuso, circulares e com remoção mecanizada (FIGURA 5); uma casa de saturação para produção de água saturada com ar necessária a flotação; uma calha Parshall para medição de vazão do efluente final; uma escadaria hidráulica para pós-aeração; três elevatórias de lodo flotado; casa de desidratação de lodos; elevatória de drenagem; uma Estação de Tratamento de Água (ETA) para produzir água para uso interno da ETE; um reservatório com câmaras independentes de água potável e água de serviço; e unidades auxiliares tais como: portaria, casa de operação e edificações

necessárias ao sistema elétrico de instrumentação. A Figura 6 é uma foto aérea da visão geral da ETE.

Figura 3. Foto aérea em 01/11/2007 do tratamento preliminar da ETE Monjolinho, São Carlos
Fonte: SAAE São Carlos, 2008.

A segunda etapa englobará a complementação de um sistema de lodos ativados após os reatores UASB em conjunto com a unidade de desinfecção com luz ultravioleta no efluente final. O lodo flotado será continuamente recirculado para a entrada dos tanques aeração e o material excedente será enviado para desidatração. O sistema de desinfecção será introduzido entre a flotação e a pós-aeração.

Figura 4. Foto aérea em 01/11/2007 dos módulos dos reatores UASB da ETE Monjolinho, São Carlos
Fonte: SAAE São Carlos, 2008.

Figura 5. Foto aérea em 01/11/2007 dos flotadores da ETE Monjolinho, São Carlos
Fonte: SAAE São Carlos, 2008.

Figura 6. Foto aérea em 01/11/2007 da visão geral da ETE Monjolinho, São Carlos
Fonte: SAAE São Carlos, 2008.

3.5.1. Reatores UASB

Os reatores UASB são sistemas de tratamento anaeróbio em que o lodo fica suspenso, agregado na forma de floco ou grânulo (JORDÃO, PESSÔA, 2005). Segundo Chernicharo et al. (1999), os reatores de manta de lodo apresentam vantagens em relação aos processos aeróbios convencionais, quando aplicados em local de clima quente. As características dos reatores são:

- Sistema compacto, com baixa demanda de área.
- Baixo custo de implantação.
- Baixa produção de lodo.
- Baixo consumo de energia.
- Satisfatória eficiência de remoção de DBO e DQO, da ordem de 65 a 75%.
- Possibilidade de rápido reinício, mesmo após longas paralisações.
- Elevada concentração de lodo excedente.

- Boa desidratabilidade do lodo.

Ainda, segundo os autores, os aspectos negativos desses reatores são:

- Possibilidade de emanação de maus odores.
- Baixa capacidade do sistema em tolerar cargas tóxicas.
- Elevado intervalo de tempo necessário para a partida do sistema.
- Necessidade de uma etapa de pós-tratamento.

3.6. Teste de atividade metanogênica específica (AME)

A atividade metanogênica específica pode ser definida como a capacidade máxima de produção de metano por um consórcio de microrganismos anaeróbios, realizada em condições controladas de laboratório, para viabilizar a atividade bioquímica máxima de conversão de substratos orgânicos a biogás (AQUINO et al., 2007).

Admitindo-se que a concentração de biomassa no reator está relacionada com a concentração de sólidos voláteis em suspensão (SSV), a atividade metanogênica do lodo pode ser obtida por meio da relação entre a quantidade de DQO convertida em metano, por unidade de tempo, e a concentração de SSV (FORESTI et al., 1999).

Segundo Chernicharo (1997), o teste pode ser utilizado rotineiramente para quantificar a atividade metanogênica de lodos anaeróbios; avaliar o comportamento de biomassas sob o efeito de compostos potencialmente inibidores; determinar a toxicidade relativa de compostos químicos presentes em efluentes líquidos e resíduos sólidos; estabelecer o grau de degradabilidade de diversos substratos; monitorar as mudanças de atividade do lodo, devido a uma possível acumulação de materiais inertes, após longos períodos de operação de reatores; determinar a carga orgânica máxima que pode ser aplicada a um determinado tipo de lodo, proporcionando uma aceleração do processo de partida de sistemas de tratamento e avaliar parâmetros cinéticos.

De acordo com De Zeeuw[20] (1984 apud PENNA (1994)), a metodologia para a determinação da AME consiste de um ensaio em batelada, em que uma quantidade fixa de substrato é adicionada a uma pré-determinada quantidade de lodo anaeróbio. Como a quantidade de biomassa viável deve ser mantida constante durante a realização do teste, devem ser tomados cuidados para que o inevitável crescimento durante o experimento seja desprezível.

Outro cuidado citado da metodologia é prover condições ótimas para que, durante o teste, as bactérias metanogênicas convertam os substratos a metano, nas suas taxas máximas.

Há muitos protocolos na literatura nacional e internacional que propõem diferentes condições para o teste. Os protocolos diferem entre si tanto nos procedimentos adotados para a incubação do lodo (concentração de biomassa, tipo e concentração de substrato, relação alimento/microrganismo, tipo e concentração de nutrientes, tempo de incubação, etc) quanto para a quantificação do metano produzido (PENNA, 1994; AQUINO et al., 2007).

3.6.1. Concentração inicial de inóculo

Conforme Dolfing e Bloemen[21] (1985 apud MONTEGGIA (1997)), a aceitação do teste de atividade metanogênica como um método confiável para avaliação da capacidade máxima de geração de metano requer a independência da taxa de produção de metano da quantidade de lodo biológico, sem a limitação de alimento ou nutrientes. A taxa de produção de metano deve ser linearmente proporcional ao número de organismos responsáveis pela conversão de acetato ou $H_2 + CO_2$ a metano. Esses autores observaram que esse requerimento foi atendido quando acetato era utilizado como substrato (0,2 a 1,5g SV/L).

Usando acetato como alimento para os testes de AME, a concentração recomendada de biomassa oscila na faixa de 2,5gSSV/L (De ZEEUW, 1984; JAMES, CHERNICHARO,

---

[20] DE ZEEUW, W. J. Aclimatization of anaerobic sludge for UASB – reactor start-up. Doctoral Thesis. Agricultural University Wageningen, The Netherlands 157 p., 1984.

[21] DOLFING, J.; BLOEMEN, G. B. M. Activity measurements as a tool to characterize the microbial composition of methanogenic environments. **Journal of Microbiological Methods.** v. 4, p. 1-12, 1985.

CAMPOS[22], 1990 apud MONTEGGIA, 1997) até 5g SSV/L (VALCKE e VERSTRAETE[23], 1983 apud PENNA, 1994).

Monteggia (1997) investigou o efeito da concentração de microrganismos no teste de AME feita sob agitação e conclui que a faixa de valores ótimos ocorreu entre 2 e 5gSSV/L e que, para valores crescentes de SSV, houve redução significativa na duração do teste.

Concentrações de SSV do lodo variando de 1,42g/L a 6,62g/L foram usadas por Soto, Méndez e Lema (1993), e em torno de 3g/L por Visser[24] et al. (1991), citados por Penna (1994).

Não existe uniformização dos testes quanto à quantidade de biomassa empregada, sendo as concentrações em torno de 2,5 a 3,0g/L de SSV as mais utilizadas, de acordo com Penna (1994). Como o resultado do teste será expresso em termos da quantidade de biomassa, presente, a quantidade de inóculo usada, em tese, não precisaria ser exatamente a mesma para diferentes ensaios. O importante é que se saiba exatamente a concentração do lodo presente em cada frasco para que se possa calcular com precisão a massa inicial de inóculo (AQUINO et al., 2007).

3.6.2. Tipo e concentração de substrato

O tipo e requerimento de alimento (substrato metanogênico) é outro fator de vital importância para avaliação de AME. Para se obter a atividade metanogênica específica máxima nos ensaios, é necessário que haja substratos próprios de todas as espécies metanogênicas presentes e em quantidades que não afetem as taxas de conversão, isto é, não sejam fatores limitantes do processo (PENNA, 1994).

---

[22] JAMES, A.; CHERNICHARO, C. A. L.; CAMPOS, C. M. M. The development of a new methodology for the assessment of specific methanogenic activity. **Water Research.** v. 24, p. 813- 825, 1990.
[23] VALCKE, D.; VERSTRAETE, W. A Practical method to estimate the acetoclastic methanogenic biomass in anaerobic reactors. **Journal Water Pollution Control Federation**. v. 55, p. 1191-1195, 1983.
[24] VISSER et a. Anaerobic treatment of synthetic sulfate containing wastewater under thermofilic conditions. In: SIXTH INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON ANAEROBIC DIGESTION. São Paulo, 1991. **Anais...** São Paulo, IAWPRC/ ABES/ CETESB/IPT/SABESP p. 171 – 180, 1991.

Monteggia (1997) concluiu que a concentração de ácido acético na faixa de 2,0 a 4,0g/L resultou em valores máximos de AME. De Zeeuw[20] (1984 apud PENNA (1994)) recomenda o uso de uma mistura de ácido acético, propiônico e butírico ou ácido acético e propiônico somente, com concentração inicial no líquor misturado de 0,6g/l, resultando em concentração equivalente de DQO de 2,64 ou 1,55g/L, respectivamente.

Penna (1994) sugeriu a utilização, como substrato, da própria água residuária que alimenta o reator que forneceu o lodo para o teste, assim como Soto, Méndez e Lema (1991).

3.6.3. Métodos de medição do biogás

Segundo Aquino et al. (2007), há diferentes métodos para a medição do biogás produzido no teste de AME, os quais podem ser classificados em manométricos ou volumétricos.

Os métodos manométricos se baseiam na medição da pressão exercida sobre um sensor (membrana trasdutora de pressão) acoplado ao frasco de reação. Dependendo da configuração do sistema a pressão medida pode ser devido à mistura de gases do biogás, que é constituído principalmente por metano e dióxido de carbono, ou devido somente ao metano. Como é possível, através da calibração do sistema, estabelecer uma correlação entre a pressão medida e a quantidade de metano presente dentro do frasco de reação, o registro diário da pressão permite determinar a taxa diária de produção do metano e, por conseguinte, o valor da AME (AQUINO et al., 2007).

Os métodos volumétricos se baseiam na determinação do volume de biogás ou metano produzido em um frasco reacional que contém o lodo a ser testado. A literatura reporta três metodologias comumente utilizadas que empregam procedimentos volumétricos: medição do volume e composição do biogás; medição apenas da composição do biogás; medição direta do volume de metano (AQUINO et al., 2007).

