

Serviço de Pós-Graduação EESC/USP

EXEMPLAR REVISADO

Data de entrada no Serviço: 10 / 09 / 01

Ass.: *Guilherme*

**AVALIAÇÃO DE UM SISTEMA AUSTRALIANO DE
LAGOAS NO TRATAMENTO CONJUNTO DE
ESGOTO SANITÁRIO E LÍQUIDOS PERCOLADOS
GERADOS EM ATERRO SANITÁRIO**

MARCUS CESAR AVEZUM ALVES DE CASTRO

Tese apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos, da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para obtenção do Título de Doutor em Hidráulica e Saneamento.

ORIENTADOR: Prof. Dr. Valdir Schalch

DEDALUS - Acervo - EESC



31100036736



São Carlos
2001

Class.	TESE
Cult.	1323
Tombo	T02.04/01

dt 1199069

C355a

Castro, Marcus Cesar Avezum Alves de
Avaliação de um sistema australiano de lagoas no
tratamento conjunto de esgoto sanitário e líquidos
percolados gerados em aterro sanitário / Marcus Cesar
Avezum Alves de Castro. -- São Carlos, 2001.

Tese (Doutorado) -- Escola de Engenharia de São
Carlos-Universidade de São Paulo, 2001.

Área: Hidráulica e Saneamento.

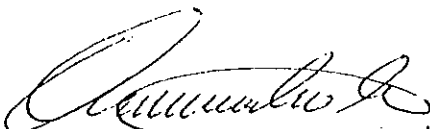
Orientador: Prof. Dr. Valdir Schalch.

1. Resíduos sólidos. 2. Aterro sanitário.
3. Chorume. Título.

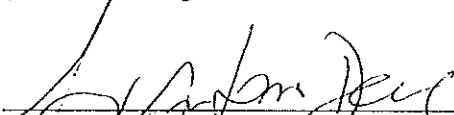
FOLHA DE JULGAMENTO

Candidato: Engenheiro **MARCUS CESAR AVEZUM ALVES DE CASTRO**


Tese defendida e julgada em 06-07-2001 perante a Comissão Julgadora:



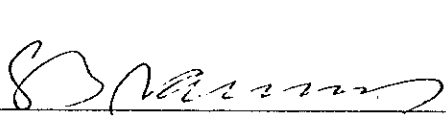
Prof. Dr. **VALDIR SCHALCH (Orientador)**
(Escola de Engenharia de São Carlos/USP) APROVADO



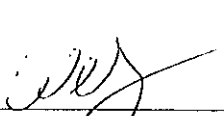
Prof. Dr. **LUIZ ANTONIO DANIEL**
(Escola de Engenharia de São Carlos/USP) APROVADO




Prof. Dr. **JOSÉ LEOMAR FERNANDES JUNIOR**
(Escola de Engenharia de São Carlos/USP) APROVADO



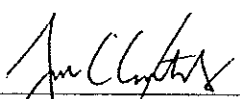
Prof. Tit. **SAMUEL MURGEL BRANCO**
(Faculdade de Saúde Pública /USP) APROVADO



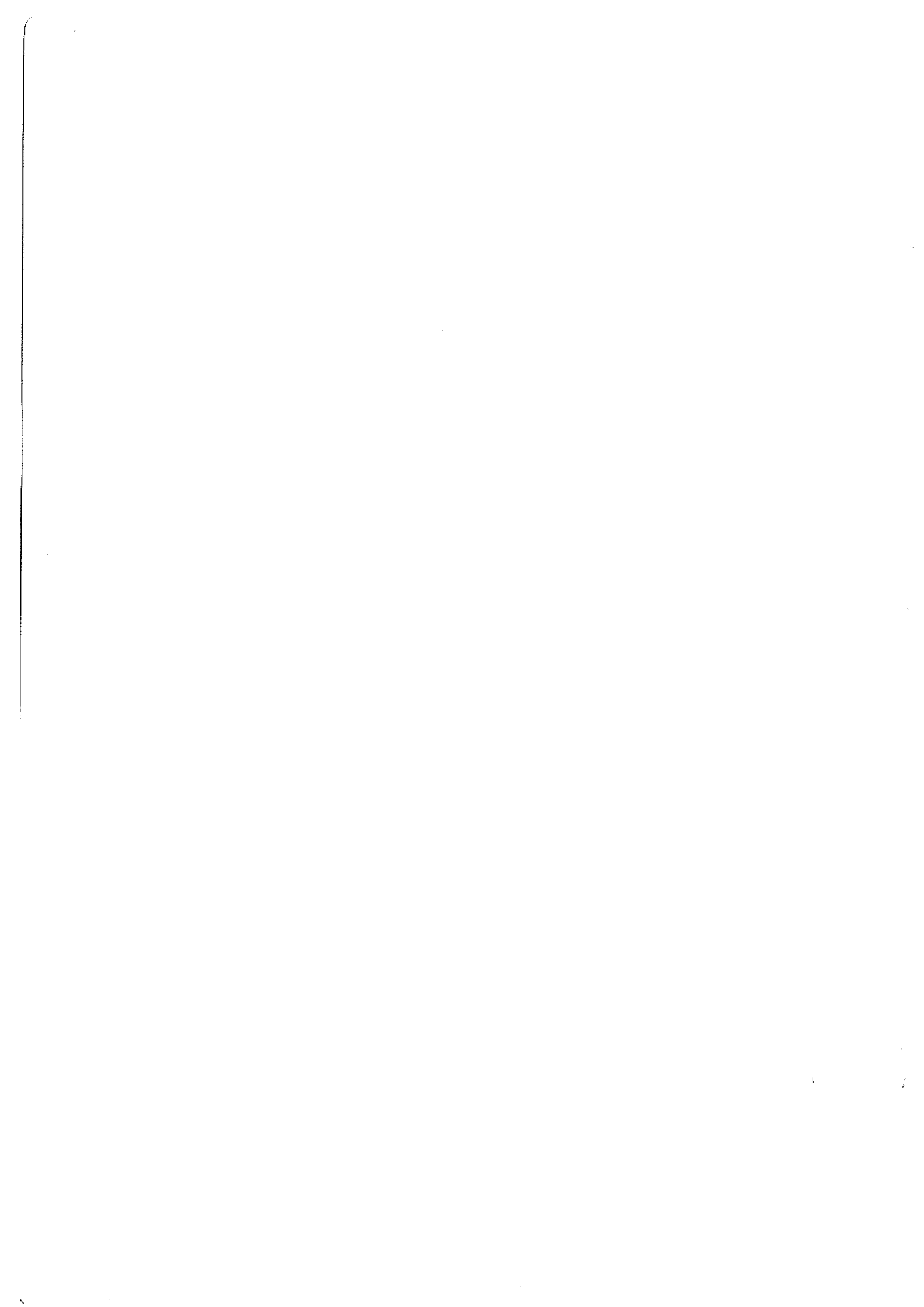
Prof. Dr. **WELLINGTON CYRO DE ALMEIDA LEITE**
(UNESP – Campus de Guaratinguetá) APROVADO



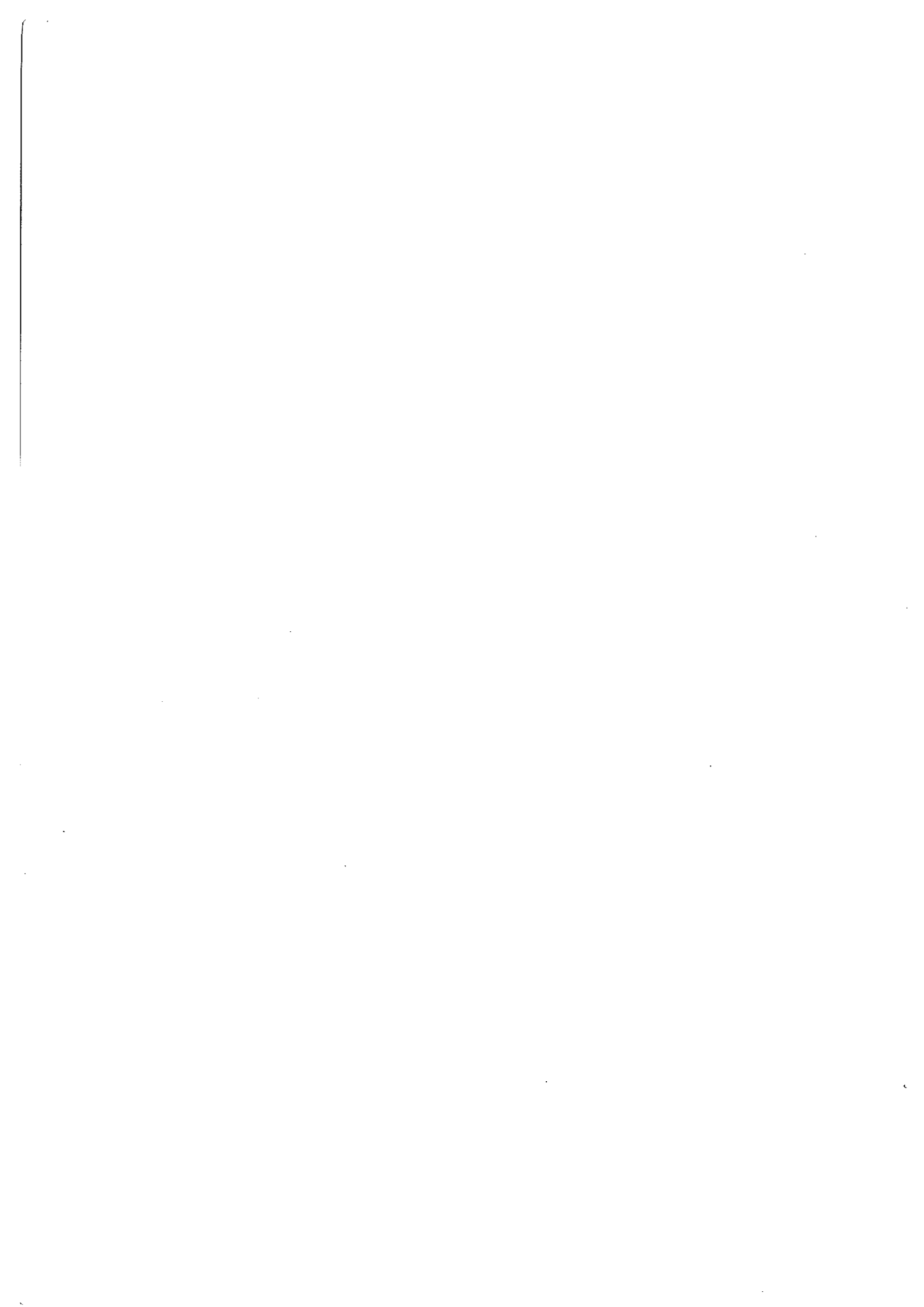
Profa. Associada **MARIA DO CARMO CALIJURI**
Coordenadora do Programa de Pós-Graduação
em Engenharia (Hidráulica e Saneamento)



JOSÉ CARLOS A. CINTRA
Presidente da Comissão de Pós-Graduação



*À Fabiana, minha esposa, a quem sempre
desejei ter ao meu lado e aos frutos desse amor
Anna Clara e Anna Flora, minhas filhas.*



AGRADECIMENTOS

A Deus pela minha história de vida.

Ao Prof. Dr. Valdir Schalch pelo apoio, companheirismo e estímulo em todos os momentos do trabalho.

Ao Prof. Dr. José Leomar Fernandes Júnior pelas sugestões e pelo apoio prestado na realização deste trabalho.

Ao Prof. Dr. Wellington Cyro de Almeida Leite pela valiosa contribuição com sua experiência na área de resíduos.

Ao Prof. Dr. Luis Daniel pelas contribuições nas questões relacionadas a tratamentos biológicos.

Ao Prof. Dr. Harry Edmar Schulz pela confiança que me passou com sua opinião segura sobre os dados do meu trabalho.

Aos técnicos do Laboratório de Saneamento Paulo, Julio e Cidinha pela ajuda preciosa e agradável amizade desenvolvida.

Às secretárias do Departamento de Hidráulica e Saneamento (Sá, Pavi, Rose, Valderes, Cecília e Márcia) pela paciência e carinho sempre demonstrados.

Ao Walter, pela presteza, competência e empenho na digitação.

Ao Eng. Ademir Antonialli pelo exemplo de disposição e dedicação ao trabalho.

Aos técnicos Vivaldo de Souza Oliveira (SEMAE) e Rômulo Blasig (Pref. Mun. De Piracicaba) pela valiosa ajuda prestada, exemplos de competência e dedicação ao trabalho.

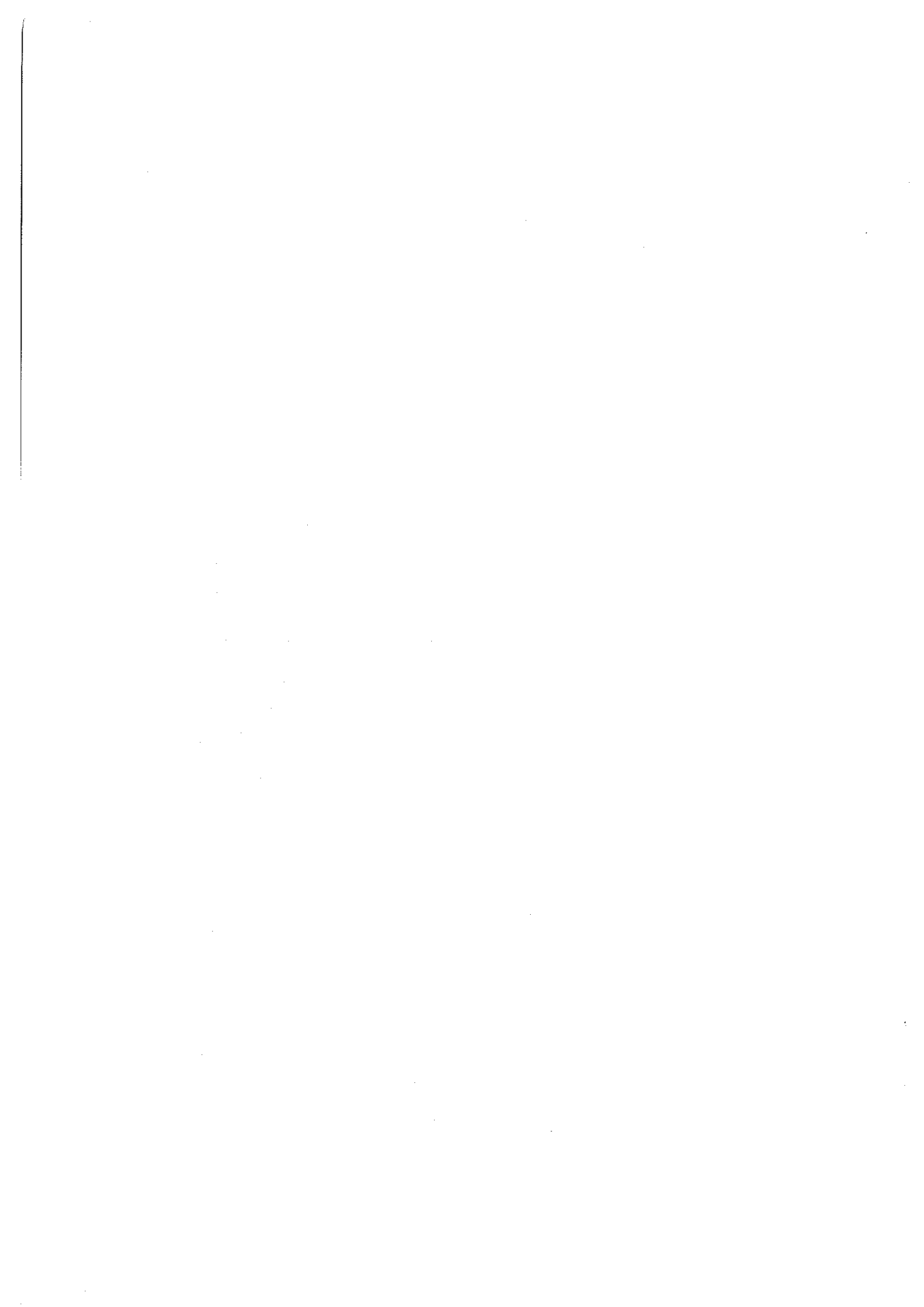
Aos amigos Fabio e Marcelo, SEMAE, pela seriedade com que se incumbiram das coletas.

À Capes pelo fornecimento da bolsa de estudo.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	i
LISTA DE TABELAS	iv
LISTA DE QUADROS	vi
RESUMO	viii
ABSTRACT	ix
1 INTRODUÇÃO	1
2 OBJETIVOS	5
2.1 Objetivo Geral	5
2.2 Objetivos Específicos	5
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	7
3.1 Resíduos Sólidos	7
3.1.1 Definição e classificação	7
3.1.2 Gestão e gerenciamento	10
3.1.3 Tecnologias de tratamento utilizadas no Brasil	15
3.1.3.1 Reciclagem e compostagem de resíduos sólidos domiciliares	15
3.1.3.2 Incineração	25
3.2 Sistemas de Disposição Final de Resíduos Sólidos: Aterro Sanitário ..	30
3.2.1 Critérios para seleção de área para implantação	32
3.2.2 Concepção do projeto	38
3.2.3 Operação e sistemas de controle ambiental	41
3.2.4 Monitorização e reintegração da área utilizada	45
3.2.5 Caracterização do aterro sanitário de "Pau Queimado" no município de Piracicaba	48
3.3 Líquidos Percolados	52
3.3.1 Taxa de geração e os fatores influentes	52
3.3.2 Estudo do processo de degradação de resíduos em aterros sanitários e sua influência nas características físicas, químicas e microbiológicas do percolado	70
3.3.3 Principais fatores que interferem no processo de digestão anaeróbia em aterros sanitários	78
3.4 Processos e Tecnologias utilizadas no Tratamento de Líquidos Percolados	87
3.4.1 Recirculação na massa de resíduos aterrados	89
3.4.2 Processos biológicos	103
3.4.3 Evaporação	109
3.5 Considerações Gerais sobre Lagoas de Estabilização	113
3.5.1 Características biológicas das lagoas de estabilização	117
3.5.2 Parâmetros utilizados no dimensionamento	121
3.5.3 Toxicidade por metais em processos biológicos	125
3.5.4 Características do sistema australiano de lagoas da ETE, no município de Piracicaba	128

4 MATERIAIS E MÉTODOS	129
4.1 Determinação da Vazão e das Características Físicas e Químicas do Chorume Gerado no Aterro do Pau Queimado e sua Compatibilidade com a Capacidade de Tratamento da ETE Existente	129
4.2 Concepção e Montagem da Unidade Piloto	133
4.3 Variação dos Parâmetros Operacionais (Tempo de Detenção Hidráulico e Taxa de Carregamento Orgânico) e Análises Laboratoriais	138
4.4 Procedimento para Análise dos Métodos Utilizados na Estimativa da Taxa de Geração de Chorume em Aterros Sanitários	142
5 RESULTADOS	145
5.1 Eficiência da Etapa Anaeróbia e Facultativa da Unidade Piloto na Remoção da Carga Orgânica (demanda química de oxigênio - DQO) para Vazões Crescentes de Chorume	145
5.2 Eficiência da Unidade Piloto na Precipitação de Metais	157
5.3 Valores Obtidos de Oxigênio Dissolvido, Nitrogênio, pH, Fósforo, Coliformes Totais e Fecais para Cada um dos Tanques	160
5.4 Características Qualitativas (pH, DQO, Metais) e Quantitativas (Vazão) do Chorume Gerado no Aterro	167
5.5 Resultados Obtidos pela Aplicação dos Métodos Estimativos da Taxa de Geração de Chorume	168
6 DISCUSSÃO E RESULTADOS	171
6.1 Avaliação da Eficiência da Etapa Anaeróbia e Facultativa da Unidade Piloto na Remoção da Carga Orgânica (demanda química de oxigênio-DQO) para Vazões Crescentes de Chorume e Correlações Entre Eficiência e DQO Afluente	172
6.2 Considerações Gerais sobre a Eficiência da Unidade Piloto na Precipitação dos Metais Presentes no Líquido Percolado	185
6.3 Comportamento dos Parâmetros: Oxigênio Dissolvido; Nitrogênio, pH	186
6.4 Comportamento das Características Qualitativas (DQO, Metais, Nitrogênio e pH) e Quantitativas (Vazão) do Líquido Percolado Gerado no Aterro de Pau Queimado e sua Relação com o Índice Pluviométrico.....	193
6.5 Avaliação das Estimativas de Vazão de Chorume pela Aplicação dos Métodos Suíço, Racional e Balanço Hídrico.....	202
7. CONCLUSÕES	211
8. SUGESTÕES E RECOMENDAÇÕES	213
ANEXO 1 - MEMORIAL DE CÁLCULO DOS PARÂMETROS DA UNIDADE PILOTO	215
ANEXO 2 - VALORES DE pH NO TANQUE DA UNIDADE PILOTO	227
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	239



LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 - Ações recomendáveis para o gerenciamento integrado de resíduos sólidos	13
FIGURA 2 - Operações efetuadas na área de resíduos sólidos domiciliares	14
FIGURA 3 - Recipientes com cores diferenciadas para a entrega voluntária de materiais recicláveis	16
FIGURA 4 - Composição média da coleta seletiva	19
FIGURA 5 - Composição média dos plásticos rígidos na coleta seletiva	19
FIGURA 6 - Partes constituintes de um incinerador	26
FIGURA 7 - Método da trincheira	39
FIGURA 8 - Método da rampa	39
FIGURA 9 - Método da área	40
FIGURA 10 - Aterro em depressões ou ondulações	40
FIGURA 11 - Aterro em lagoa	41
FIGURA 12 - Vista geral da superposição de células sanitárias e da distribuição dos drenos de gases em aterros sanitários .	42
FIGURA 13 - Detalhe do dreno de captação de gases no aterro sanitário	43
FIGURA 14 - Corte transversal de um dreno horizontal	44
FIGURA 15 - Vista aérea do lixão já recuperado (à esquerda) e o início das obras do atual aterro sanitário, em 1997	50
FIGURA 16 - Vista atual do aterro sanitário	51
FIGURA 17 - Unidade de área para avaliar a formação de líquidos percolados em um aterro sanitário	55
FIGURA 18 - Fluxo de água em um aterro sanitário	56
FIGURA 19 - Composição típica do gás de um aterro sanitário	72
FIGURA 20 - Variações de parâmetros selecionados, indicadores das fases de estabilização da matéria orgânica em um aterro sanitário	73
FIGURA 21 - Distribuição proporcional da geração de gás para componentes rapidamente (a) e lentamente degradáveis (b)	75
FIGURA 22 - Diagrama de influência proposto por Rees	79
FIGURA 23 - Taxa de remoção de substrato para várias temperaturas	81
FIGURA 24 - Efeito do teor de umidade sobre a taxa de produção de gás para resíduos domésticos	84
FIGURA 25 - Sistema de infiltração horizontal	90
FIGURA 26 - Tubo utilizado na infiltração vertical	91
FIGURA 27 - Linhas de mesma saturação para taxas de recirculação de 2,0 (a) e 8,0 (b) m³/dia/m	91

FIGURA 28 - Distância horizontal da linha de saturação em função da taxa de aplicação	92
FIGURA 29 - Propagação das linhas de saturação para infiltração vertical: a) 0,2 m³/dia, b) 0,4 m³/dia, c) 0,6 m³/dia e d) 0,8 m³/dia	92
FIGURA 30 - Variação da concentração do carbono orgânico total no percolado	94
FIGURA 31 - Variação da concentração da demanda química de oxigênio no percolado	94
FIGURA 32 - Variação da concentração da demanda bioquímica de oxigênio no percolado	95
FIGURA 33 - Variação da concentração dos ácidos voláteis totais no percolado	95
FIGURA 34 - Área para infiltração do chorume	101
FIGURA 35 - Conjunto motor-bomba utilizado na recirculação do chorume	101
FIGURA 36 - Alternativas para o tratamento de chorume	106
FIGURA 37 - Equipamento para evaporação de chorume	110
FIGURA 38 - Simbiose de algas e bactérias em lagoas de estabilização .	115
FIGURA 39 - Variação diurna de oxigênio dissolvido; (o) os primeiros 20 cm a partir da superfície da lagoa; (•) 80 cm abaixo da superfície	116
FIGURA 40 - Variação do pH com relação ao tempo na Lagoa Facultativa F-3. Perfis horários levantados nos dias 24 e 25 de outubro de 1977, na superfície (1) e às profundidades de 38 cm (2), 75 cm (3) e 112 cm (4)	116
FIGURA 41 - Sistema Australiano da ETE de Piracicaba	128
FIGURA 42 - Tanques anaeróbios das duas linhas da unidade piloto	134
FIGURA 43 - Tanques facultativos das duas linhas da unidade piloto	135
FIGURA 44 - Detalhe do sistema de distribuição do afluyente nos tanques	135
FIGURA 45 - Vista geral da unidade piloto montada	136
FIGURA 46 - Fluxograma esquemático da unidade piloto montada ..	136
FIGURA 47 - Reservatório de chorume e esgoto com as bombas dosadoras	137
FIGURA 48 - Esquema para realização dos testes na unidade piloto .	140
FIGURA 49 - Algas azuis (cianofíceas) na superfície dos tanques facultativos	155
FIGURA 50 - Detalhe das algas no tanque facultativo	156
FIGURA 51 - Detalhe da coloração esverdeada dos tanques indicando a presença de algas verdes	156
FIGURA 52 - Variação da eficiência do sistema anaeróbio e da eficiência global na remoção de DQO para a Linha 1 ...	173
FIGURA 53 - Eficiência média do tanque anaeróbio e eficiência média global da Linha 1	174

FIGURA 54 - Variação da eficiência do tanque anaeróbio e a eficiência global para vazão total composta por 94% de esgoto e 6% de chorume	176
FIGURA 55 - Comparação da eficiência média dos tanques anaeróbios da Linha 1 e 2	177
FIGURA 56 - Comparação da eficiência global da unidade piloto tratando apenas esgoto e esgoto mais chorume	178
FIGURA 57 - Comparação da eficiência do tanque anaeróbio da linha 1 (esgoto) com a eficiência obtida na Linha 2 para vazões crescentes de chorume	179
FIGURA 58 - Variação da concentração de DQO do chorume	181
FIGURA 59 - Média mensal da eficiência global para a Linha 1 e para a Linha 2 operando com vazões crescentes de chorume	183
FIGURA 60 - Média da eficiência com o aumento da vazão de chorume ..	183
FIGURA 61 - Variação da concentração de oxigênio dissolvido nos tanques 3 e 4 da Linha 1 (esgoto)	187
FIGURA 62 - Variação da concentração de oxigênio dissolvido nos tanques 6 e 7 da Linha 2 (esgoto e chorume)	188
FIGURA 63 - Comparação da variação da concentração de oxigênio dissolvido nos tanques 4 (linha 1) e 7 (linha 2)	189
FIGURA 64 - Comparação da variação da concentração de oxigênio dissolvido nos tanques 3 (linha 1) e 6 (linha 2)	189
FIGURA 65 - Variação do pH nos tanques anaeróbios das Linhas 1 e 2	191
FIGURA 66 - Variação do pH nos tanques facultativos das Linhas 1 e 2	191
FIGURA 67 - Variação do pH nos tanques facultativos das Linhas 1 e 2	192
FIGURA 68 - Valor médio do pH obtido nos tanques das Linhas 1 e 2	192
FIGURA 69 - Variação da média mensal de DQO e a precipitação mensal	194
FIGURA 70 - Comportamento da vazão de chorume em relação à precipitação	197
FIGURA 71 - Comparação da taxa de geração de chorume com a precipitação pluviométrica	197
FIGURA 72 - Variação da concentração de DQO com a vazão de chorume medida na caixa de acumulação do aterro sanitário	198
FIGURA 73 - Variação da concentração de ferro e zinco do chorume com a precipitação pluviométrica	200
FIGURA 74 - Variação da concentração de cobre e manganês do chorume com a precipitação pluviométrica	200
FIGURA 75 - Variação do pH	201
FIGURA 76 - Comparação das vazões estimadas com a vazão ocorrida	208