4. MATERIAIS E MÉTODOS

No estudo foi utilizado o teste da atividade metanogênica específica, pois ele simula o ambiente anaeróbio do reator UASB e permite medir a atividade dos microrganismos para uma comparação posterior da influência da adição de líquido percolado no tratamento.

4.1. Frascos

Os frascos de soro de 400mL foram utilizados no experimento, sendo que 250mL foram utilizados para a fase líquida (inóculo e substrato) e 150mL para a fase gasosa.

4.2. Inóculo

O inóculo utilizado foi o lodo proveniente do UASB do Campus da Escola de Engenharia de São Carlos (EESC), que recebe o esgoto sanitário local. A concentração de sólidos totais, fixos e voláteis no lodo foi determinada segundo Standard methods for the examination of waste and wastewater (APHA, 1998). Com o resultado da concentração de sólidos voláteis totais (TABELA 14) foi possível calcular o volume de lodo a ser colocado em cada frasco para que sua concentração seja em torno de 10g/L. Segundo Penna (1994), a concentração de SSV igual a 10g/L é a mais adequada para os testes de atividade metanogênica com lodo de esgoto sanitário sob o ponto de vista de menor duração do ensaio e melhor reprodutividade dos resultados.

Tabela 14 - Concentração dos sólidos totais no lodo do reator UASB do Campus da ESSC

Parâmetro	Concentração (g/L)
Sólidos totais	55,41
Sólidos totais voláteis	36,72
Sólidos totais fixos	18,87

4.3. Substratos

O esgoto sanitário usado como substrato foi coletado da própria estação de tratamento do Campus da EESC. O líquido percolado utilizado foi coletado no aterro sanitário de São Carlos na caixa de passagem 2 (Figura 2), que atende às células do aterro mais recentes. A

DQO bruta de cada substrato foi determinada inicialmente para que pudesse ser calculado o volume de cada um nos frascos, segundo APHA (1998) (TABELA 15).

Contrera (2008), em seus estudos, fez a caracterização dos líquidos percolados da caixa de passagem 2, obtendo os resultados apresentados na Tabela 16, sendo os resultados de DQO compatíveis com os resultados do experimento.

Tabela 15 - DQO inicial dos substratos utilizados

Parâmetro	DQO (mg/L)
Esgoto bruto	419
Líquido percolado bruto	3885

Tabela 16 - Caracterização do líquido percolado da caixa de passagem 2

Parâmetro	Valor
DQO	4.025
COT	1.200
pH	8,21
Ácidos voláteis totais (titulação)	524
Alcalinidade total	9.538

Fonte: CONTRERA (2008), adaptado.

4.4. Condição em cada frasco

Foram determinadas três condições de operação da Estação de Tratamento de Esgoto de São Carlos caso os líquidos percolados fossem adicionados ao tratamento de esgoto sanitário, baseados nas vazões de esgoto na ETE para o ano de 2005 e na produção de líquidos percolados no aterro sanitário:

1) Pior condição de efluente: vazão mínima de esgoto sanitário (282,5L/s) e máxima de líquidos percolados (100m^3/dia).
2) Condição intermediária de efluente: vazão média de esgoto sanitário (480,6L/s) e média de líquidos percolados (60m^3/dia).
3) Melhor condição de efluente: vazão máxima de esgoto sanitário (560,0L/s) e mínima de líquidos percolados (45m^3/dia).

O cálculo do volume de inóculo foi realizado com base na concentração dos sólidos totais voláteis. Para um volume final de 250mL, com concentração de 10g/L e concentração inicial de 36,72g/L, obteve-se o volume de 70mL.

Para o cálculo do volume de cada substrato, foi utilizada a seguinte equação:

$$C_e V_e + C_l V_l = C_f V_f$$

Em que

C_e = concentração de DQO no esgoto sanitário (mg/L)

V_e = o volume de esgoto sanitário (L)

C_l = concentração de DQO no líquido percolado (mg/L)

V_l = volume de líquido percolado (L)

C_f = concentração de DQO na mistura final (mg/L)

V_f = volume final da mistura (L)

Inicialmente, utiliza-se a equação trocando os volumes pelas vazões correspondentes, em cada condição, para que a concentração final de DQO seja calculada. Com esse dado, é possível utilizar novamente a equação, para calcular os volumes necessários de cada substrato. No segundo cálculo, substituiu-se o volume total por 180mL, que é o volume destinado à fase líquida descontando-se o volume do inóculo.

A pior condição, a condição intermediária e a melhor condição apresentam, respectivamente, concentração final de DQO de 433mg/L, 424mg/L e 422mg/L. Os volumes calculados estão na Tabela 17. Além das condições estipuladas, foram montados dois frascos como controle, um contendo apenas esgoto sanitário como substrato e o outro apenas líquido percolado.

Tabela 17 - Volumes de inóculo, esgoto sanitário e líquido percolado em cada frasco

Condição	Frasco	Volume do Esgoto Sanitário (mL)	Volume do Líquido Percolado (mL)	Inóculo (mL)
Controle - esgoto sanitário	1	180	-	70
Controle - líquido percolado	2	-	180	70
Pior condição	3	179,27	0,73	70
Condição intermediária	4	179,74	0,26	70
Melhor Condição	5	179,84	0,16	70

4.5. Montagem do experimento

Os volumes indicados anteriormente foram colocados nos frascos de soro. Em cada frasco foi borbulhado N_2 puro durante 5 minutos para que um ambiente anaeróbio se estabelecesse mais rapidamente. Os frascos foram tampados com tampa de borracha e lacre metálico, assegurando sua completa vedação e inibindo a fuga de gases do interior dos frascos.

Os frascos foram incubados em um agitador a 25ºC e a 30rpm. O gás metano do headspace foi monitorado durante 8 dias por cromatografia a gás.

4.6. Determinação do metano

A concentração do metano no headspace foi determinada por cromatografia a gás durante um período de 8 dias. Foram retiradas alíquotas de 0,5mL de cada frasco com auxílio de uma seringa com válvula de trava. Os frascos não foram depressurizados após cada medida, com o intuito de quantificar a concentração acumulada do metano.

O cromatógrafo utilizado foi Gow-Mac Instrument Co, modelo 69, com coluna Porapak-Q (comprimento de 2,0m e diâmetro de $1/4$") com detector de condutividade térmica, série 150, utilizando como gás de arraste o hidrogênio. O integrador era da marca Hewlett-Packard, modelo HP3396, série II. A temperatura do detector, da coluna e do injetor foi de 55ºC e a corrente foi de 150mA.

4.7. Cálculo da atividade metanogênica

O número de mols de metano no headspace, para cada medida, foi obtido através da curva analítica do metano apresentada a seguir.

$$x = \frac{y + 3425{,}31}{19356183639{,}05}$$

Em que

x = mols de metano

y = área cromatográfica

Em seguida, foi determinada a quantidade total de metano em massa de acordo com a equação proposta por Tiedje[25] et al. (1982 apud GIANOTTI (1994)), levando-se em conta o coeficiente de absorção de Bunsen:

$$M = C_m (V_g + V_l \alpha)$$

Em que

M = quantidade total de CH_4 na fase líquida e gasosa (g)

C_m = concentração de CH_4 na fase gasosa em g/mL ($C_m = 16x/v_s$), sendo v_s o volume retirado do headspace com a seringa, em mL, e x o número de mols obtido anteriormente. O número 16 refere-se ao número de grama-mol do metano

V_g = volume da fase gasosa (mL)

V_l = volume da fase líquida (mL)

α = coeficiente de absorção de Bunsen para CH_4 (em 25ºC = 0,0327, segundo ROTHFUSS et al., 1996)

Os dados da concentração do metano do frasco 2 foram ajustados por regressão linear. Os demais dados de concentração foram ajustados para uma função hiperbólica empírica

[25] TIEDJE, J. M. et al. Denitrification: ecological niches, competition and survival. **Antonie van Leeuwenhock.** v. 48, p. 569-583, 1982.

utilizando-se método de regressão não linear de Levenberg-Marquardt com o software Microcal Origin® 6.0, minimizando a somatória dos erros ao quadrado, do tipo:

$$M_t = \frac{\alpha.t}{\beta + t}$$

Em que

M_t = massa de metano acumulada (g)

t = tempo (h)

α = quantidade máxima de metano obtida (g)

β = tempo necessário para se obter metade da máxima quantidade de metano (h)

Em seguida, a hipérbole ajustada foi derivada e os dados foram divididos pela quantidade de sólidos totais voláteis. O ponto de máximo corresponde à velocidade máxima de produção de metano. Integrando-se a curva de velocidade-tempo, a velocidade média foi determinada a partir da equação que se segue.

$$r_{media} = \frac{\int_0^t r.dt}{\int_0^t dt}$$

Em que

r_{media} = velocidade média de produção de metano (g CH_4 /g STV h)

Testes estatísticos de correlação linear (coeficiente de correlação de Pearson) e não linear (coeficiente de correlação de Spearman) foram aplicados nos dados obtidos para saber se há correlação entre a proporção de líquidos percolados na amostra e os dados de velocidade máxima e média, máxima quantidade de metano obtida e o tempo necessário para se obter metade da máxima quantidade de metano.

O coeficiente de correlação de Pearson foi calculado segundo a equação a seguir (KACHIGAN, 1991):

$$r = \frac{\Sigma(x_i - \overline{x})(y_i - \overline{y})}{(n-1)s_x s_y}$$

Em que

r = coeficiente de correlação de Pearson

x_i , y_i = variáveis de correlação (x e y)

$\overline{x}$, $\overline{y}$ = média das variáveis (x e y)

n = número de pares

s_x , s_y = desvio padrão das variáveis x e y ($\sqrt{\frac{\Sigma(x_i - \overline{x})^2}{(n-1)}}$)

Segundo o autor, o coeficiente de correlação varia de -1 a 1, sendo que o sinal indica se a correlação é positiva ou negativa. Quanto mais próximo de 1 ou -1, maior a correlação linear existente. Se r ficar próximo de 0, não há correlação linear. Para saber se a correlação é significativa, há uma tabela que indica os valores críticos de r, relacionando o número de pares da amostras com o nível de significância α. Se o valor de r obtido da amostra for maior que o valor crítico da tabela, pode-se rejeitar a hipótese nula de que não há correlação linear. Porém, se o valor de r obtido for menor, aceita-se a hipótese nula indicando que não existe correlação linear.

Considerando um nível de significância de 0,05 e 4 o número de pares da amostra, para o teste bilateral tem-se que o valor crítico de r é de $|0{,}950|$. Assim, o valor de r precisa ser maior que 0,95 ou menor que -0,95 para que a correlação linear seja significativa.

No cálculo do coeficiente de correlação de Spearman, é realizado inicialmente a classificação de cada número de cada grupo de dados a serem correlacionados em categorias que variam de 1 a n, sendo n o número de pares. Cada número do grupo é classificado em ordem crescente, em que o menor número recebe a classificação 1 e o maior a classificação n.

Em seguida, é feita a subtração aos pares dessas categorias. O coeficiente de Spearman é, então, calculado segundo a equação a seguir (KACHIGAN, 1991):

$$r_s = 1 - \frac{6\Sigma d^2}{n(n^2 - 1)}$$

Em que

r_s = coeficiente de correlação de Spearman

d = diferença entre as categorias

n = número de pares

Similarmente ao que ocorre com o coeficiente de Pearson, o coeficiente de Spearman varia de -1 a 1, sendo que as extremidades indicam forte correlação não linear.

4.8. Análises físico-químicas

Ao final do experimento foram determinadas em cada frasco as concentrações de sólidos totais, fixos e voláteis, segundo Standard methods for the examination of waste and wastewater (APHA, 1998). A quantificação dos sólidos totais voláteis foi importante para verificar se a concentração dos microrganismos foi um fator limitante e para poder comparar os dados obtidos.

A DQO foi determinada para cada frasco, com as amostras filtradas em membranas de 1,2µm, no início e no fim do experimento, segundo APHA, 1998. Essas membranas são capazes de reter apenas material particulado.

Os ácidos voláteis foram determinados de acordo com o método proposto por Dillalo e Albertson (1961) e a alcalinidade a bicarbonato foi determinada segundo Dillalo e Albertson (1961) modificado por Ripley et al. (1986), apenas ao final do experimento. As amostras utilizadas foram filtradas, inicialmente, em membranas de 1,2µm.

4.9. Microscopia

Exames de microscopia foram realizados inicialmente no lodo e, após a finalização do teste da atividade metanogênica, no lodo de cada frasco. Foi utilizado um microscópio Leica DM LB, acoplado a câmara Leica DC 200 e ao software Image-Pro plus (versão 4.5.0.19), com análises sob luz comum e fluorescência.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Atividade metanogênica

Os frascos foram monitorados por 8 dias, com um total de 20 medidas cada. Os resultados dos testes de DQO, ácidos voláteis, alcalinidade a bicarbonato e sólidos totais, fixos e voláteis estão representados na Tabela 18.

Tabela 18 - Dados dos testes realizados com as amostras dos frascos no início (apenas a DQO) e no final do experimento (DQO, ácidos voláteis, alcalinidade a bicarbonato, sólidos totais, fixos e voláteis

Frasco	DQO inicial (mg/L)	DQO final (mg/L)	Ácidos Voláteis final (mg/L)	Alcalinidade a Bicarbonato final (mg/L)	Sólidos Totais final (g/L)	Sólidos Totais Voláteis final (g/L)	Sólidos Totais Fixos final (g/L)
1	162	202	55,58	227,80	10,58	7,128	3,452
2	2291	3075	944,47	6008,70	17,088	8,44	8,648
3	156	196	44	264,78	12,574	8,61	3,964
4	138	166	50,49	246,91	11,763	7,718	4,045
5	137	215	55,58	230,75	11,548	7,756	3,792

Os valores da DQO final estão superiores à DQO inicial, podendo ser explicados pela conversão da matéria orgânica particulada em matéria orgânica solúvel, que não é retida pela membrana utilizada no processo de filtração.

Os dados de alcalinidade indicam que esse parâmetro não foi fator limitante para o processo de degradação da matéria orgânica, pois ela esteve presente em todos os frascos.

Os sólidos totais voláteis indicam, aproximadamente, a concentração em cada frasco de microrganismos, estipulado anteriormente em torno de 10g/L. Os dados obtidos foram próximos ao estipulado, indicando que esse também não foi um fator limitante à degradação da matéria orgânica.

A relação em todos os frascos de ácidos voláteis/DQO ao final do experimento ficou em torno de 0,25, valor mínimo, segundo Contrera (2008), para que o tratamento de lixiviados em sistemas anaeróbios seja possível.

A produção de metano foi verificada inicialmente nos frascos 1, 3, 4 e 5 a partir de 3 horas do início do experimento, enquanto no frasco 2 a produção de metano pôde ser verificada a partir das 5 horas. A produção de metano nos frascos 1, 3, 4 e 5 estabilizou-se a partir de 94,5h, enquanto que no frasco 2 não ocorreu a estabilização da produção.

Os gráficos dos perfis temporais da massa de metano produzida em cada frasco, ajustados para hipérbole ou reta, estão representados nas Figuras 7 a 11.

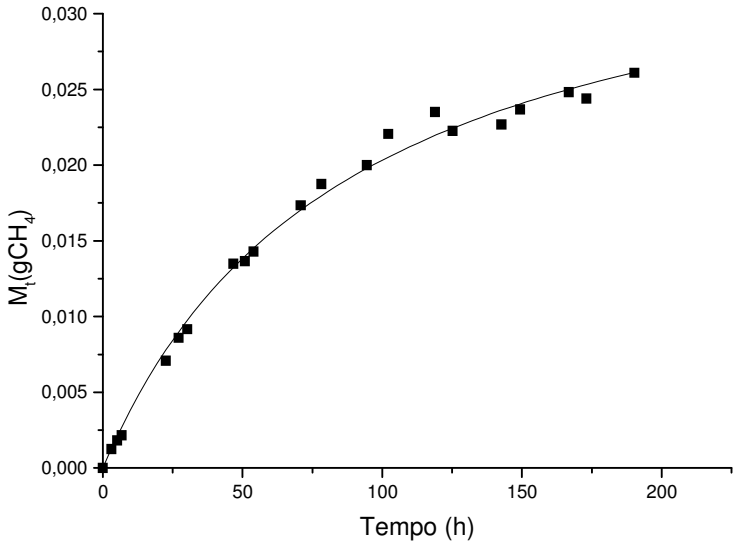

Figura 7 - Perfil temporal da massa de metano produzida (M_t) ao longo do tempo no frasco 1 (controle – esgoto sanitário)

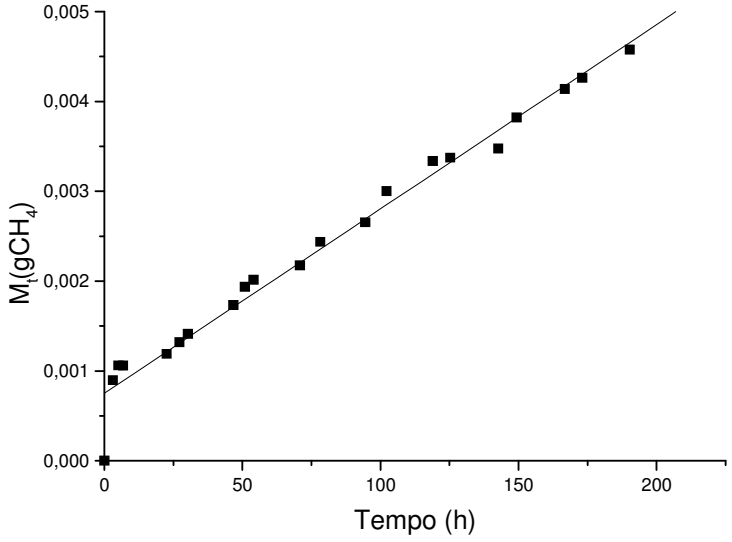

Figura 8 - Perfil temporal da massa de metano produzida (M_t) ao longo do tempo no frasco 2 (controle – líquido percolado)

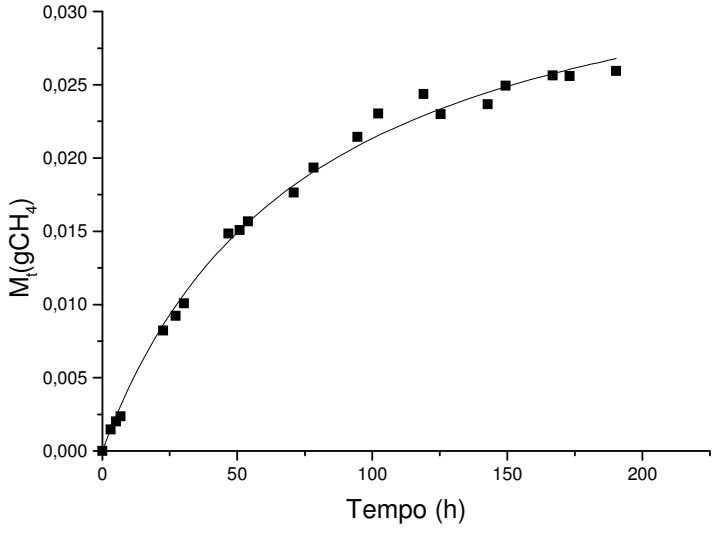

Figura 9 - Perfil temporal da massa de metano produzida (M_t) ao longo do tempo no frasco 3 (pior condição)

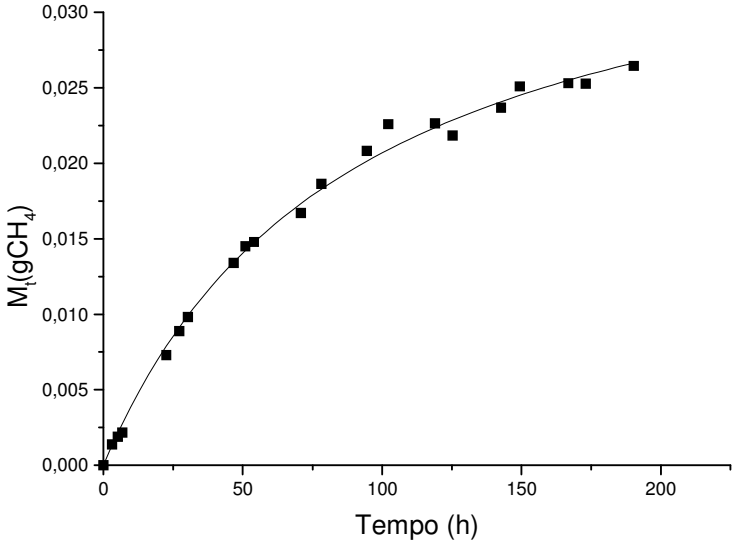

Figura 10 - Perfil temporal da massa de metano produzida (M_t) ao longo do tempo no frasco 4 (condição intermediária)