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 - Responsabilidade pelo gerenciamento de cada tipo de resíduo	9
TABELA 2 - Composição física dos resíduos sólidos domiciliares	18
TABELA 3 - Valores do coeficiente de escoamento superficial C', utilizados no método do balanço hídrico	58
TABELA 4 - Armazenamento de água no solo (AS) em função da evapotranspiração potencial acumulada [Σ NEG (I-EP)]. Solo argiloso e cobertura com 60 cm de solo	61
TABELA 5 - Coeficiente de escoamento superficial ou coeficiente de "runoff"- método racional	67
TABELA 6 - Coeficiente de "runoff" para análise de composição - método racional	68
TABELA 7 - Valores para o escoamento superficial	68
TABELA 8 - Variação na composição dos líquidos percolados gerados em aterros sanitários de diferentes idades e submetidos ao mesmo índice pluviométrico	77
TABELA 9 - Variação das características do percolado com o tempo de disposição dos resíduos	78
TABELA 10 - Concentração de metais no percolado de aterro sanitário	87
TABELA 11 - Variação das características do chorume durante as investigações realizadas na unidade piloto	96
TABELA 12 - Concentrações dos parâmetros físico-químicos no líquido percolado, estabilizado com recirculação (concentrações em mg/l)	97
TABELA 13 - Concentrações de metais no líquido percolado, estabilizado com recirculação	98
TABELA 14 - Eficiência da estação Bryn Posteg no tratamento de líquidos percolados, utilizando lagoa aerada	104
TABELA 15 - Remoção média de DQO obtida para diferentes taxas de carregamento orgânico e tempo de detenção hidráulica aplicadas ao sistema de tratamento anaeróbio	108
TABELA 16 - Remoção média de DQO obtida para diferentes taxas de carregamento orgânico e tempo de detenção hidráulica aplicadas ao sistema de tratamento aeróbio	108
TABELA 17 - Taxa de purificação obtida na planta piloto	112
TABELA 18 - Taxas de aplicação volumétrica para lagoas anaeróbias	122
TABELA 19 - Levantamento de dados operacionais em várias lagoas dos estados do Paraná e São Paulo	122

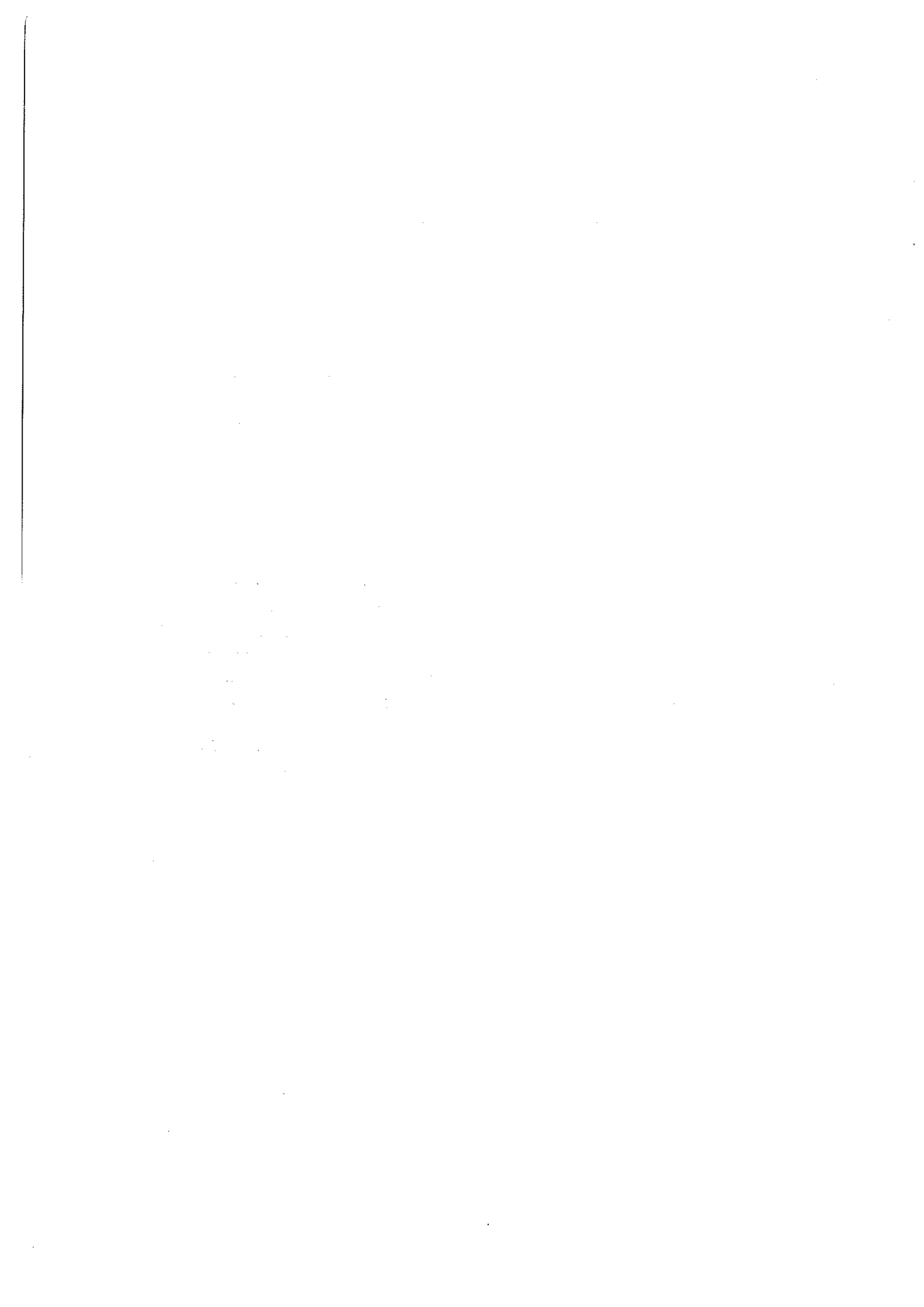


TABELA 20 - Definição do tempo de detenção hidráulica em função da temperatura	123
TABELA 21 - Taxa de carregamento orgânico em função das condições do meio	124
TABELA 22 - Eficiência de remoção de metais na sedimentação primária em estações de tratamento	127
TABELA 23 - Concentração de sólidos presentes no lodo utilizado no tanque anaeróbio	138
TABELA 24 - Parâmetros analisados e métodos de análise utilizados	141
TABELA 25 - Valores de evapotranspiração EP	144
TABELA 26 - Valores estimados de vazão calculados pelo método Suíço	168
TABELA 27 - Valores estimados de vazão calculados pelo método Racional	168
TABELA 28 - Cálculo estimativo da vazão de chorume pelo método do balanço hídrico	169
TABELA 29 - Coeficiente de correlação entre eficiência de remoção de DQO no tanque anaeróbio com concentração de DQO afluyente das Linhas 1 e 2	184
TABELA 30 - Coeficiente de correlação entre eficiência global de remoção de DQO com concentração de DQO afluyente para as Linhas 1 e 2	185
TABELA 32 - Valores médios de DQO e Precipitação no período de janeiro a outubro, para os anos de 1999 e 2000	195
TABELA 33 - Coeficiente de correlação entre precipitação e vazão de chorume	196
TABELA 34 - Concentração média e faixa de variação das concentrações de metais obtidas no trabalho	199
TABELA 35 - Comparação da vazão estimada pela aplicação do método Suíço com a medida	202
TABELA 36 - Comparação da precipitação média e a precipitação ocorrida	203
TABELA 37 - Estimativa das vazões pelo método Suíço utilizando $K = 0,25$	204
TABELA 38 - Estimativa da vazão de chorume pela aplicação do método Racional	205
TABELA 39 - Cálculo da vazão utilizando-se os valores de precipitação efetivamente ocorridos	206
TABELA 40 - Cálculo estimativo da vazão de chorume pelo método do balanço hídrico	207

1. The first part of the document discusses the importance of maintaining accurate records of all transactions and activities. It emphasizes the need for transparency and accountability in financial reporting.

2. The second part of the document outlines the various methods and techniques used to collect and analyze data. It includes a detailed description of the experimental procedures and the statistical tools employed.

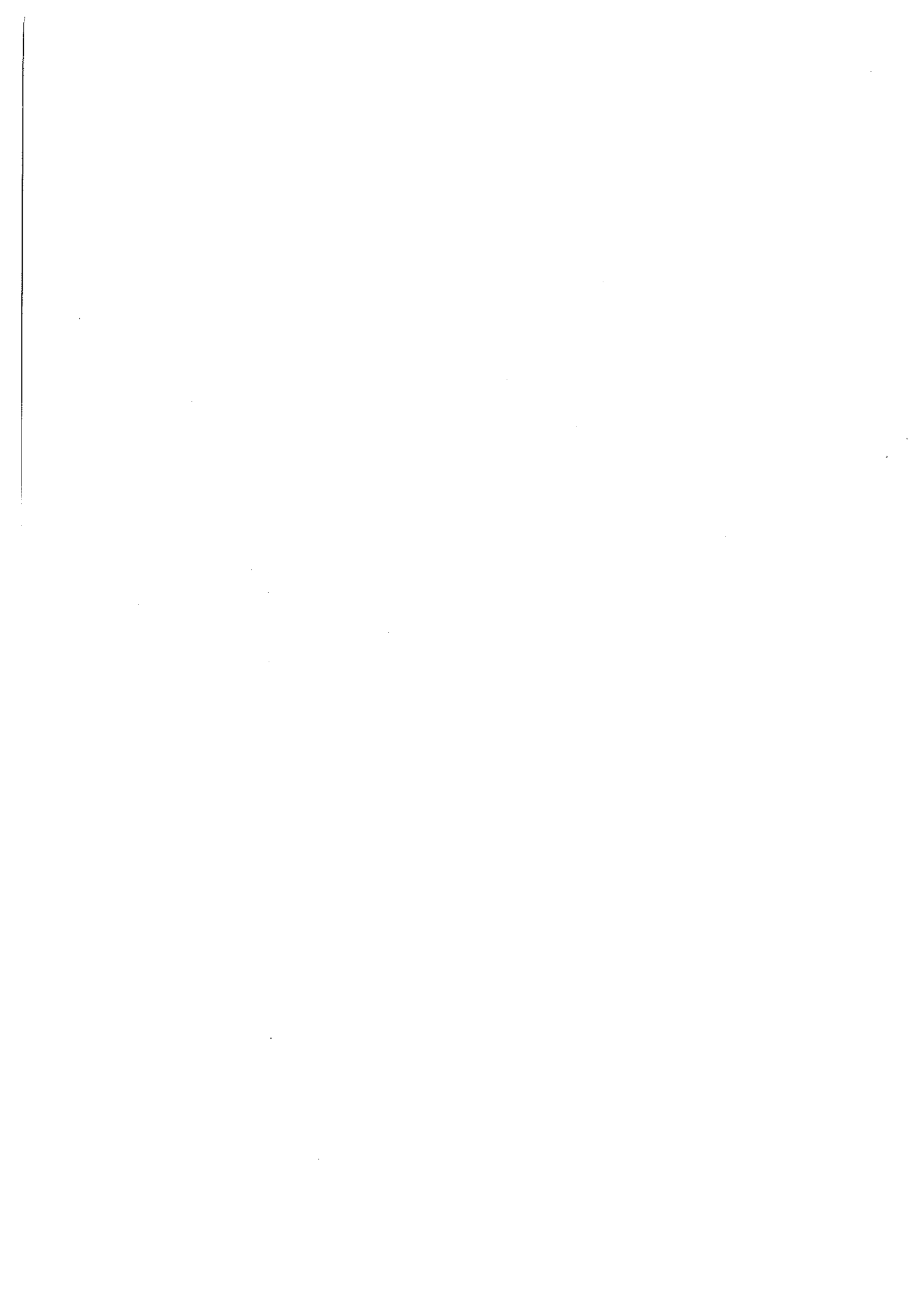
3. The third part of the document presents the results of the study, showing the trends and patterns observed in the data. It includes several tables and graphs to illustrate the findings.

4. The fourth part of the document discusses the implications of the results and provides recommendations for future research. It also addresses the limitations of the study and suggests ways to improve the methodology.

5. The final part of the document is a conclusion that summarizes the main findings and reiterates the significance of the research.

LISTA DE QUADROS

QUADRO 1 - Ações obrigatórias para o gerenciamento integrado de resíduos sólidos	13
QUADRO 2 - Critério para a avaliação das áreas para a instalação de aterro sanitário	37
QUADRO 3 - Umidade no solo (mm de água/m de profundidade do solo)	59
QUADRO 4 - Valores de metais pesados para aterros sanitários	85
QUADRO 5 - Análises do líquido percolado - Ponto A	99
QUADRO 6 - Análises do líquido percolado - Ponto B	99
QUADRO 7 - Caracterização do chorume preliminarmente à realização do trabalho (1º semestre de 1997)	146
QUADRO 8 - Valor de DQO, em mg/l, obtido no afluente e no efluente de cada um dos tanques e a respectiva eficiência de remoção para a Linha 1 (esgoto)	147
QUADRO 9 - Valor de DQO, em mg/l, obtido no afluente e no efluente de cada um dos tanques e a respectiva eficiência de remoção para uma vazão composta por 94% de esgoto e 6% de chorume (Teste 1)	150
QUADRO 10 - Valor de DQO, em mg/l, obtido no afluente e no efluente de cada um dos tanques e a respectiva eficiência de remoção para uma vazão composta de 89% de esgoto e 11% de chorume (Teste 2)	152
QUADRO 11 - Valor de DQO, em mg/l, obtido no afluente e no efluente de cada um dos tanques e a respectiva eficiência de remoção para uma vazão composta por 80% de esgoto e 20% de chorume (Teste 3)	153
QUADRO 12 - Valor de DQO, em mg/l, obtido no afluente e no efluente de cada um dos tanques e a respectiva eficiência de remoção trabalhando com 100% de chorume (Teste 4)	154
QUADRO 13 - Concentração de ferro encontrada no efluente de cada tanque e a eficiência de remoção para a Linha 1 - esgoto	157
QUADRO 14 - Concentração de zinco encontrado no efluente de cada tanque e a eficiência de remoção para a Linha 1 - esgoto	157
QUADRO 15 - Concentração de manganês encontrado no efluente de cada tanque e a eficiência global de remoção para a Linha 1	158
QUADRO 16 - Concentração de cobre encontrado no efluente de cada tanque e a eficiência de remoção na Linha 1	158



QUADRO 17 - Concentração de ferro no efluente dos tanques da Linha 2 e a eficiência de remoção	159
QUADRO 18 - Concentração de zinco no efluente dos tanques da Linha 2 e a eficiência de remoção	159
QUADRO 19 - Concentração de manganês no efluente dos tanques da Linha 2 e a eficiência de remoção	159
QUADRO 20 - Concentração de cobre no efluente dos tanques da Linha 2 e a eficiência de remoção	159
QUADRO 21 - Concentração de metais no lodo retirado dos tanques facultativos das Linhas 1 e 2. Data da coleta 14/01/00 ..	160
QUADRO 22 - Concentração de metais no lodo retirado dos tanques anaeróbico e facultativo das Linhas 1 e 2. Data da coleta 16/10/00	160
QUADRO 23 - Valores de oxigênio dissolvido (OD), em mg/l, obtidos pelo método Winkler	161
QUADRO 24 - Resultado das análises de nitrogênio para a Linha 1 e a eficiência de remoção	163
QUADRO 25 - Resultado das análises de nitrogênio na Linha 2 e a eficiência de remoção	165
QUADRO 26 - Resultado das análises de fósforo total	166
QUADRO 27 - Vazão de chorume medida na caixa de acumulação	167
QUADRO 28 - Eficiência na precipitação de metais para as linhas 1 e 2	186

RESUMO

CASTRO, M.C.A.A. **Avaliação de um sistema australiano de lagoas no tratamento conjunto de esgoto sanitário e líquidos percolados.** São Carlos, 2001. 248p. Tese de Doutorado - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

Um dos desafios na elaboração de projetos de aterros sanitários é o equacionamento do destino/tratamento dos líquidos percolados em função das elevadas concentrações de poluentes, associadas a grandes variações, e seu abrandamento natural ao longo do tempo. Nesse sentido, o trabalho avalia, a partir da montagem de unidade piloto, a viabilidade do lançamento dos líquidos percolados gerados no aterro de sanitário, localizado no município de município de Piracicaba-SP, na Estação de Tratamento de Esgoto que dispõe de sistema australiano de lagoas. A unidade foi montada na própria estação e operada durante 18 meses, sendo avaliado o comportamento da eficiência para vazões crescentes de líquidos percolados. No trabalho foi investigado também a adequação dos métodos Suíço, Racional e do Balanço Hídrico na previsão da taxa de geração de líquidos percolados, a partir da comparação das estimativas obtidas pela aplicação dos métodos com a observada na prática. De maneira geral, pode-se dizer que é viável o lançamento de chorume em estações de tratamento de esgoto, sem prejuízo na eficiência do sistema. Com relação às estimativas das vazões de chorume pela aplicação dos métodos, os erros variaram desde menos 22% até mais 20% da vazão obtida na prática.

Palavras chave: resíduos sólidos; aterros sanitários; tecnologias de tratamento; chorume.



ABSTRACT

CASTRO, M.C.A.A. **Evaluation of a system of stabilization lagoons for the joint treatment of wastewater and leachates.** Sao Carlos, 2001. 248p. Doctoral Thesis - Engineering School of Sao Carlos - University of Sao Paulo.

One of the challenges in the project of sanitary landfills is the solution of the destination/treatment of leachates due to the high concentration of pollutants, which is also associated to large variations and a natural reduction with time. This work evaluates, based on a pilot unit, the feasibility of the treatment of leachates, produced in sanitary landfills, in a wastewater treatment plant that uses a system of stabilization lagoons. The pilot unit was mounted in the wastewater treatment site and operated for 18 months, in which the performance was monitored for crescent flowrates of leachates. It was also investigated the prediction of leachate flowrates by different methods (Swiss, Rational and Hydric Balance) based on the comparison of predicted leachate generation rates with observed data. In general, it is possible to perform the treatment of leachates in wastewater treatment plants because there was no reduction of efficiency. Related to the prediction of leachate volumes, the errors of the tested methods range from -22% to + 20% of the observed flowrates.

Keywords: solid waste; sanitary landfills; treatment technologies; leachates.

1. INTRODUÇÃO

A questão dos resíduos sólidos domiciliares (lixo) no meio urbano desde há muito tempo se apresenta como um problema de difícil solução, tendo em vista a variedade de impactos negativos que seu trato registra: ambientais, sócio-culturais, econômicos, legais e de saúde pública. Tais fatos, associados a um aumento significativo na taxa de geração de resíduos e sua concentração espacial, realçam ainda mais as dificuldades envolvidas e a necessidade de um controle da qualidade ambiental.

Adicionado a este contexto, e em parte decorrente do mesmo, a maioria dos municípios brasileiros dispõe seus resíduos sólidos domiciliares em lixões, uma prática de graves conseqüências: contaminação do solo, do ar, das águas superficiais e subterrâneas, focos de organismos patogênicos e de vetores de transmissão de doenças, com sérios impactos na saúde pública.

Por outro lado, mesmo quando os resíduos são dispostos de forma adequada em aterros sanitários - técnica utilizada para disposição final, na qual o resíduo é disposto em camadas compactadas e sobrepostas, contemplando estrutura para impermeabilização do solo e sistemas para drenagem de líquidos percolados e de gases - surge a necessidade de se prever um sistema de tratamento dos líquidos percolados (denominado *chorume*) gerados no interior do aterro pela digestão anaeróbia da matéria orgânica. Entretanto, a definição dos parâmetros para execução de tal projeto torna-se tarefa árdua em função:

- dos líquidos percolados possuírem uma alta concentração de material biodegradável, associado a grandes variações de concentrações;

- da dificuldade de estimar o volume de líquidos percolados gerado, pois este depende do grau de compactação dos resíduos, do tipo de camada utilizada no selamento do aterro, de fatores climáticos, da eficiência do sistema de captação e drenagem de águas pluviais;

- da grande variação na composição dos líquidos percolados de um aterro para outro, impossibilitando o emprego de parâmetros pré-determinados em projetos semelhantes;

- do abrandamento natural dos parâmetros poluentes dos líquidos percolados com o decorrer do tempo.

Na busca de informações sobre os atuais sistemas utilizados para o tratamento dos líquidos percolados observou-se, na maioria dos casos, o emprego de lagoas de estabilização com aeração forçada ou não. Alguns trabalhos utilizando filtro anaeróbio, precipitação química e recirculação do percolado sobre a massa de resíduos no próprio aterro também têm sido objeto de estudo.

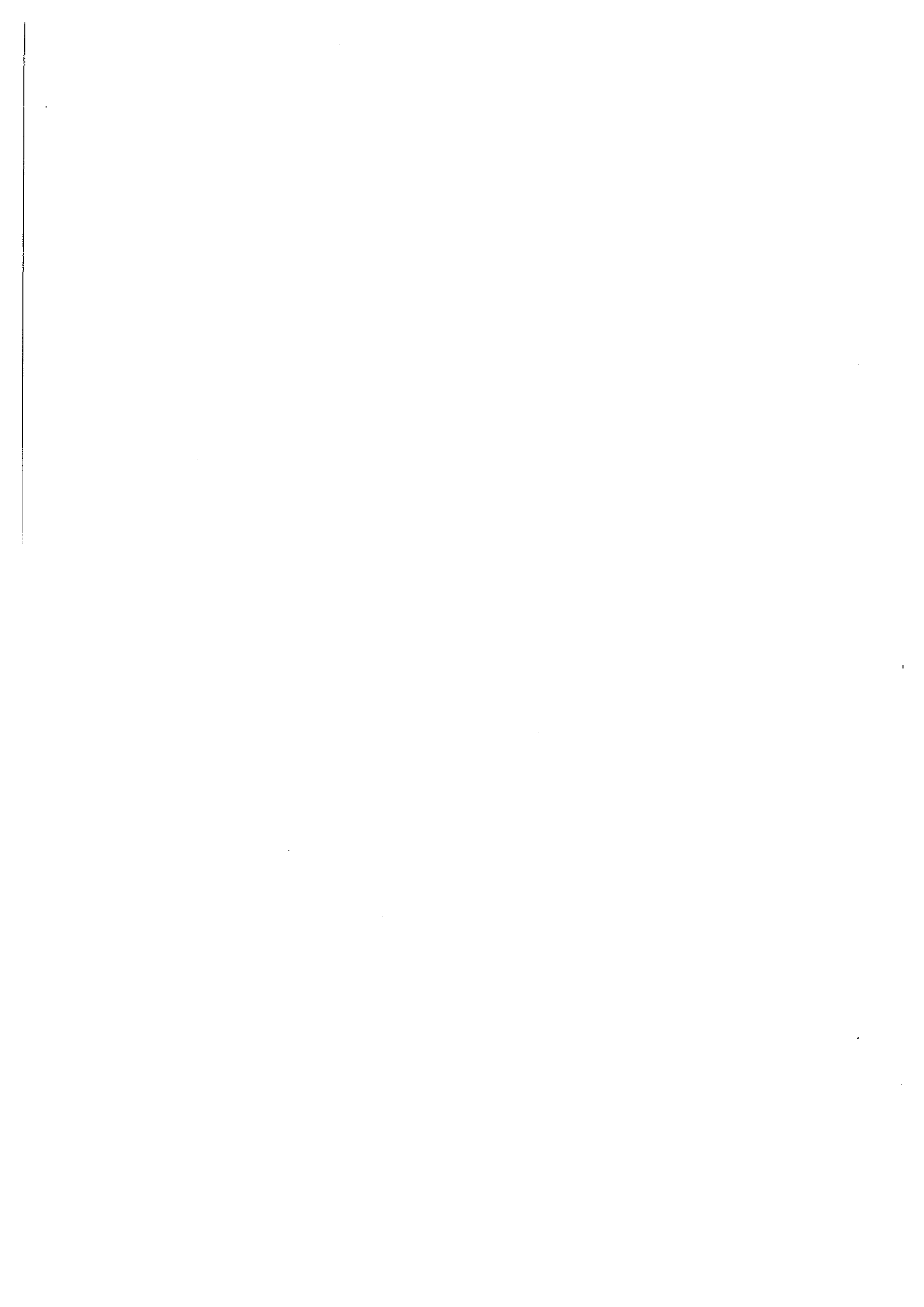
Entretanto, consultas a bibliografias internacionais apresentaram a possibilidade do tratamento dos líquidos percolados em estações de tratamento de esgoto como, por exemplo, a cidade de Lincol, Nebraska. Tal alternativa, além de apresentar um investimento inicial reduzido - considerando-se que o município já disponha de tal estação - auxilia o tratamento do percolado, uma vez que as características do esgoto sanitário são muito mais favoráveis ao tratamento biológico quando comparado com as do chorume. Um outro ponto positivo deste procedimento é o fato da vazão do esgoto afluyente no sistema de lagoas ser muitas vezes maior que a do líquido percolado, eliminando desta forma os problemas decorrentes da variação da vazão e da concentração de chorume, consequência de períodos chuvosos e da decomposição dos resíduos aterrados, respectivamente.

No caso do município de Piracicaba, localizado no interior do Estado de São Paulo, com aproximadamente 313.131 habitantes (IBGE, 2000), a construção do novo aterro sanitário para a disposição final dos resíduos

domiciliares concomitantemente com a recuperação e desativação do antigo lixão, originou a necessidade de se elaborar um projeto compacto para o tratamento dos líquidos percolados, em virtude da falta de área disponível para comportar um sistema de lagoas. Como o referido município já dispõe de Estação de Tratamento de Esgoto Sanitário (ETE), vislumbrou-se a oportunidade de estudo do tratamento de esgoto sanitário em conjunto com o chorume gerado no aterro sanitário do município.

A ETE utilizada para o desenvolvimento do trabalho possui um Sistema Australiano de Lagoas - uma lagoa anaeróbia seguida de duas facultativas - com capacidade nominal de tratamento de 28 l/s de esgoto sanitário, embora atualmente esteja operando com 12 l/s.

O trabalho foi desenvolvido a partir da montagem de uma unidade piloto simulando o Sistema Australiano existente, onde foram realizados ensaios com diferentes vazões e proporções de esgoto e chorume.



2. OBJETIVOS

A partir da montagem de uma unidade piloto com as mesmas características operacionais do sistema de lagoas existente na ETE/CECAP, no município de Piracicaba-SP, o presente trabalho alcançou os objetivos adiante relacionados:

2.1 Objetivo Geral

Estudar a viabilidade de tratamento de líquidos percolados de aterros sanitários em conjunto com esgoto sanitário em Sistema Australiano de Lagoas.