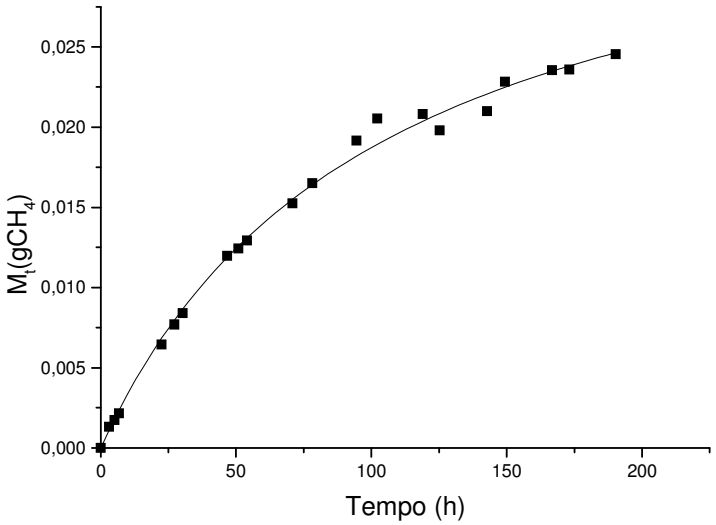

Figura 11 - Perfil temporal da massa de metano produzida (M_t) ao longo do tempo no frasco 5 (melhor condição)

Os parâmetros α e β das hipérboles resultantes dos dados dos frascos 1, 3, 4 e 5 estão representados na Tabela 19 juntamente com o coeficiente de determinação (R^2) e os respectivos erros, assim como a equação da reta resultante dos dados do frasco 2.

Tabela 19 - Valores dos parâmetros α e β das equações hiperbólicas dos dados dos frascos 1, 3, 4 e 5 e a equação da reta dos dados do frasco 2 com os respectivos coeficientes de determinação

Parâmetro	Frasco				
	1	2	3	4	5
α (g CH_4)	0,0382 (± 0,0013)	-	0,0374 (± 0,0011)	0,0391 (± 0,0011)	0,0379 (± 0,0013)
β (h)	87,932 (± 6,596)	-	75,231 (± 5,188)	89,092 (± 5,674)	102,227 (± 7,228)
Equação	-	$y = 7,528*10^{-4} + 2,051*10^{-5}x$	-	-	-
R^2	0,994	0,976	0,995	0,996	0,995

Os dados de quantidade máxima de metano dos frascos 1, 3, 4 e 5, bem como o tempo necessário para se obter a metade dessa quantidade foram dispostos em gráficos, relacionando-os com a proporção de líquidos percolados em cada frasco. Os gráficos estão representados nas Figuras 12 e 13.

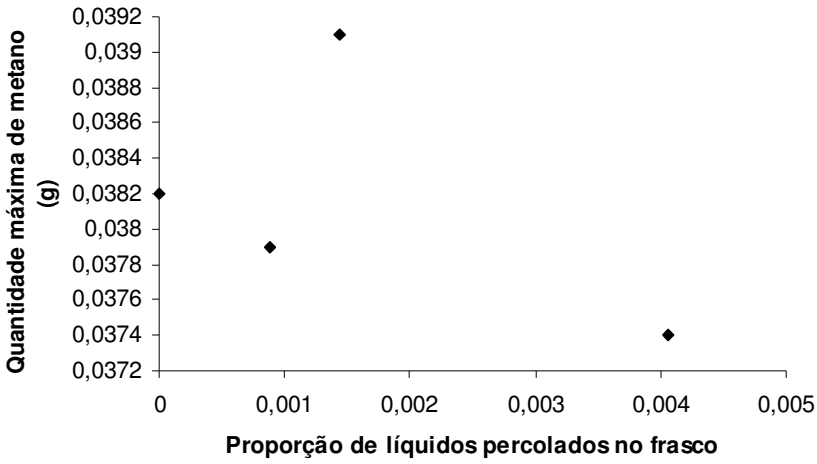

Figura 12 - Gráfico de quantidade máxima de metano obtida (g) em relação à proporção de líquidos percolados no frasco

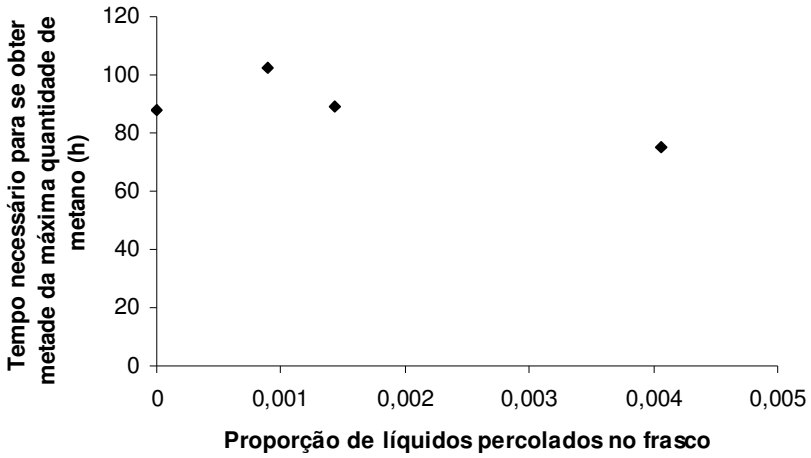

Figura 13 - Gráfico do tempo necessário para se obter a metade da máxima quantidade de metano (h) em relação à proporção de líquidos percolados no frasco

No teste de correlação de Pearson para a quantidade máxima de metano produzida foi obtido um coeficiente r de -0,50, o que indica uma tendência de correlação negativa, ou seja, quanto maior a proporção de líquidos percolados no frasco, menor a quantidade máxima de metano produzida. Para que a hipótese nula de que não há correlação linear seja rejeitada, o coeficiente precisa ser menor que -0,950, como citado anteriormente. Para a amostra estudada, não é possível afirmar que a correlação linear ocorre. Talvez ela possa ser observada em uma amostra maior.

Considerando o teste de correlação de Spearman, obteve-se um coeficiente de -0,40, indicando também uma correlação não linear negativa. Porém, pelo tamanho da amostra não é possível afirmar que essa correlação seja significativa.

Pode-se perceber uma tendência em diminuir a quantidade máxima de metano produzida com o aumento da proporção de líquidos percolados na amostra, porém a correlação não é significativa para o tamanho da amostra estudada. Para as proporções que ocorreriam na ETE de São Carlos, caso os líquidos percolados fossem tratados em conjunto com o esgoto sanitário, não há alteração significativa na produção máxima de metano.

Na análise do tempo necessário para que a metade da quantidade máxima de metano seja produzida percebe-se uma pequena tendência em diminuir essa variável com o aumento da proporção de líquidos percolados. No entanto, no teste de correlação linear de Pearson, o coeficiente obtido foi de -0,72. O coeficiente não é menor que o valor crítico, indicado que a hipótese nula de que não há correlação linear não pode ser rejeitada.

No teste de correlação de Spearman, o coeficiente foi de -0,40, indicando também uma correlação não linear negativa. Porém, pelo tamanho da amostra não é possível afirmar que essa correlação seja significativa. Para as proporções apresentadas, não há alteração significativa do tempo para que a metade da quantidade máxima seja produzida.

Os testes estatísticos apresentados não indicaram correlações lineares e não lineares significativas, apesar da tendência de diminuição das variáveis com o aumento da proporção de líquidos percolados na amostra. É possível que com uma amostragem maior fosse possível identificar essas correlações, com alto nível de significância.

Como mencionado anteriormente, as equações hiperbólicas foram derivadas para determinar a velocidade máxima e, em seguida, a curva velocidade-tempo foi integrada, calculando-se, assim, a velocidade média. As Figuras 14 a 17 representam as curvas hiperbólicas derivadas dos frascos 1, 3, 4 e 5, indicando as velocidades máximas e médias. As velocidades máxima e média do frasco 2 foram encontradas, derivando-se a equação da reta e integrando-se a curva velocidade-tempo. Como a equação que representa os dados do frasco 2 é uma reta, as velocidades máxima e média do frasco 2 são iguais. A Tabela 20 apresenta as velocidades de todos os frascos.

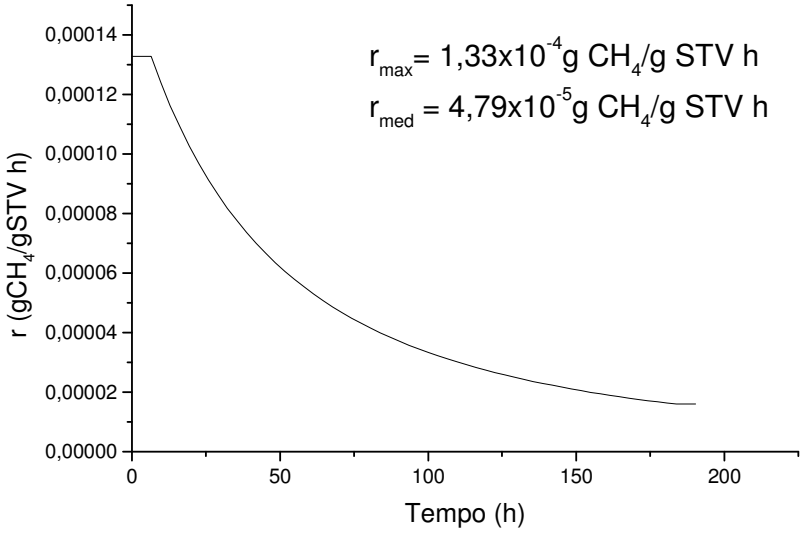

Figura 14 – Derivada da curva hiperbólica do frasco 1, indicando as velocidades máxima e média