2.2 Objetivos Específicos

- Avaliar, em escala piloto, a eficiência do sistema na remoção da matéria orgânica e dos metais para crescentes vazões de líquidos percolados;
- Investigar a correlação entre a demanda química de oxigênio (DQO) na entrada do sistema com a eficiência global de remoção desta variável;
- Investigar a adequação do uso dos métodos Suíço, Racional e Balanço Hídrico na estimativa da taxa de geração de líquidos percolados em aterros sanitários;
- Analisar a variação das características qualitativas e quantitativas dos líquidos percolados em função da precipitação pluviométrica.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Resíduos Sólidos

3.1.1 Definição e classificação

Segundo a Associação Brasileira de Normas Técnicas - ABNT:

resíduos sólidos são resíduos nos estados sólidos e semi-sólidos, que resultam de atividades da comunidade, de origem: industrial, doméstica, de serviços de saúde, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Consideram-se também resíduos sólidos 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 esgotos ou corpo d'água, ou exijam para isso soluções técnicas e economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia disponível. (ABNT, 1987)

• Classificação de resíduos sólidos

Normalmente os resíduos sólidos são classificados, segundo a sua origem, como:

Urbanos: incluem o *resíduo domiciliar* gerado nas residências, o *resíduo comercial*, produzido em escritórios, lojas, hotéis, supermercados, restaurantes e em outros estabelecimentos afins, os *resíduos de serviços*, oriundos da limpeza pública urbana, além dos resíduos de varrição das vias públicas, limpezas de galerias, terrenos, córregos, praias, feiras, podas, capinação;

Industriais: correspondem aos resíduos gerados nos diversos tipos de indústrias de processamentos. Em função da periculosidade oferecida por alguns desses resíduos, o seguinte agrupamento é proposto pela ABNT-NBR 10.004 (1987):

Resíduos Classe I (perigosos): pelas suas características de inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade e patogenicidade, podem apresentar riscos à saúde pública, provocando ou contribuindo para o aumento da mortalidade ou apresentarem efeitos adversos ao meio ambiente, quando manuseados ou dispostos de forma inadequada;

Resíduos Classe II (não inertes): incluem-se nesta classe os resíduos potencialmente biodegradáveis ou combustíveis;

Resíduos Classe III (inertes): perfazem esta classe os resíduos considerados inertes e não combustíveis.

Resíduos de serviços de saúde: são os resíduos produzidos em hospitais, clínicas médicas e veterinárias, laboratórios de análises clínicas, farmácias, centros de saúde, consultórios odontológicos e outros estabelecimentos afins. Esses resíduos podem ser agrupados em dois níveis distintos:

Resíduos comuns: compreendem os restos de alimentos, papéis, invólucros etc.;

Resíduos sépticos: constituídos de restos de salas de cirurgia, áreas de isolamento, centros de hemodiálise etc. O seu manuseio (acondicionamento, coleta, transporte, tratamento e destinação final) exige atenção especial, devido ao potencial risco à saúde pública que podem oferecer.

Resíduos de portos, aeroportos, terminais rodoviários e ferroviários: constituem resíduos sépticos, que podem conter organismos patogênicos, tais como: materiais de higiene e de assio pessoal, restos de alimentos etc., e veicular doenças de outras cidades, estados e países.

Resíduos agrícolas: correspondem aos resíduos das atividades da agricultura e da pecuária, como embalagens de adubos, defensivos agrícolas, ração, restos de colheita, esterco animal. A maior preocupação, no momento, está voltada para as embalagens de agroquímicos, pelo alto grau de toxicidade que apresentam, sendo alvo de legislação específica.

Entulho: constitui-se de resíduos da construção civil: demolições, restos de obras, solos de escavações etc.

Resíduos Radioativos (lixo atômico): são resíduos provenientes dos combustíveis nucleares. Seu gerenciamento é de competência exclusiva da CNEN - Comissão Nacional de Energia Nuclear.

A seguir, na Tabela 1, expõem-se os responsáveis pelo gerenciamento dos diferentes tipos de resíduos.

Tabela 1 - Responsabilidade pelo gerenciamento de cada tipo de resíduo

TIPOS DE LIXO	RESPONSÁVEL
Domiciliar	Prefeitura
Comercial	Prefeitura*
De Serviços	Prefeitura
Industrial	Gerador (indústrias)
Serviços de saúde	Gerador (hospitais etc.)
Portos, aeroportos e terminais ferroviários e rodoviários	Gerador (portos etc.)
Agrícola	Gerador (agricultor)
Entulho	Gerador*
Radioativo	CNEN

Obs.: () a Prefeitura é co-responsável por pequenas quantidades (geralmente menos que 50 kg/dia), e de acordo com a legislação municipal específica*

Fonte: JARDIM et al. (1995)

3.1.2 Gestão e gerenciamento

Os conflitos decorrentes da gestão e do gerenciamento inadequado dos resíduos sólidos urbanos estão crescendo em relação direta com a conscientização da sociedade a respeito das questões ambientais.

O aparecimento de soluções inovadoras, "adequadas a qualquer situação" segundo os seus defensores, tem criado situações confusas junto às administrações municipais, aliadas à periódica rotatividade das equipes de dirigentes das prefeituras. O mesmo processo que aprimora politicamente a democracia, promove, por outro lado, descontinuidades e recrudescimentos que muitas vezes ultrapassam o período fértil de realizações das administrações, protelando perigosamente soluções de lenta e complexa maturação, como as relativas aos problemas relacionados com o tratamento e disposição final do lixo (ZULAUF, 1989).

No Brasil, os inúmeros episódios críticos de poluição, relacionados com a ausência de tratamento e má disposição dos resíduos, registram principalmente a contaminação do solo e dos recursos hídricos por metais pesados, solventes orgânicos halogenados e resíduos de defensivos agrícolas. A ausência de definições e diretrizes nos três níveis de governo associa-se à escassez de recursos técnicos e financeiros para o equacionamento do problema, além das dificuldades na aplicação das determinações legais.

É consenso entre os especialistas a urgência do estado adotar um sistema de manejo adequado dos resíduos, definindo uma política para a gestão que garanta a melhoria da qualidade de vida, promova as práticas recomendadas para a saúde pública e o saneamento ambiental.

Segundo LEITE (1997), o conceito de gestão de resíduos sólidos abrange atividades referentes à tomada de decisões estratégicas e à organização do setor para esse fim, envolvendo instituições, políticas, instrumentos e meios.

Já o termo gerenciamento de resíduos sólidos refere-se aos aspectos tecnológicos e operacionais da questão, envolvendo fatores administrativos,

gerenciais, econômicos, ambientais e de desempenho: produtividade e qualidade, por exemplo, e relaciona-se à prevenção, redução, segregação, reutilização, acondicionamento, coleta, transporte, tratamento, recuperação de energia e destinação final de resíduos sólidos (Modelo de gestão de resíduos sólidos para a ação governamental no Brasil: aspectos institucionais, legais e financeiros, 1996).

Dessa maneira, LEITE (1997) define Modelo de Gestão de Resíduos Sólidos como um "conjunto de referências político-estratégicas, institucionais, legais e financeiras capaz de orientar a organização do setor". Segundo o autor, os elementos indispensáveis na composição de um modelo de gestão são:

- reconhecimento dos diversos agentes sociais envolvidos, identificando os papéis por eles desempenhados e promovendo a sua articulação;
- consolidação da base legal necessária e dos mecanismos que viabilizem a implementação das leis;
- mecanismos de financiamento para a auto-sustentabilidade das estruturas de gestão e do gerenciamento;
- informação à sociedade, empreendida tanto pelo poder público quanto pelos setores produtivos envolvidos, para que haja um controle social;
- sistema de planejamento integrado, orientando a implementação das políticas públicas para o setor.

A composição de modelos de gestão envolve, portanto, fundamentalmente três aspectos, que devem ser articulados: arranjos institucionais, instrumentos legais e mecanismos de financiamento.

Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos

Uma vez definido um modelo básico de gestão de resíduos sólidos, contemplando diretrizes, arranjos institucionais, instrumentos legais, mecanismos

de financiamento, entre outras questões, deve-se criar uma estrutura para o gerenciamento dos resíduos, de acordo com o modelo de gestão.

Segundo TCHOBANOGLIOUS et al. (1993), gerenciamento de resíduos sólidos pode ser definido como o controle da geração, estocagem, coleta, transferência, transporte, processamento e disposição dos resíduos sólidos, de acordo com princípios de saúde pública, econômicos, de engenharia, de conservação, estéticos, e de proteção ao meio ambiente, sendo também responsável pelas atitudes públicas.

Dessa forma, o gerenciamento de resíduos exige o emprego das melhores técnicas na busca do enfrentamento da questão. A solução do problema dos resíduos pode envolver uma complexa relação interdisciplinar, abrangendo os aspectos políticos e geográficos, o planejamento local e regional, elemento de sociologia e demografia, entre outros.

Gerenciar os resíduos de forma integrada é articular ações normativas, operacionais, financeiras e de planejamento que uma administração municipal desenvolve, apoiada em critérios sanitários, ambientais e econômicos, para coletar, tratar e dispor o lixo de uma cidade, ou seja é acompanhar de forma criteriosa todo o ciclo dos resíduos, da geração à disposição final ("do berço ao túmulo"), empregando as técnicas e tecnologias mais compatíveis com a realidade local (LEITE, 1997).

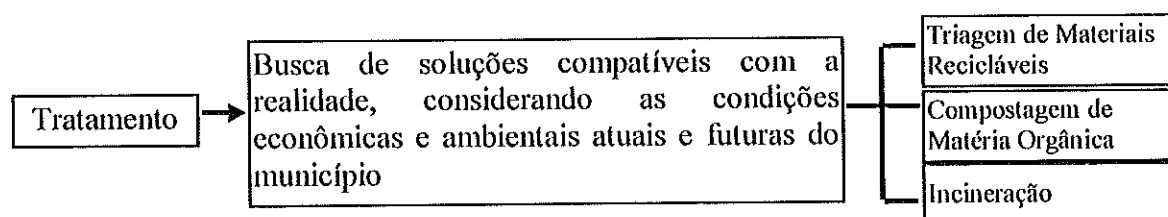
De acordo com JARDIM et al. (1995), o planejamento das atividades de gerenciamento integrado deve assegurar um ambiente saudável, tanto no presente como no futuro.

O Quadro 1 e a Figura 1 sugerem as ações obrigatórias e recomendáveis para o gerenciamento integrado de resíduos sólidos e a Figura 2 sugere as operações a serem efetuadas na área de resíduos sólidos domiciliares.

QUADRO 1 - Ações obrigatórias para o gerenciamento integrado de resíduos sólidos

SERVIÇO DE LIMPEZA PÚBLICA		METAS
Limpeza	Acondicionamento, Coleta e Transporte	Coletar e transportar o lixo pelo qual a prefeitura é responsável
Destinação (disposição) final do lixo	Lixão ou aterro Controlado	Remediar lixão Implantar aterro sanitário
	Aterro sanitário	Assegurar que a operação atenda padrões técnicos e ambientais, o que inclui a reutilização da área no futuro

Fonte: JARDIM et al. (1995)

**FIGURA 1 - Ações recomendáveis para o gerenciamento integrado de resíduos sólidos**

Fonte: JARDIM et al. (1995)

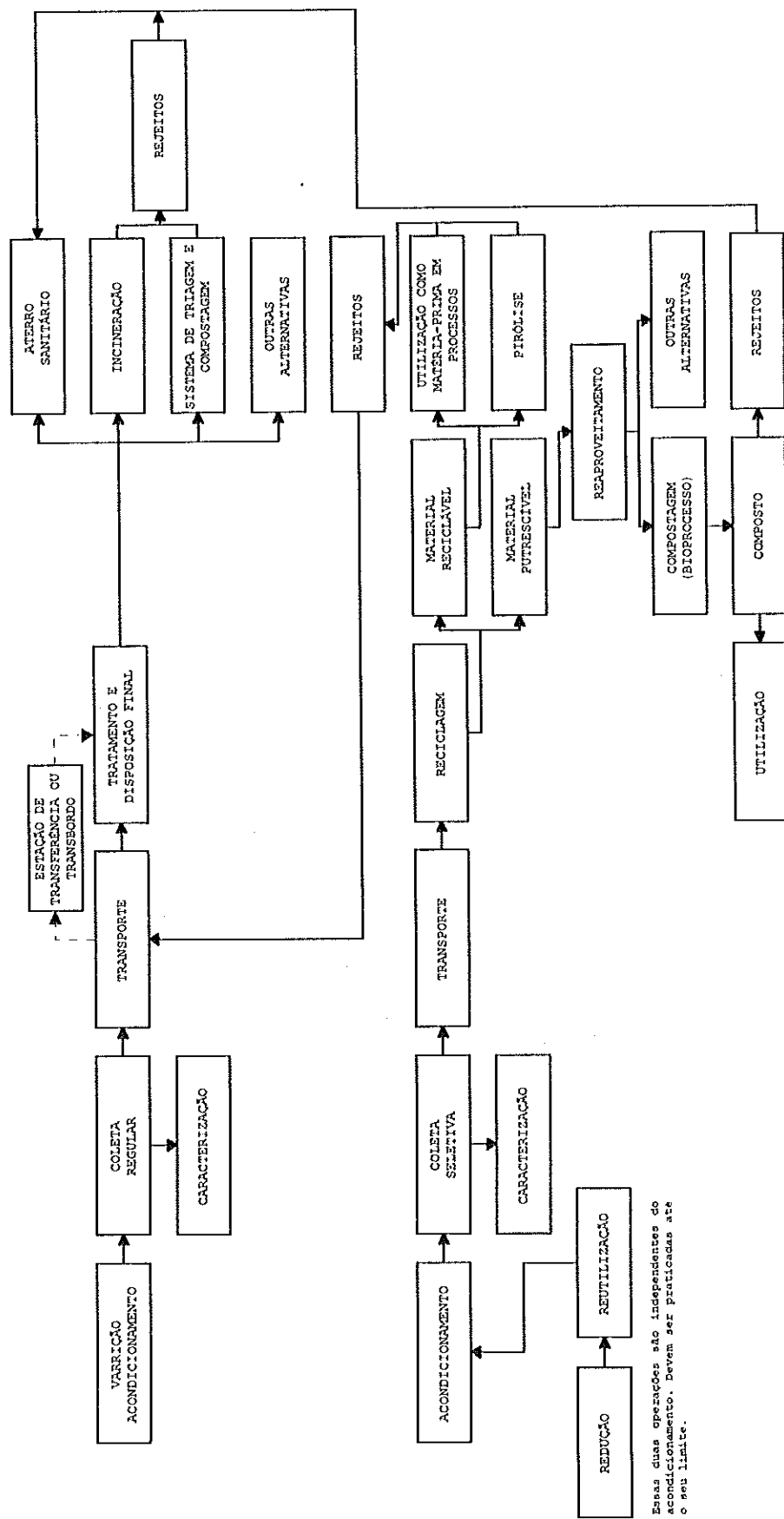


FIGURA 2 - Operações efetuadas na área de resíduos sólidos domiciliares
 Fonte: SCHALCH et al. (1995)

3.1.3 Tecnologias de tratamento utilizadas no Brasil

3.1.3.1 Reciclagem e compostagem de resíduos sólidos domiciliares

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.