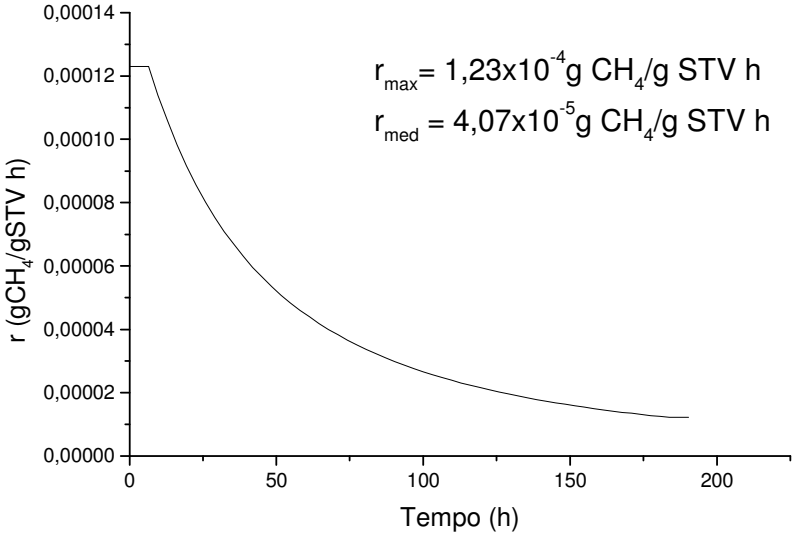

Figura 15 - Derivada da curva hiperbólica do frasco 3, indicando as velocidades máxima e média

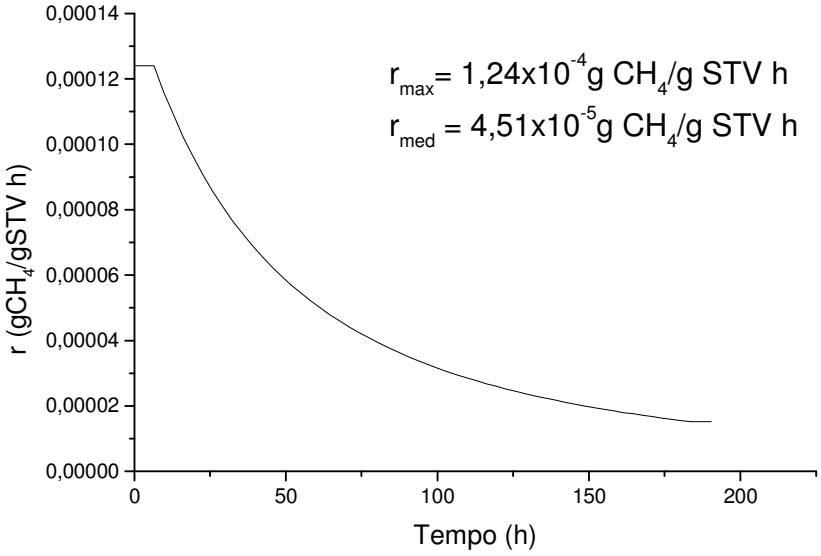

Figura 16 - Derivada da curva hiperbólica do frasco 4, indicando as velocidades máxima e média

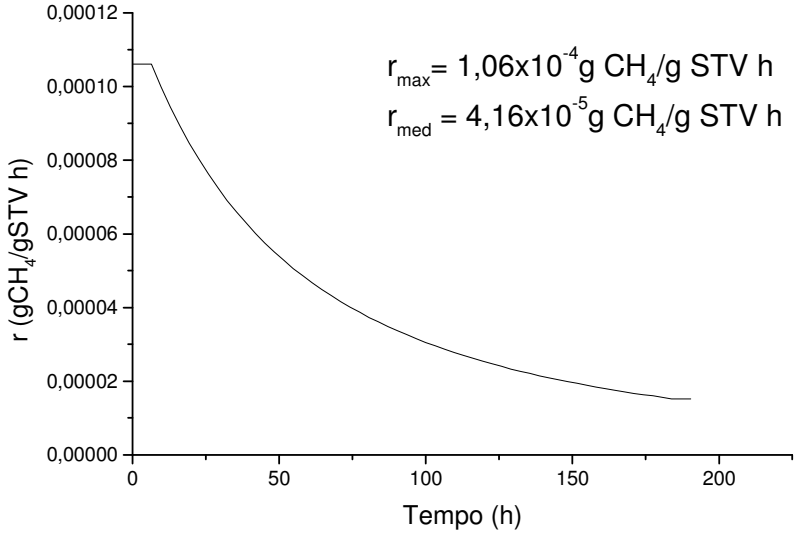

Figura 17 - Derivada da curva hiperbólica do frasco 5, indicando as velocidades máxima e média

Tabela 20 - Velocidades máxima e média de produção de metano dos frascos 1 a 5.

Velocidade de produção de metano	Frasco				
	1	2	3	4	5
Velocidade máxima ($g\ CH_4/g\ STV\ h$)	$1,33 \times 10^{-4}$	$6,07 \times 10^{-6}$	$1,23 \times 10^{-4}$	$1,24 \times 10^{-4}$	$1,06 \times 10^{-4}$
Velocidade média ($g\ CH_4/g\ STV\ h$)	$4,79 \times 10^{-5}$	$6,07 \times 10^{-6}$	$4,07 \times 10^{-5}$	$4,51 \times 10^{-5}$	$4,16 \times 10^{-5}$

Os dados de velocidade máxima e média de produção de metano dos frascos 1, 3, 4 e 5, foram dispostos em gráficos, relacionando-os com a proporção de líquidos percolados em cada amostra. Os gráficos estão representados nas Figuras 18 e 19.

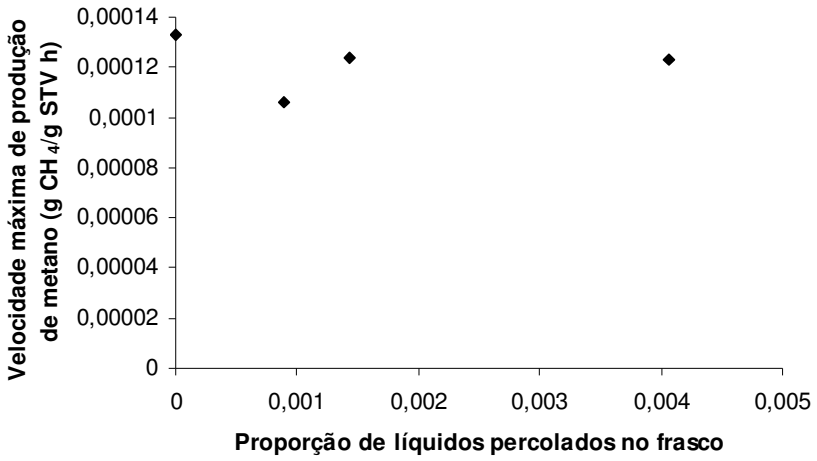

Figura 18 - Velocidade máxima de produção e metano (g CH_4/g STV h) em relação à proporção de líquidos percolados na amostra

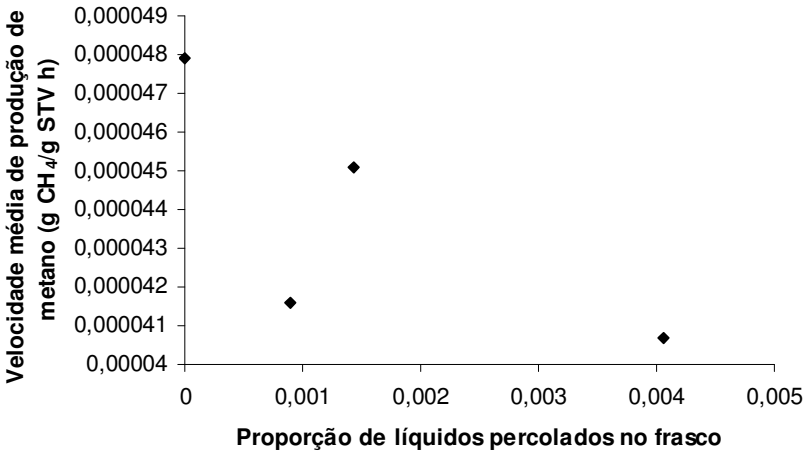

Figura 19 - Velocidade média de produção e metano (g CH_4/g STV h) em relação à proporção de líquidos percolados na amostra

O teste de correlação de Pearson para a velocidade máxima de produção de metano (g CH_4/g STV h) em relação à proporção de líquidos percolados na amostra indica que não há correlação linear, pois o coeficiente r obtido foi muito próximo a 0 (r = -0,07). No teste de

Spearman, o coeficiente de correlação obtido foi de -0,40, coeficiente muito baixo para poder afirmar que existe alguma correlação não linear.

Os testes estatísticos indicam que não é possível afirmar que existe correlação entre a velocidade máxima e a proporção de líquidos percolados na amostra, porém não significa que a correlação não exista. É necessária a realização de testes com maior quantidade de amostras para que os resultados se mostrem mais conclusivos.

O frasco 2, que contém apenas líquidos percolados e inóculo apresentou uma velocidade máxima muito inferior aos outros frascos, que contém uma mistura de esgoto sanitário e líquidos percolados. Isso pode ter acontecido devido ao fato de que o inóculo era proveniente de um reator UASB para tratamento de esgoto sanitário e seria necessário um período de adaptação dos microrganismos ao substrato contendo apenas líquidos percolados. Nos outros frascos, a proporção de líquidos percolados em relação ao esgoto sanitário era muito pequena, não sendo necessário o período de adaptação inicial, como pode ser observado pela hipérbole de produção de metano. Outra possibilidade é o possível efeito tóxico de componentes presentes nos líquidos percolados, como a concentração de amônia, influenciando na atividade dos microrganismos (VAN HAANDEL[26], MARAIS, 1999 apud PAGANINI, 2003; SILVA et al., 2004).

Assim como a velocidade máxima, a velocidade média (g CH_4/g STV h) não apresentou nem correlação linear ($r = -0,74$), nem correlação não linear ($r_s = -0,80$). Há tendência de diminuir a velocidade média com o aumento da proporção dos líquidos percolados na amostra, porém não se pode afirmar estatisticamente que há correlação, pois o tamanho da amostra é muito pequeno. O frasco 2 também apresentou velocidade média muito inferior à obtida nos outros frascos, provavelmente pelas mesmas razões apresentadas para a velocidade máxima.

---

[26] VAN HAANDEL, A.; MARAIS, G. **O comportamento do Sistema de Lodo Ativado: Teoria e aplicações para projetos e operação**. Campina Grande, 1999.