Segundo REINFELD (1994), a reciclagem não é nova, pois os comerciantes de sucata, com suas carrocinhas andando pelos arredores das cidades em busca de materiais para serem reciclados, mostram uma atividade de reciclagem já há muito praticada.

Entretanto, no passado, procurava-se reciclar tudo o que gerasse renda. Nos dias atuais, a sociedade de consumo tornou-se tão diversificada que em muitos casos é mais barato para as indústrias produzirem materiais utilizando matéria-prima virgem, em vez de retrabalharem a sucata. Um exemplo disso diz respeito ao aço, uma vez que existem mais de 30.000 graduações desta liga que não são intercambiáveis e algumas dessas graduações altamente especializadas devem ser produzidas a partir de fontes virgens, a fim de se garantir o conteúdo químico em quantidades necessárias. Quando o aço é produzido a partir de sucata, a utilização do material resultante é limitada. O aço de eixos e o de estruturas de carros, quando misturados, não servem para qualquer um desses propósitos. Os mesmos problemas ocorrem com a reutilização do papel, do vidro e do plástico, embora em escala diferenciada (LEITE, 1997).

Não obstante, alguns produtos podem ser produzidos a partir do reaproveitamento quase que integral do material antigo, ou parte dele, conforme a sua especificação. O alumínio e o vidro são exemplos desse caso, principalmente quando esse último é separado em cores diferenciadas.

Conforme CASTRO (1996), previamente à implantação de um programa de segregação de materiais, visando a reciclagem, é importante verificar o mercado consumidor regional para o escoamento desses materiais.

Outro fator importante, diz respeito à sazonalidade de preços para a venda de recicláveis, que varia de um material para outro. Segundo o Compromisso Empresarial Para a Reciclagem, CEMPRE (1993), este fato sugere que, no planejamento de programas de reciclagem, deve-se prever um local para o armazenamento dos materiais coletados, para vendê-los quando os preços estiverem mais favoráveis.

• Coleta seletiva

Um dos caminhos para a segregação dos materiais recicláveis é a coleta seletiva, que consiste na separação de papéis, plásticos, metais e vidros na fonte geradora, sendo esses materiais posteriormente classificados por categoria e encaminhados às indústrias recicladoras (AMAZONAS, 1992). Este método deve estar baseado: na tecnologia empregada na separação, coleta e reciclagem dos materiais; na informação, visando sensibilizar e motivar o público alvo; no mercado, para a absorção do material recuperado.

A coleta seletiva pode ser realizada nos domicílios, por veículo de carroceria adaptada, com frequência semanal, ou através de Postos de Entrega Voluntária (PEVs), mediante a instalação de caçambas e contêineres de cores diferenciadas, em pontos estratégicos, onde a população possa levar os materiais segregados, conforme ilustra a Figura 3.

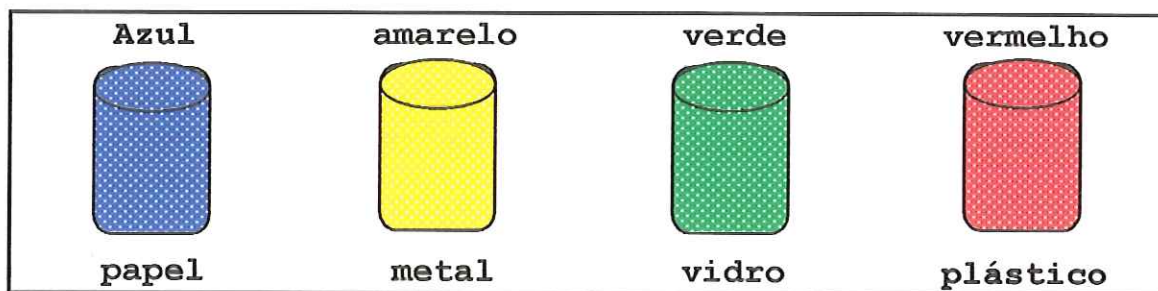


FIGURA 3 -Recipientes com cores diferenciadas para a entrega voluntária de materiais recicláveis

• Educação ambiental

Uma comunicação cuidadosa e clara com a comunidade é vital para qualquer programa de coleta seletiva. Se o processo de planejamento estimular a participação pública, a comunidade provavelmente terá uma identificação com o programa de reciclagem proposto, bem antes que ele se inicie de fato. A educação ambiental tem se mostrado a chave fundamental para o sucesso dos programas de reciclagem, pois propicia a aprendizagem do cidadão sobre o seu papel como gerador de resíduos, atingindo escolas, repartições públicas, residências, escritórios, fábricas, lojas, enfim, todos os locais onde os cidadãos geram resíduos.

Um dos princípios básicos da educação ambiental sobre os resíduos é o conceito dos três "R": reduzir, reutilizar e reciclar.

reduzir: estimular o cidadão a reduzir a quantidade de resíduos que gera, através do reordenamento dos materiais usados no seu cotidiano, combatendo o desperdício que resulta em ônus para o poder público e conseqüentemente, para o contribuinte, além de favorecer a preservação dos recursos naturais.

reutilizar: reaproveitar os mesmos objetos, escrever na frente e verso da folha de papel, usar embalagens retornáveis e reaproveitar embalagens descartáveis para outros fins são algumas práticas recomendadas para os programas de educação ambiental.

reciclar: contribuir com os programas de coleta seletiva, separando e entregando os materiais recicláveis, quando não for possível reduzi-los ou reutilizá-los.

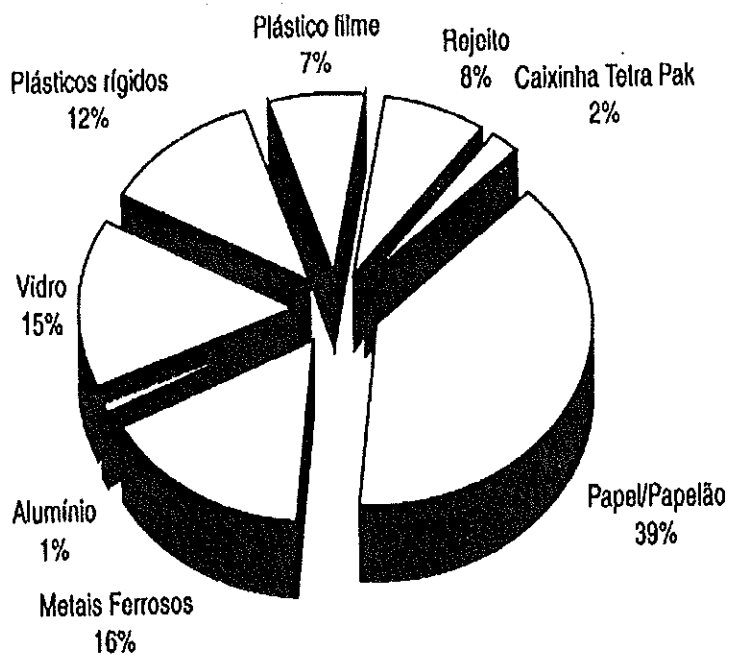
Tendo em vista a composição física dos resíduos sólidos domiciliares (Tabela 2), pode-se observar que aproximadamente 30% dos resíduos domiciliares são compostos por materiais passíveis de reciclagem. No entanto, o CEMPRE avaliando o desempenho de programas de coleta seletiva de oito cidades (Curitiba, Florianópolis, Porto Alegre, Salvador, Santo André,

Santos, São José dos Campos e São Paulo) entre 1992 e 1994:, observou que em média apenas 4,6% do total dos resíduos foram coletados pelos programas, alcançando na localidade melhor sucedida um índice de 10,7%. As Figuras 4 e 5 ilustram alguns resultados obtidos pela pesquisa.

TABELA 2 - Composição física dos resíduos sólidos domiciliares

MATERIAIS	PADRÃO URBANO			
	comércio e serviços	baixo padrão	médio padrão	alto padrão *
plástico filme	13,30	11,33	11,2	10,3
plástico duro	3,87	3,12	3,1	3,1
vidro	1,39	1,05	2,5	2,9
ferrosos	0,84	2,93	2,3	1,8
alumínio	1,20	0,27	0,7	0,7
papel	17,76	4,75	9,7	10,5
papelão	11,10	5,89	5,6	4,7
matéria orgânica	40,56	58,91	57,5	61,3
couro, borracha, madeira	4,75	4,36	3,3	2,7
mat. composição mista	1,52	4,86	2,2	1,8
trapos	3,71	3,44	2,2	1,1

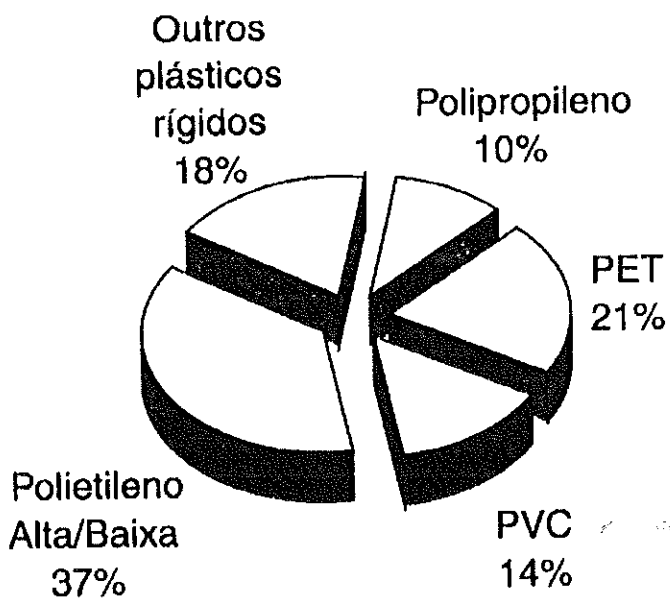
Fonte: CASTRO (1997)



*sem post
no volume?*

FIGURA 4 - Composição média da coleta seletiva

Fonte: JARDIM (1995)



o plástico de vidro, etc.

FIGURA 5 - Composição média dos plásticos rígidos na coleta seletiva

Fonte: JARDIM (1995)

Outro fator preocupante é o alto custo dos programas, em média US\$ 240 por tonelada, contra uma receita média de US\$ 30 por tonelada de material comercializado, (LEITE, 1997).

- **Aspectos econômicos e financeiros da coleta seletiva**

Do ponto de vista estritamente financeiro, a viabilidade de um sistema de coleta seletiva pode ser determinada através de uma análise de custo-benefício.

Os custos são classificados em: custo de capital e custos de operação e de manutenção do sistema. Os custos de capital compreendem terrenos, instalações, veículos, conjunto de recipientes para a segregação, projeto do sistema e demais custos iniciais. Os custos de operação e manutenção compreendem: salários e encargos, combustíveis e lubrificantes, água, energia, seguros, licenças, manutenção, administração, divulgação, serviços de terceiros, “leasing” de equipamentos, entre outros.

Os benefícios são classificados em receitas e economias. As receitas são oriundas da venda dos materiais recicláveis e as economias dizem respeito à redução no custo de transferência e disposição final desses materiais.

Segundo o CEMPRE (1993), é importante observar que a análise custo-benefício não é o único indicador de viabilidade, já que não leva em conta os benefícios sociais e ambientais decorrentes da reciclagem.

- **Vantagens da coleta seletiva**

A coleta seletiva apresenta algumas vantagens expressivas, dentre as quais se sobressai:

- a boa qualidade dos materiais recuperados, uma vez que não ficaram sujeitos à mistura com outros materiais presentes na massa de resíduos;

- a redução do volume de resíduos a serem dispostos em aterros sanitários;
- o estímulo à cidadania;
- a maior flexibilidade, pois pode ser feita em pequena escala e ampliada gradativamente;
- a possibilidade de parcerias entre escolas, associações ecológicas, empresas, catadores, sucateiros etc.

• Desvantagens da coleta seletiva

Como desvantagens, destacam-se as seguintes:

- elevado custo da coleta e transporte, pois necessita de veículos especiais, que passam em dias diferentes dos da coleta convencional;
- necessidade de um centro de triagem, onde os recicláveis são separados por tipo, mesmo após a segregação na fonte.

• Usinas de triagem e compostagem de resíduos sólidos domiciliares

Segundo GALVÃO JÚNIOR (1994), as usinas de triagem e compostagem são centros de separação das frações orgânicas e inorgânicas dos resíduos sólidos domésticos, operacionalizados em maior ou menor escala por equipamentos eletro-mecânicos, podendo existir independentemente de haver ou não programa de coleta seletiva

A instalação de usinas de resíduos no Brasil iniciou-se em Brasília-DF, há cerca de 30 anos, embora o maior incremento na utilização desses centros tenha ocorrido a partir da segunda metade da década de 80, por iniciativa do Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social (BNDES), que colocou à disposição das prefeituras municipais uma linha de crédito para a compra de equipamentos (BLEY JÚNIOR, 1993).

Conforme trabalho realizado ^{por} CASTRO (1996), as usinas de triagem e compostagem apresentam baixa eficiência na separação dos recicláveis presentes nos resíduos domiciliares, principalmente para o vidro, o papel e o papelão, quando coletados e prensados nos caminhões compactadores, normalmente utilizados na coleta convencional (regular). Segundo o autor a maioria das usinas instaladas no Brasil encontram-se desativadas por apresentarem custos elevados de operação e manutenção.

De uma forma geral o processo que envolve as usinas de triagem e compostagem pode ser dividido em:

- recepção e estocagem;
- Triagem (manual ou mecanizada) dos materiais;
- Trituração;
- Tratamento biológico (normal ou acelerado) da matéria orgânica (compostagem).

• Compostagem

KIEHL (1979) define compostagem como sendo 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 se completou. 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 melhorador do solo e fertilizante.

O produto final da compostagem, denominado composto, é definido como sendo um adubo preparado com restos de animais e/ou vegetais. Esses resíduos, em estado natural, não têm nenhum valor agrícola; no entanto, após passarem pelo processo de compostagem, podem transformar-se em excelente adubo orgânico.