Nas proporções utilizadas no experimento, que são compatíveis com as proporções reais de esgoto sanitário e líquidos percolados produzidos na cidade de São Carlos, não ocorreu diminuição significativa da produção de metano, indicando a possibilidade de tratar os efluentes em conjunto na ETE, como ocorre nas cidades de São Paulo e Araraquara.

Paganini et al. (2003) estudaram a capacidade das ETE de São Paulo (Barueri e Suzano) para o recebimento do chorume produzido nos aterros sanitários da região. Apesar de ter ocorrido um aumento de volume do chorume tratado nas ETE de 69% entre os anos de 1999 e 2003, ainda não é representativo em relação ao volume tratado nas estações. Porém, os valores correspondentes às cargas orgânicas já são bastante significativos, ultrapassando 11% em Barueri e 4% em Suzano.

De acordo com os dados, verificou-se que tanto Barueri quanto a Suzano já atingiram o limite máximo para o recebimento de zinco e cromo, sem que haja inibição dos processos de lodos ativados. Verificou-se também, que a ETE Suzano já atingiu o limite máximo permitido para o recebimento de chumbo em seu sistema de tratamento, a partir do qual poderá ocorrer inibição nos processos aeróbios de tratamento.

Lin et al. (2000) concluíram em experimentos que simulavam um reator UASB a possibilidade de tratar misturas de líquidos percolados e efluentes de fossa séptica, indicando que a eficiência do tratamento depende da mistura desses componentes, sendo que quanto maior a quantidade de líquidos percolados, menor sua eficiência. Os autores levantaram duas possibilidades para essa ocorrência: presença de componentes orgânicos refratários e inibição dos microrganismos pelo aumento da concentração de amônia.

Há na literatura relatos de tratamento dos líquidos percolados por via anaeróbia como os estudos de Kennedy e Lentz (2000), que concluíram que o tratamento de líquidos percolados em reatores UASB apresentou altas concentrações de metano no biogás e redução efetiva de níveis de toxicidade do percolado. Inanc, Calli e Saatci[18] (2000 apud CONTRERA,

2003) estudaram reatores UASB para tratar apenas líquidos percolados, tendo como resultado remoção de DQO entre 80 a 90%.

Quando há mistura dos líquidos percolados com o esgoto sanitário para o tratamento, pode ocorrer apenas a diluição dos percolados devido à pequena produção se comparada com a produção de esgoto sanitário. É necessária a realização de mais estudos para se constatar se ocorre esse fenômeno ou se os percolados são realmente degradados. Ainda, é necessário analisar quais concentrações máximas de metais pesados na mistura líquidos percolados/esgoto sanitário que não prejudicariam o sistema de tratamento da estação.

5.2. Microscopia

Os resultados iniciais da microscopia no lodo do reator UASB revelaram a presença de fungos, através da visualização de hifas (FIGURA 20), bem como filamentos, cocos (FIGURA 21), organismos semelhantes às *Methanosaeta* e *Methanosarcina*, com predominância da última.

As arqueas do gênero *Methanosarcina* se caracterizam pela disposição cúbica dos cocos formando sarcinas e pela fluorescência típica resultante da presença da coenzima F_{420}. A coenzima F_{420} age como doadora de elétrons em pelo menos uma etapa da redução de CO_2. A forma oxidada da coenzima F_{420} absorve luz em 420nm e fluoresce com coloração azulada (FIGURA 22) (MADIGAN et al., 1997).

As arqueas do gênero *Methanosaeta* são caracterizadas por bacilos de extremidade reta, que formam filamentos longos e flexíveis. Nas células de *Methanosaeta* a coenzima F_{420} é encontrada em concentrações baixas que não causam auto-fluorescência visível sob microscopia com ultravioleta (KONIG; SETTER, 1989).

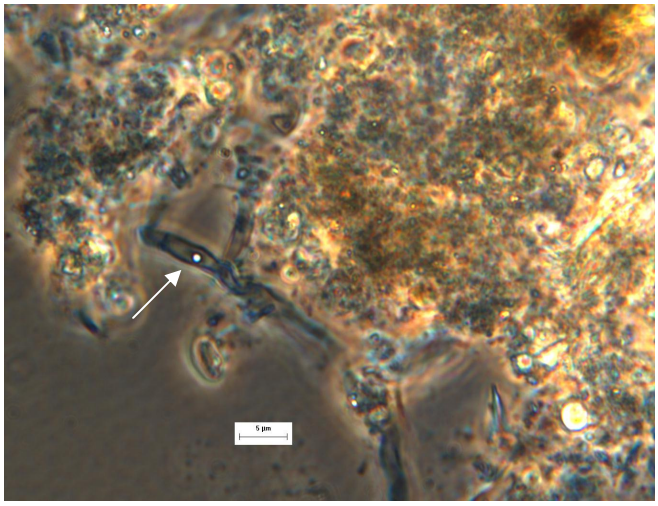

Figura 20 - Microscopia do lodo do UASB, evidenciando a presença de fungos

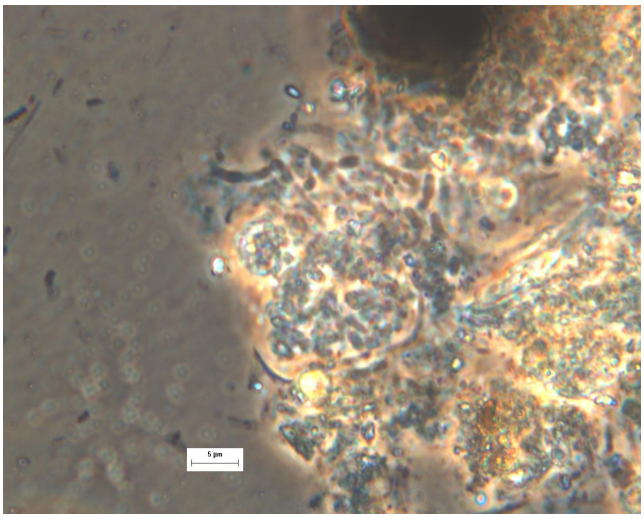

Figura 21 - Microscopia do lodo do UASB, evidenciando a presença de filamentos e cocos

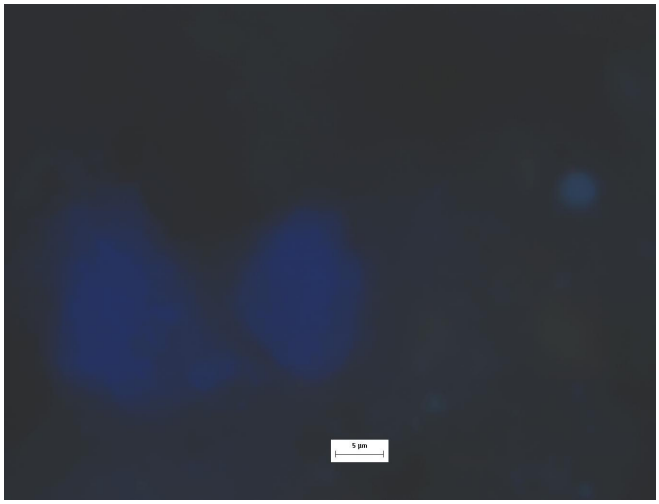

Figura 22 - Microscopia do lodo do UASB, evidenciando organismos semelhantes às *Methanosarcina*

Nas amostras do lodo dos frascos do teste foram encontrados organismos semelhantes às *Methanosaeta* e *Methanosarcina*, bacilos fluorescentes, fungos (FIGURA 23), cadeias de cocos (FIGURA 24) e filamentos. Na amostra 1 foram encontradas também morfologias semelhantes às bactérias redutoras de sulfato (BRS), apresentadas na Figura 25 .

Em todas as amostras houve predominância de *Methanosaeta* (FIGURA 26) em relação às *Methanosarcina* (FIGURA 27). Além disso, foi observado que com a presença de líquidos percolados na amostra ocorreu aumento da produção de bacilos fluorescentes (FIGURA 28), evidenciados nas amostras 2, 3, 4 e 5.

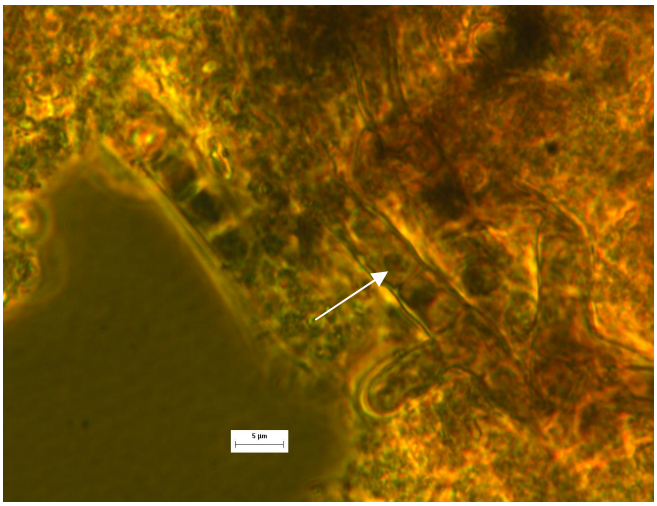

Figura 23 - Microscopia no lodo da amostra 2, evidenciando a presença de fungos

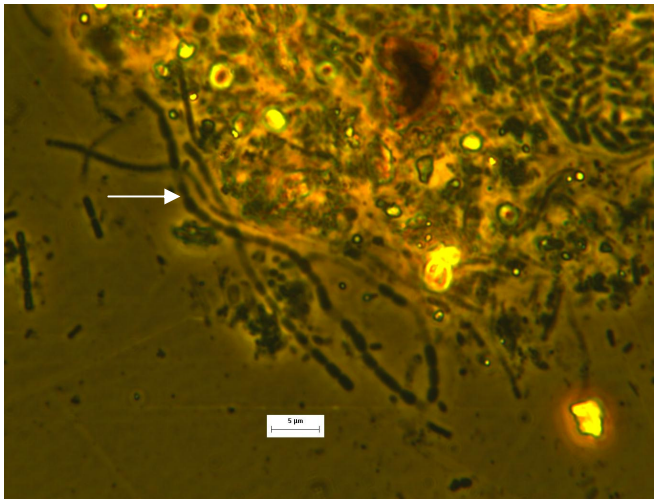

Figura 24 - Microscopia no lodo da amostra 4, evidenciando a presença da cadeia de cocos