O processo de compostagem, realizado nas usinas a partir dos resíduos sólidos domiciliares, pode ser dividido em duas fases distintas: a primeira, onde ocorre um tratamento mecânico, visando retirar da massa de resíduos os produtos recicláveis e indesejáveis e homogeneizar a massa de resíduos e reduzir a dimensão de seus constituintes; a segunda, em que a matéria orgânica já separada é fermentada, completando o processo.

Segundo CASTRO (1996), a qualidade do composto obtido a partir de usinas de reciclagem e compostagem está diretamente relacionada com o rendimento das operações de separação (triagem) que antecedem o processo de compostagem. Nesse sentido, pequenos materiais de difícil separação como, por exemplo, cacos de vidro; tampinhas de garrafa e pedaços de plástico filme, são incorporados ao composto comprometendo sua qualidade.

Na aquisição desses equipamentos de "industrialização do lixo", a preocupação não deve ser centrada somente na reciclagem de material como metais, vidros, papéis, papelões e plásticos, cuja proporção aproveitável no lixo chega no máximo a 15% da massa de resíduos da coleta regular, mas também na destinação final da parte orgânica do lixo, cujo teor, no Brasil, chega a 50%, e uma vez disposta inadequadamente, pode causar dano à saúde pública e ao meio ambiente. Como já foi explicitado anteriormente, o composto orgânico humificado pode ser aplicado como corretivo em alguns tipos de solo, sem efeitos nocivos para a saúde pública e o meio ambiente (LUZ, 1986).

• Custos para a implantação e operação de usinas de triagem e compostagem

Estudos do Compromisso Empresarial Para a Reciclagem - CEMPRE e do Instituto de Pesquisas Tecnológicas - IPT¹ apud JARDIM (1995), estimam que o custo médio de investimento por tonelada diária de capacidade instalada é da ordem de US\$ 11.000 para instalações de usinas com processamento do composto pelo método "natural"; e US\$ 25.000 para usinas

¹ COMPROMISSO EMPRESARIAL PARA A RECICLAGEM - CEMPRE. (1993). *Reciclagem: o papel das Prefeituras*. Rio de Janeiro: CEMPRE. (Cadernos de reciclagem, 2).

operadas com processamento de composto pelo método "acelerado", excluindo-se o desembolso para a aquisição da área, terraplenagem e preparo do pátio de compostagem (BLEY JUNIOR, 1997).

Caso se opte pela contratação de terceiros, esses valores seriam da ordem de US\$ 25.000 e US\$ 45.000 para os processos "normal" e "acelerado", respectivamente. Nesses valores está inclusa a terraplenagem e o preparo do pátio de compostagem (CASTRO, 1996).

A prática tem mostrado que as instalações operadas pelo processo "acelerado" são recomendáveis para regiões com produção diária de resíduos domiciliares superior a 200 toneladas diárias, uma vez que requerem menor espaço para os pátios, devido ao menor tempo de permanência do material compostável.

Quanto às despesas operacionais, os dados brasileiros são bastante imprecisos e desencontrados, pois dependem de uma série de possibilidades e de combinações contratuais, que variam de uma localidade para outra, tais como: operação pela prefeitura ou pela iniciativa privada, inclusão dos custos de manutenção, propriedade e comercialização do composto e dos recicláveis etc.

Um modelo de usina com capacidade de operação de 110 ton/dia, operando pelo processo "acelerado", recebe do poder público cerca de US\$ 13,50 (excluindo-se as despesas de manutenção) por tonelada processada, ficando com a propriedade tanto do composto como dos materiais recicláveis. Esse preço pode atingir valores entre US\$ 35,00 e US\$ 45,00 para usinas com capacidade de 50 ton/dia operando pelo processo "natural" e até US\$ 80,00 para usinas com capacidade superior a 200 ton/dia, operadas pelo processo "acelerado", em que o composto e os recicláveis não ficam com a operadora; neste caso, a operadora presta serviços especiais, tais como monitorização do processo ou emprego de pessoal qualificado (JARDIM 1995).

CASTRO (1996) realizou levantamento do custo de operação da usina de São Matheus, na cidade de São Paulo, cuja média mensal de resíduos processados no ano de 1995 foi cerca de 11.000 toneladas, e concluiu que esse

custo foi de aproximadamente US\$ 12,00 por tonelada processada, relativo aos gastos com mão-de-obra e com a energia elétrica, excluindo-se os gastos com a manutenção do equipamento.

Conforme relatório da Companhia de Desenvolvimento de Vitória, apud CASTRO (1996), a usina de reciclagem e compostagem do município de Vitória-ES apresentou, em 1994, um custo de U\$ 28,27/tonelada, chegando a U\$ 22,26/tonelada com a receita advinda da venda dos materiais triados.

3.1.3.2 Incineração

A incineração de resíduos consiste na sua combustão, controlada através de equipamentos especiais denominados incineradores; ela é considerada um método de tratamento de resíduos sólidos, semi-sólidos e líquidos.

Basicamente, a incineração consiste num processo de redução de peso e volume do lixo. Os remanescentes da queima são geralmente constituídos de gases, como o anidrido carbônico (CO_2), o anidrido sulfuroso (SO_2), o nitrogênio (N_2), o oxigênio (O_2) proveniente do ar em excesso que não foi queimado completamente, água (H_2O), cinzas e escórias constituídas de metais ferrosos e inertes, como vidro e pedras (SCHALCH et al., 1990).

A escória, geralmente da ordem de 15 a 20% da massa original do lixo, deve ser encaminhada para um aterro sanitário e a sucata de ferro pode ser reciclada.

Quando a combustão é incompleta, os gases, principalmente o monóxido de carbono (CO) e partículas (fuligem ou negro de fumo) exercem forte ação poluidora na atmosfera. Portanto, é imprescindível que os incineradores modernos contenham, além de câmaras de combustão, equipamentos complementares, como filtros para retenção de agregados leves e lavadores de gases para os gases ácidos resultantes da combustão dos resíduos (CETESB, 1987).

Outro aspecto importante a ser considerado na instalação de incineradores é a possibilidade da recuperação do calor gerado no processo da queima dos resíduos.

A Figura 6 ilustra um incinerador utilizado para a combustão controlada de resíduos sólidos urbanos nos Estados Unidos e seus principais componentes.

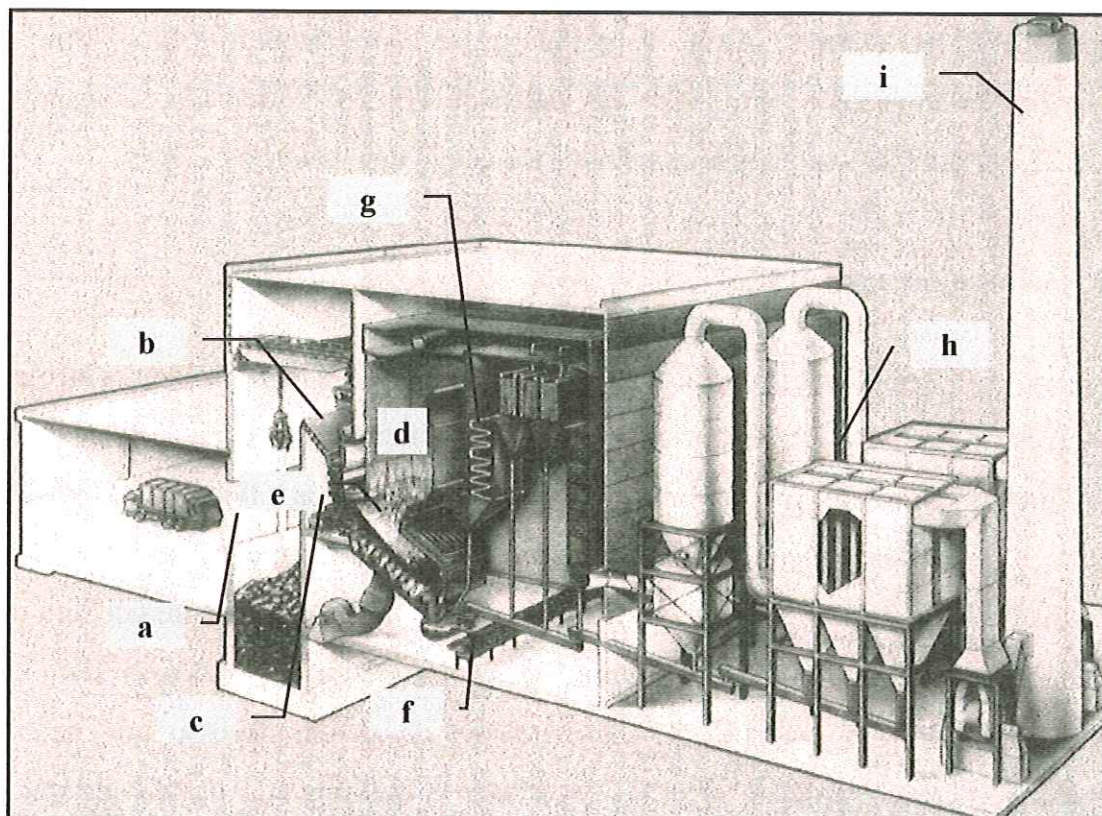


FIGURA 6 - Partes constituintes de um incinerador
Fonte: TCHOBANOGLOUS (1993)

Os componentes do incinerador mostrados na Figura 6 executam as seguintes etapas do processo:

a- recepção e carregamento - os veículos coletores, após serem pesados, descarregam os resíduos em um fosso de armazenamento, dotado de dispositivo de drenagem e sistema de aspiração de poeira.

Um ou dois sistemas multi-garras, que se movimentam através de pontes rolantes, apanham os resíduos conduzindo-os a uma tremonha ou funil de alimentação, ligado à fornalha.

b- tremonha de alimentação - nas instalações modernas, as tremonhas de alimentação são dotadas de dispositivos que retêm os resíduos,

impedindo a troca de calor entre a fornalha e o meio externo, além de permitir a alimentação contínua da câmara de combustão.

c- pré-secagem - é realizada para aumentar o poder calorífico dos resíduos; os incineradores modernos contam com uma grelha específica para esse fim.

d- câmara de combustão - três fatores principais controlam essa fase do processo: temperatura, tempo e turbilhonamento.

A temperatura deve situar-se na faixa de 800 a 1000°C, uma vez que os odores de compostos orgânicos são eliminados entre 800 e 900°C.

O tempo de permanência de gases na câmara de combustão é muito importante para que se obtenha a combustão completa. As câmaras de combustão devem ser amplas, para reduzir a vazão dos gases, e altas, para que os materiais voláteis, cujo teor é alto no lixo, misturem-se ao ar e se inflamem.

O turbilhonamento é indispensável, pois provoca o aumento da área de contato das partículas com o oxigênio, necessário para a queima. A turbulência é obtida artificialmente, por injeção de ar a alta pressão em locais previamente escolhidos da câmara de combustão.

Alguns incineradores de resíduos industriais perigosos contam com uma câmara complementar, onde se completa a combustão dos gases e das partículas por eles carregadas.

e- grelhas - são dispositivos intimamente ligados à eficiência do processo de queima; nos incineradores atuais, são constituídas por barras estreitamente espaçadas em forma de degraus, que oscilam automaticamente em movimentos desencontrados, de forma a favorecer um maior contato entre os resíduos e o ar insuflado entre as barras. As escórias, resultantes da queima, são transportadas de um degrau para o outro, até deixarem a câmara de combustão.

f- extração de escórias e cinzas - na saída da câmara de combustão, as escórias passam por um britador que desfaz os torrões de lixo incinerado e amassa as latas. Em seguida, as escórias são descarregadas em um tanque contendo água para o seu resfriamento e, posteriormente, empurradas por um

rodo até uma correia transportadora que conduz o material para a caçamba de um veículo coletor. Essa escória, representando cerca de 15% do material original, é em seguida encaminhada para um aterro sanitário. Alguns incineradores são dotados de ímãs encarregados de separar das escórias os materiais ferrosos, para serem comercializados como sucata.

As cinzas, acumuladas na câmara de combustão, nos dutos e na base da chaminé, são removidas durante as paradas periódicas do incinerador, através de sistemas mecânicos ou pneumáticos.

g- dispositivos para recuperação de energia - alguns incineradores são equipados com caldeiras, visando a recuperação do calor gerado na combustão dos resíduos.

O vapor é gerado nesse equipamento devido à troca de calor com os gases da combustão, a ser utilizado diretamente para o aquecimento de água em indústrias localizadas nas proximidades da usina de incineração, ou ainda ser transformado em energia elétrica através de instalações especiais, como as turbinas, a ser vendida às concessionárias de energia.

h- filtração e tratamento dos gases - segundo a CETESB (1987), os gases de combustão deixam a câmara do incinerador a uma temperatura entre 800 e 1000°C e devem ser resfriados antes de serem submetidos a qualquer processo convencional de tratamento. Para os incineradores atuais, são previstos um trocador de calor e um precipitador eletrostático. O trocador de calor pode produzir calor ou água quente e gerar eletricidade, contribuindo para a redução dos custos de operação. Dessa forma, a temperatura dos gases de combustão baixa, situando-se entre 200 e 300°C, permitindo que os precipitadores eletrostáticos entrem em operação e removendo grande quantidade de partículas, resultantes da combustão dos resíduos.

Os incineradores devem ainda ser dotados de sistemas de lavagem de gases, para controlar a emissão de gases ácidos também formados durante o processo de queima dos resíduos.

i- dispositivos de tiragem de gases - são constituídos de chaminés e

ventiladores que lançam os gases na atmosfera. O tipo de chaminé mais empregada é a "multi-flue", que consiste em um duto principal, envolvido por uma camisa de concreto, contendo em seu interior outros dutos menores, destinados a aumentar a velocidade de fluxo.

• Custos da incineração

Para a análise de custos das instalações de incineração, devem-se considerar os custos de capital e os custos operacionais

Para os incineradores modulares, com capacidade de processar até 400 ton/dia, estima-se um custo de capital na faixa de US\$ 100.000 a 130.000 por tonelada de capacidade. Para instalações de maior capacidade esse custo varia de US\$ 80.000 a 90.000 por tonelada de capacidade.

Ressalte-se que para qualquer uma das situações os custos de capital diminuem com o aumento da capacidade de processamento.