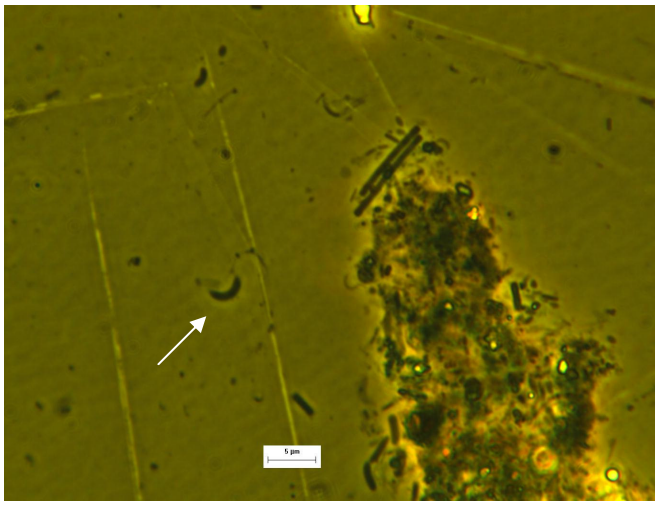

Figura 25 - Microscopia no lodo da amostra 1, evidenciando organismos morfologicamente semelhantes às BRS

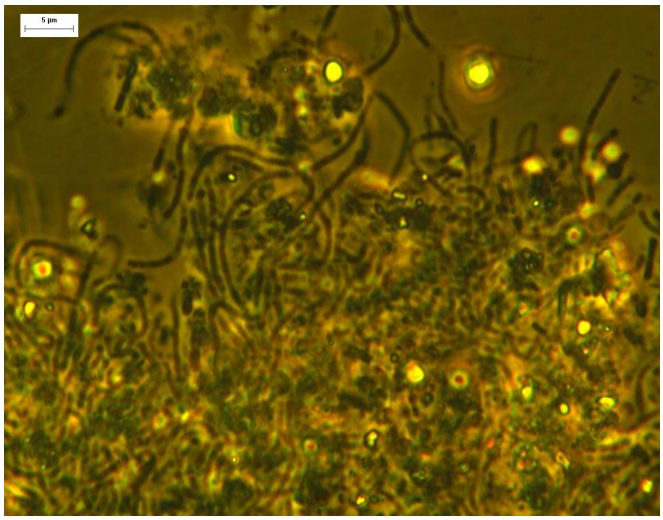

Figura 26 - Microscopia no lodo da amostra 4, evidenciando organismos semelhantes às *Methanosaeta*

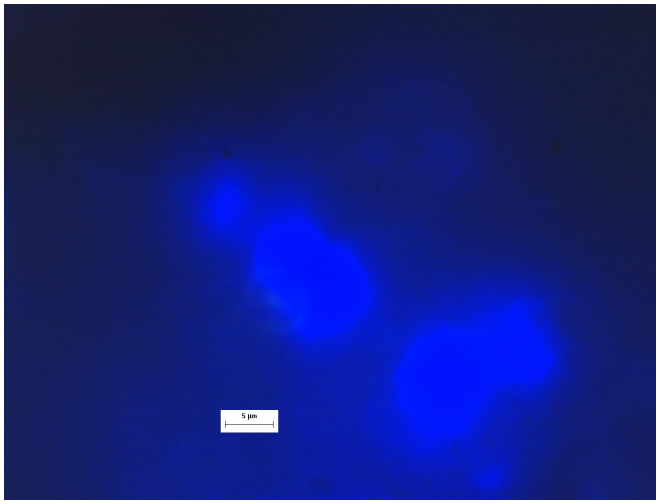

Figura 27 - Microscopia no lodo da amostra 1, evidenciando organismos semelhantes às *Methanosarcina*

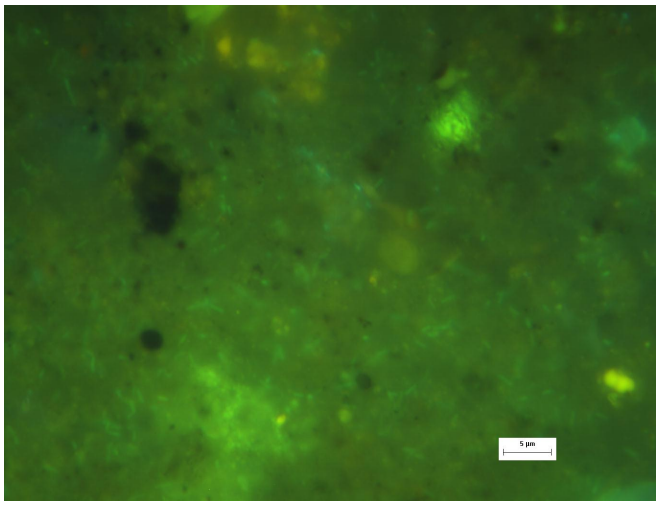

Figura 28 - Microscopia no lodo da amostra 3, evidenciando a presença de bacilos fluorescentes

Observa-se que todas as amostras de lodo apresentaram microrganismos metanogênicos, necessários à produção de metano. Os microrganismos não foram, portanto, o limitante na produção do gás.

6. CONCLUSÕES

O teste de atividade metanogênica específica com mistura de esgoto sanitário e líquido percolado indicou que:

- Existe a possibilidade de tratar conjuntamente líquidos percolados provenientes do aterro sanitário de São Carlos com o esgoto sanitário na ETE da cidade, sem prejuízo significativo para a qualidade do efluente dos reatores anaeróbios.
- A velocidade máxima e média de produção de metano para a pior condição de efluente foi de $1{,}23 \times 10^{-4}$ e $4{,}07 \times 10^{-5}$g CH_4/g STV h e para a melhor condição foi de $1{,}06 \times 10^{-4}$ e $4{,}16 \times 10^{-5}$ g CH_4/g STV h, respectivamente.
- Não há correlação estatística significativa entre o aumento da proporção de líquido percolado na amostra com a diminuição da velocidade máxima e média de produção de metano, bem como diminuição da quantidade máxima de produção de metano e o tempo para que a metade da quantidade máxima seja produzida, considerando o tamanho da amostra utilizada.
- O exame de microscopia não evidenciou diferenças significativas entre as amostras com relação à presença de microrganismos.

7. RECOMENDAÇÕES

Recomenda-se a realização de testes de atividade metanogênica específica com maior quantidade de amostras para saber se, com uma amostragem maior, o aumento da proporção de líquidos percolados se mantém sem correlação estatística significativa com as demais variáveis.

Além disso, acredita-se ser importante variar as proporções de líquidos percolados nas amostras para delimitar sua concentração máxima na mistura com esgoto sanitário de modo a evitar possíveis prejuízos na qualidade do efluente.

8. BIBLIOGRAFIA

AMARAL, M. C. S.; FERREIRA, C. F. A.; LANGE, L. C.; AQUINO, S. F. Avaliação da biodegradabilidade anaeróbia de lixiviados de aterros sanitários. **Engenharia Sanitária e Ambiental.** v. 13 (1), p. 38-45, 2008.

APHA. **Standard methods for the examination of waste and wastewater**. American Public Health Association, Washington, D.C. 19th Ed. 1998.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. **Panorama dos resíduos no Brasil.** 2007. 152 p. Disponível em: <http://www.abrelpe.org.br/noticia_destaque_panorama.php>. Acesso em: 18 jul. 2008.

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

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 10.004. **Resíduos sólidos.** Rio de Janeiro, ABNT, 2004.

BIDONE, F. R. A.; POVINELLI, J. **Conceitos básicos de resíduos sólidos.** São Carlos, EESC/USP, 1999.

BRASIL. Projeto de lei nº 1991 de 2007. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos e dá outras providências.

CALIJURI, M.; MELO, A. L. O.; LORENTZ, J. F**.** Identificação de Áreas para a Implantação de Aterros Sanitários com Uso de Análise Estratégica de Decisão. **Informática Pública**, v. 4, (2), p. 231-250, 2002.

CAMPOS, J. C.; FERREIRA, J. A.; MANNARINO, C. F.; SILVA, H. R.; BORBA, S. M. P. Tratamento do chorume do aterro sanitário de Piraí (RJ) utilizando wetlands. In: SIBESA - SIMPÓSIO ÍTALO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 6. Vitória, 2002.

CASTILHOS JUNIOR, A. B. (Coord.). **Resíduos sólidos urbanos:** aterro sustentável para municípios de pequeno porte. Rio de Janeiro: ABES, Rima, 2003. 294 p.

CASTRO, M. C. A. A. de **Avaliação de um sistema australiano de lagoas no tratamento conjunto de esgoto sanitário e líquidos percolados gerados em aterro sanitário.** 2001. 214 p + anexos. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2001.

CHERNICHARO, C. A. L. **Princípio do tratamento biológico de águas residuárias:** reatores anaeróbios. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – Universidade Federal de Minas Gerais, 1997. v. 5, 246 p.

CHERNICHARO, C. A. L. et al. Reatores anaeróbios de manta de lodo. In: CAMPOS, J. R. (coord.). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo.** Rio de Janeiro: ABES, 1999. Cap. 7, p. 155-198.

CHRISTENSEN, T. H.; BJERG, P. P. L.; JENSEN, D. L.; J. B.; CHRISTENSEN, A.; BAUM, A.; ALBRECHTSEN, H-J.; HERON G. Biochemistry of landfill leachate plumes. **Applied Geochemistry**, v.16, p. 659-718, 2001.

CONAMA 001. E**stabelecem as definições, as responsabilidades, os critérios básicos e as diretrizes gerais para uso e implementação da Avaliação de Impacto Ambiental como um dos instrumentos da Política Nacional do Meio Ambiente.** Conselho Nacional de Meio Ambiente, Resolução nº 001, de 23 de janeiro de 1986. Diário Oficial da União, de 17 de fevereiro de 1986.

CONAMA 308. **Licenciamento Ambiental de sistemas de disposição final dos resíduos sólidos urbanos gerados em municípios de pequeno porte.** Conselho Nacional de Meio Ambiente, Resolução nº 308, de 21 de março de 2002. Diário Oficial da União nº 144, de 19 de julho de 2002, Seção 1, paginas 77-78.

CONTRERA, R. C. **Tratamento Biológico de líquidos percolados de aterros sanitários utilizando reator anaeróbio horizontal de leito fixo (RAHLF).** 2003. 149 p. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2003.

CONTRERA, R. C. **Estudo da tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários em sistemas de reatores anaeróbio e aeróbio operados em bateladas seqüenciais e em um filtro biológico anaeróbio contínuo de fluxo ascendente.** 2008. 731 p. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008.

DIAMADOPOULOS, E. Characterization and treatment of recirculation – stabilized leachate. **Water Research.** v. 28, p. 2439-2445, 1994.

DILLALO, R.; ALBERTSON, O. E. Volatile acids by direct tritation. **J. WPCF**. v. 33, p. 356-365, 1961.

EHRIG, H. J. **Cantidad y contenidos de lixiviados de rellenos de desechos domésticos**. In: Proyecto CEPIS/GTZ Fortalecimiento Técnico de CEPIS, San José, Costa Rica, 1992.

FLECK, E. et al. A metodologia de monitoramento ambiental e operacional dos aterros sanitários de Porto Alegre e municípios conveniados. In: XXVII CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. **Anais...**, Porto Alegre, 3 a 8 Dezembro de 2000.

FORESTI, E. et al. Fundamentos do tratamento anaeróbio. In: CAMPOS, J. R. (coord.). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo.** Rio de Janeiro: ABES, 1999. Cap. 2, p. 29-52.

GIANOTTI, E. P. **Desnitrificação em uma lagoa marginal do rio Mogi-Guaçu, Lagoa do Infernão (Estação Ecológica de Jataí-Luíz Antônio – SP).** 1994. 245 p. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1994.

GOMES, L. P. **Estudo da caracterização física e da biodegradabilidade dos resíduos sólidos urbanos em aterros sanitários**. 1989. 167 p. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e

Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1989.

GOMES, T. L. **Avaliação quali-quantitativa do percolado gerado no aterro controlado de Santa Maria – RS.** 2005. 96 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2005.

HAMADA, J; MATSUNAGA, I. Concepção do sistema de tratamento de chorume para o aterro sanitário de Ilhéus – BA. In: SIMPÓSIO LUSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA, 9. **Anais...** Porto Seguro, 2000. 1CD, IV-055.

HAMADA, J.; SILVA, C. L.; GIACHETI, H. L. Análise critica de sistemas para tratamento de chorume de aterros para resíduos sólidos urbanos. In: ICTR – CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA EM RESÍDUOS E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL. Florianópolis, Santa Catarina, 2004.

HOILIJOKI, T. H.; KETTUNEN, R. H.; RINTALA, J. A. Nitrification of anaerobically pretreated municipal landfill leachate at low temperature. **Wat. Res.** v. 34, n°5, p.1435-1446, 2000.

INSTITUTO BRASILEIRO DE ADMINISTRAÇÃO MUNICIPAL. **Manual de Gerenciamento Integrado de resíduos sólidos.** Rio de Janeiro: IBAM, 2001. 204 p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Pesquisa Nacional de saneamento Básico.** 2000. Disponível em: <www.ibge.gov.br>. Acesso em: 20 abr. 2008.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgoto doméstico**. Rio de Janeiro, 4 ed. 2005. 932 p.

KACHIGAN, S. K. **Multivariate statistical analysis:** a conceptual introduction. 2nd ed. New York: Radius Press, 1991. 303 p.

KENNEDY, K. J.; LENTZ, E. M. Treatment of landfill leachate using sequencing bath and continuous flow upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors. **Wat. Res.,** v.34, n°14, p.3640-3656, 2000.

KETTUNEN, R. H.; HOILIJOKI, T. H.; RINTALA, J. A. Anaerobic and sequential anaerobic-aerobic treatments of municipal landfill leachate at low temperatures. **Biores. Tech.**, v.58, p.31-40, 1996.

KIEHL, E. J. **Metodologia da compostagem e ação fertilizante do composto de resíduos domiciliares.** Escola Superior de Agronomia Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1979.

KJELDSEN, P. et al. Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: a review. **Environmental Science and Technology**. v. 32, (4), p. 297-336, 2002.

KONIG, H.; SETTER, A.O. Archaeobacteria. In: STALEY, J.; BRYANT, M. P.; PFENNING, N; HOLF, J. G. editors. **Bergey´s manual of systematic bacteriology**. Williams and Wilkins. 1989.

LIN, C. Y.; CHANG, F. Y.; CHANG, C. H. Co-digestion of leachate with septage using a UASB reactor. **Biores. Tech.**, v.73, p.175-178, 2000.

LO, I. M.-C. Characteristics and treatment of leachates from domestic landfills. **Environment International.** v. 22, nº 4, p. 433-442, 1996.

LOPES, A. A. **Estudo da gestão e do gerenciamento integrado dos resíduos sólidos urbanos no município de São Carlos (SP).** 2003. 176 p. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2003.

LOPES, A. A. **Estudo da gestão integrada dos resíduos sólidos urbanos na bacia Tietê-Jacaré (UGRHI – 13).** 2007. 370 p. Dissertação (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2007.

LOUKIDOU, M. X; ZOUBOULIS, A. I. Comparison of two biological treatment processes using attached-growth biomass for sanitary landfill leachate treatment. **Environmental Pollution**. v. 111, p. 273-281, 2001.

MADIGAN, M. T. et al. **Brock biology of microorganisms.** Prentice Hall. Inc. 1997.

MANAHAN, S. E**. Environmental Chemistry.** Sixth Edition. CRC Press Inc., 1999.

METCALF, L.; EDDY, H. P. **Wastewater Engineering:** treatment, disposal reuse. NY: McGraw Hill, 4ª ed., 2003, 1334 p.

MINISTÉRIO DAS CIDADES. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. **Diagnóstico do manejo de resíduos sólidos urbanos.** Brasília, 2007. Disponível em: <www.snis.gov.br>. Acesso em: 25 abr. 2008.

MONTEGGIA, L. Proposta de metodologia para avaliação do parâmetro 'Atividade Metanogênica Específica. In: 19º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, ABES, Foz do Iguaçu, 1997.

MORAIS, J. L. de **Estudo da potencialidade de processos oxidativos avançados, isolados e integrados com processos biológicos tradicionais, para tratamento e chorume de aterro sanitário**. 2005. 207 p. Tese (Doutorado em Química) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2005.

NAGALI, A. **Diagnóstico e avaliação dos impactos ambientais de aterros de disposição de resíduos no estado do Paraná – estudo de caso dos municípios de Jacarezinho e Barra do Jacaré.** 2005. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2005.

NARUO, M. K. **O estudo do consórcio entre municípios de pequeno porte para disposição final de resíduos sólidos urbanos utilizando sistemas de informações geográficas**. 2003. 286 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2003.

OLIVEIRA, S. Gestão de resíduos sólidos urbanos (RSU) na microrregião de serra de Botucatu/SP. **Revista Limpeza Pública**. São Paulo, n. 47, mai. 1998.

PACHECO, J. R.; PERALTA-ZAMORA, P. G. Integração de processos físico-químicos e oxidativos avançados para remediação de percolado de aterro sanitário (chorume). **Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 9, nº4, p. 306-311, 2004.

PAGANINI, W. S. et al. Avaliação da capacidade das estações de tratamento de esgotos do sistema integrado da Região Metropolitana de São Paulo – RMSP – para o recebimento do chorume produzido nos aterros sanitários da região. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22, 2003, Joinvile. **Anais...**, Joinvile, 2003.

PENNA, J. A. **Estudo da metodologia do teste de atividade metanogênica específica.** 1994. 509 p. + anexos. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1994.

PESSIN, N. et al. Avaliação do Processo de Degradação dos Resíduos Sólidos Dispostos em Duas Células-Piloto de Aterramento. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22, 2003, Joinvile. **Anais...**, Joinvile, 2003.

REAL, J. L. G. **Riscos ambientais em aterros de resíduos sólidos com ênfase na emissão de gases.** 2005. 173 p. Dissertação (Mestrado em Ciências em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2005.

RIPLEY, L. E. et al. Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of high-strenght wastes. **J. WPCF**. v. 58, p. 406-411, 1986.

RITA, F. **Desempenho de um reator UASB em escala piloto para o tratamento anaeróbio de líquidos percolados de resíduos sólidos urbanos.** 2002. 96 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Centro Tecnológico da Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2002.

ROTHFUSS, F. G. C. et al. Combination of photoacoustic detector with gas diffusion probes for the measurement of methane concentration gradients in submerged paddy soil. **Chemosphere.** v. 33, nº 12, p. 2487-2504, 1996.

RUSSO, M. A. T. **Avaliação dos processos de transformação de resíduos sólidos urbanos em aterro sanitário**. 2005. 320 p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil). Escola de Engenharia, Universidade do Minho, 2005.

SÃO PAULO. Decreto nº 8468, de 08 de setembro de 1976. Aprova o Regulamento da Lei nº 997, de 31 de maio de 1976, que dispõe sobre a Prevenção e o Controle da Poluição do Meio Ambiente. **D.O.E. Executivo**, São Paulo, SP, 09 de setembro de 1976.

SÃO PAULO. Lei nº 12300, de 16 de março de 2006. Institui a Política Estadual de Resíduos Sólidos e define princípios e diretrizes.

SCHALCH, V. **Análise comparativa do comportamento de dois aterros sanitários e correlações dos parâmetros do processo de digestão anaeróbia.** 1992. 220p. Tese

(Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1992.

SERVIÇO AUTÔNOMO DE ÁGUA E ESGOTO. Disponível em: <www.saaesaocarlos.com.br> Acesso em: 18 jul. 2008.

SILVA, A. et al. Treatment and detoxification of a sanitary landfill leachate. **Chemosphere**. v. 55, p. 207-214, 2004.

SOTO, M.; MÉNDEZ, R.; LEMA, J. M. Methanogenic and non-methanogenic activity tests. Theoretical basis and experimental set up. **Wat. Res.** v. 27, nº 8, p. 1361-1376, 1993.

TCHOBANOGLOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL, S. **Integrated Solid Waste Management – Engineering Principles and Management Issues.** Irwin/McGraw – Hill, USA, 1993.

ZUQUETTE, L. V.; GANDOLFI, N. Problems and rules to select the landfill waste disposal sites Brasil. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON URBAN GEOLOGY, 1991. Sfax (Tunisia), 300-309. Theme IV. Les Déchets Urbans. p. 74-183.