Com relação aos custos operacionais estima-se, em termos internacionais, que uma instalação com capacidade de incineração de 2000 ton/dia custa US\$ 20 por tonelada em base anual, incluindo manutenção e operação.

Esses custos podem variar de acordo com as condições específicas locais e a tecnologia utilizada, devendo-se ressaltar que a incineração dos resíduos industriais é bem mais onerosa, podendo chegar a US\$ 3.000 por tonelada, dependendo do tipo de resíduo (JARDIM, 1995).

• Vantagens e desvantagens da incineração

São vantagens relevantes da incineração:

- redução dos resíduos para até 5% do volume inicial e 15% do peso original, transformando-os em cinzas e escória e aumentando consideravelmente o período de vida útil do aterro;

- eliminação satisfatória, sob o ponto de vista sanitário, de resíduos de serviços de saúde, alimentos, medicamentos vencidos, sobras de laboratórios e animais mortos;

- diminuição de distância de transporte, devido à possibilidade de localização da instalação em áreas mais próximas aos centros urbanos, quando comparada as distâncias necessárias para implantação de aterros sanitários;

- bom funcionamento, independentemente das condições meteorológicas;

- possibilidade de recuperação de energia contida nos resíduos.

Como desvantagens desse processo, destaca-se:

- investimento elevado;

- alto custo de operação e manutenção;

- possibilidade de causar poluição atmosférica quando o incinerador é mal projetado ou mal operado;

- exigência de mão-de-obra especializada na operação.

3.2 Sistemas de Disposição Final de Resíduos Sólidos: Aterro Sanitário

Segundo a Associação Brasileira de Normas Técnicas – ABNT

aterro sanitário de resíduos sólidos urbanos consiste na técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos 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 for necessário (ABNT, 1984).

A aplicação desse processo é difundida em quase todo o mundo por se apresentar como a solução mais econômica, quando comparada a outros processos (compostagem e incineração, por exemplo), que exigem grandes investimentos para a construção e para a manutenção da estrutura técnico-administrativa de operação (LEITE, 1991). Embora em alguns casos a compostagem e a incineração tornem-se viáveis economicamente, como é o caso das grandes cidades, deve-se ressaltar que tais métodos não descartam a existência de aterros sanitários em suas proximidades, uma vez que esses sistemas produzem resíduos de processo que não são aproveitáveis, ou ainda por fator de segurança, na ocorrência de imprevistos que paralise as instalações.

A maioria das cidades brasileiras confunde aterro sanitário com "vazadouros", "lixões", "depósitos" etc., métodos que, desprovidos de critérios técnicos, são condenados sob o ponto de vista sanitário. Ressalte-se também que o lixo urbano conta com grande parte de matéria orgânica, que entra rapidamente em decomposição ao ar livre, contribuindo para a proliferação de moscas, baratas, ratos, urubus, além de exalar mau-cheiro (BRANCO, 1980).

A falta de revolvimento periódico dessa massa orgânica faz com que o oxigênio em seu interior seja rapidamente consumido pela ação bacteriana, dando lugar à decomposição anaeróbica, com desprendimento de gases, como o metano, o gás carbônico e alguns gases de odores desagradáveis, como o gás sulfídrico e mercaptanas, entre outros.

Outro fator preocupante é a formação do "chorume" (fração líquida, escura, ácida e de odor desagradável), durante a decomposição anaeróbica. Esse líquido pode infiltrar-se no solo ao ser lixiviado na forma de percolado, podendo vir a poluir e contaminar as águas superficiais e subterrâneas.

Segundo LUZ (1981):

chorume ou sumeiro é o líquido oriundo da decomposição do lixo e provém de três fontes:

- umidade natural do lixo, que se agrava sensivelmente nos períodos prolongados de chuva, principalmente se forem usados recipientes abertos no acondicionamento

- água de constituição dos vários materiais, que sobra durante a decomposição
- líquidos provenientes da dissolução da matéria orgânica pelas enzimas expelidas pelas bactérias. Esses microrganismos unicelulares, para se alimentarem, expelem enzimas que dissolvem a matéria orgânica, possibilitando em seguida a absorção através das suas membranas. O excesso escorre como líquido negro, característico de resíduos orgânicos em decomposição.

3.2.1 Critérios para seleção de área para implantação

No processo de escolha de áreas para a implantação de aterros sanitários, conforme JARDIM (1995), deve-se ter sempre em mente a importância das características do meio físico. Uma área adequada significa menores gastos com preparo, operação e encerramento do aterro, mas fundamentalmente significa menores riscos ao meio ambiente e à saúde pública.

Os trabalhos de viabilização exigem, assim, a compatibilização 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.

Os seguintes dados devem ser levantados para a orientação da escolha da área do empreendimento:

• Dados gerais

- dados populacionais: número de habitantes atuais, flutuante e projeção futura, bem como as taxas de variação populacional;

- caracterização dos resíduos: quantidade e qualidade dos resíduos que se deseja encerrar no aterro sanitário;

- informações sobre o manejo de resíduos sólidos no município: este item contempla os dados referentes à varrição, acondicionamento, coleta e transporte dos resíduos, bem como os tipos e características dos equipamentos utilizados, tempo e rotina da coleta, entre outros.

• **Dados geológicos e geotécnicos**

Constituem ferramenta fundamental para a escolha do local mais adequado para a disposição, pois as informações obtidas através desses estudos contribuem de forma decisiva na minimização dos impactos ambientais provocados pela disposição dos resíduos.

Na construção de aterros sanitários, independentemente da técnica construtiva empregada, o risco de contaminação das águas superficiais e subterrâneas existe. Esse risco está aliado à infiltração do chorume, às falhas que eventualmente podem ocorrer na construção e operação dos aterros e na infiltração das águas de chuva que aumentam consideravelmente a quantidade de percolado.

A infiltração do percolado geralmente ocorre na forma de pluma, com migração descendente na direção da água subterrânea. O grau de contaminação pode ser controlado através do conhecimento das características físicas do solo e da distância entre a fonte de poluição e o nível do lençol freático.

A possibilidade de contaminação decresce com o aumento dessa distância, devido à acentuada diluição e absorção do poluente, sendo grande a chance de sua degradação. Nas regiões planas, a poluição é espalhada para fora da área do aterro em numerosas ramificações.

Alguns atributos físicos e ambientais devem ser identificados e analisados durante a seleção de sítios para a construção dos aterros sanitários, conforme destacam ZUQUETTE e GANDOLFI (1991). São eles:

Relevo do solo

- traços físicos: a instalação de aterros sanitários próximos do limite entre duas superfícies de diferentes traços físicos deve ser evitada, pois essas áreas apresentam anomalias;

- declividade do terreno: áreas com inclinações entre 2 e 5%, seguidas de inclinações entre 5 e 10%, são consideradas favoráveis. Inclinações inferiores a 2% favorecem a infiltração das águas de chuva, ao passo que inclinações superiores a 10% estão sujeitas a erosões.

Material não consolidado

São materiais assentados entre a camada rochosa e a superfície do solo. Devem ser analisados os seguintes aspectos:

- espessura: a situação favorável ocorre quando a espessura do material não consolidado é superior a 20m, para acomodar o movimento das infiltrações;

- granulometria: esse material deve possuir pelo menos 25% de finos (material passando na peneira de 0,075mm);

- suporte: a base do aterro deve ser constituída de material com SPT superior a 10. Materiais com SPT inferior a 4 devem ser evitados, pois são excessivamente compressíveis;

- capacidade de troca catiônica: este índice normalmente reflete as características típicas de minerais assentados em finos, influenciando na retenção de poluentes químicos em zonas sujeitas a aerobiose. Este índice, segundo Bouwer, citado por ZUQUETTE e GANDOLFI (1991), deve possuir capacidade de troca catiônica superior a 10 meq/100g de material;

- pH: é muito importante na precipitação dos componentes insolúveis, como também nas reações que promovem a retenção e deposição de

alguns poluentes. No Brasil, o material não consolidado normalmente apresenta pH entre 4 e 6,5.

- Mineralogia: a existência de porcentagens inferiores a 15% de mineral argiloso do tipo 2:1 é favorável, se as condições de textura forem devidamente consideradas;

- Permeabilidade: coeficientes de permeabilidade do solo entre 10^{-3} e 10^{-5} cm/s são os mais indicados, pois permitem uma velocidade de condução de percolados ideal para a degradação do material poluente. Valores acima de 10^{-3} cm/s favorecem o rápido movimento do líquido poluente e abaixo de 10^{-5} cm/s impedem o movimento e resultam na saturação do solo nas proximidades do aterro.

Escoamento superficial e infiltração

Áreas com equilíbrio entre escoamento superficial e infiltração têm preferência. Devem-se evitar solos onde um desses fatores for predominante.

Nível das águas subterrâneas

É de fundamental importância o conhecimento das oscilações sazonais do nível dessas águas, bem como a velocidade e a direção do fluxo.

(Aconselha-se que a base do aterro se localize no mínimo a 3m do ponto mais alto do lençol freático.

Substrato rochoso

Qualquer rocha que apresente alto coeficiente de permeabilidade nas fraturas deve ser evitada, além de rochas calcáreas, dolomitas e rochas de cimentação carbonácea.

Compressibilidade do solo

Materiais com características turfosas ou com alto índice de compressão (coeficiente de adensamento acima de 1,0) ou ainda com grau de compactação abaixo de 80% (condição de campo) devem ser evitados.

Material de cobertura do aterro

Recomenda-se material arenoso e argiloso na proporção aproximada de 50% cada um. Pode-se aplicar mineral argiloso do tipo 1:1 (caulinita, gipsita) compactado.

• **Dados sobre águas superficiais**

Trata-se de conjunto de informações sobre o comportamento natural da coleção de recursos hídricos superficiais, de interesse para o abastecimento público, destacando-se:

- principais mananciais, bacias e corpos d'água locais e regionais;
- informações sobre a qualidade e usos dessas águas;
- áreas de proteção de manancial.

• **Dados sobre clima**

Levantamento de série histórica a respeito do regime de chuvas e precipitações, direção e intensidade dos ventos

• **Dados sobre legislação**

Informações sobre o quadro de leis ambientais nos três níveis de governo (federal, estadual e municipal), zoneamento urbano da cidade, localização de áreas de proteção ambiental, áreas de proteção de mananciais, parques, reservas, áreas tombadas etc.

• Dados sócio-econômicos

Articulam-se aspectos políticos, valor da terra, uso e ocupação dos solos, distância da área em relação aos centros produtores de resíduos, integração à malha viária, aceitabilidade da população e das entidades organizadas.

A ponderação e a análise integrada dos diversos dados levantados orientarão a escolha do local mais favorável para a implantação do aterro sanitário.

JARDIM (1995) sugere um modelo que orienta a comparação entre as áreas investigadas, classificando-as em uma das seguintes categorias:

- recomendada: quando a área reúne condições para ser utilizada com baixo investimento;
- recomendada com restrições: quando a área para ser utilizada conforme as normas vigentes necessitando de medidas complementares de médio investimento;
- não recomendada: quando a área a ser utilizada necessita de medidas complementares de alto investimento.

O Quadro 2 mostra o modelo proposto por JARDIM (1995).

QUADRO 2 - Critério para a avaliação das áreas para a instalação de aterro sanitário

DADOS NECESSÁRIOS	CLASSIFICAÇÃO DAS ÁREAS		
	RECOMENDADA	RECOMENDADA COM RESTRIÇÕES	NÃO-RECOMENDADA
Vida útil	Maior que 10 anos	(10 anos, a critério do órgão ambiental)	
Distância do centro atendido	Maior que 10 km	10-20 km	Maior que 20 km
Zoneamento ambiental	Áreas sem restrições no zoneamento ambiental		Unidades de conservação ambiental e correlatas
Zoneamento urbano	Vetor de crescimento mínimo	Vetor de crescimento intermediário	Vetor de crescimento máximo
Densidade populacional	Baixa	Média	Alta
Uso e ocupação das terras	Áreas devolutas ou pouco utilizadas		Ocupação intensa
Valorização da terra	Baixa	Média	Alta
Aceitação da população e de entidades ambientais não-governamentais	Boa	Razoável	Inaceitável
Distância dos cursos d'água (córregos, nascentes etc.)	Maior que 200 m	Menor que 200 m, com aprovação do órgão ambiental responsável	

Fonte: JARDIM (1995)

Na área selecionada deverão ser realizadas investigações de superfície e subsuperfície, a fim de se conhecerem as características da área. As técnicas de investigação são aquelas freqüentemente empregadas pela geologia de engenharia, inseridas em dois grandes grupos:

1- técnicas de investigação indireta: interpretação de fotografias aéreas, métodos geofísicos (sísmica, sondagem elétrica vertical, entre outras).

2- técnicas de investigação direta: execução de sondagens manuais ou mecânicas, ensaios de bombeamento no próprio local e de infiltração, ensaios em laboratório, tais como análises físico-químicas da água, granulometria, permeabilidade, compactação e limites de Atterberg dos solos.

O procedimento descrito subsidiará a elaboração do projeto do aterro sanitário, devendo contemplar também plantas de corte e de escavação, cálculo da estabilidade dos taludes, necessidade de material de empréstimo ou de bota-fora etc.

3.2.2 Concepção do projeto

O aterro sanitário tem por objetivo prioritário a destinação final dos resíduos sólidos, entretanto, pode assumir, em determinadas situações, um papel secundário, porém não menos importante, recuperando áreas degradadas pela ação do homem ou da própria natureza. A técnica e os cuidados a serem observados nesse caso devem levar em conta os preceitos e técnicas que norteiam esse gênero de empreendimento (FILSAN, 1980).

Os aterros sanitários são classificados de acordo com a forma de execução, que varia conforme o conjunto de condições locais. VALENTE, (1980), propõe a seguinte ordem de classificação:

• Aterros de superfície

São executados em regiões aproximadamente planas ou em nível, nos quais podem ser aplicados os seguintes métodos de operação:

- método da trincheira;
- método da escavação progressiva ou da rampa;
- método da área

As Figuras 7, 8 e 9 ilustram os principais métodos empregados na construção de aterros de superfície.

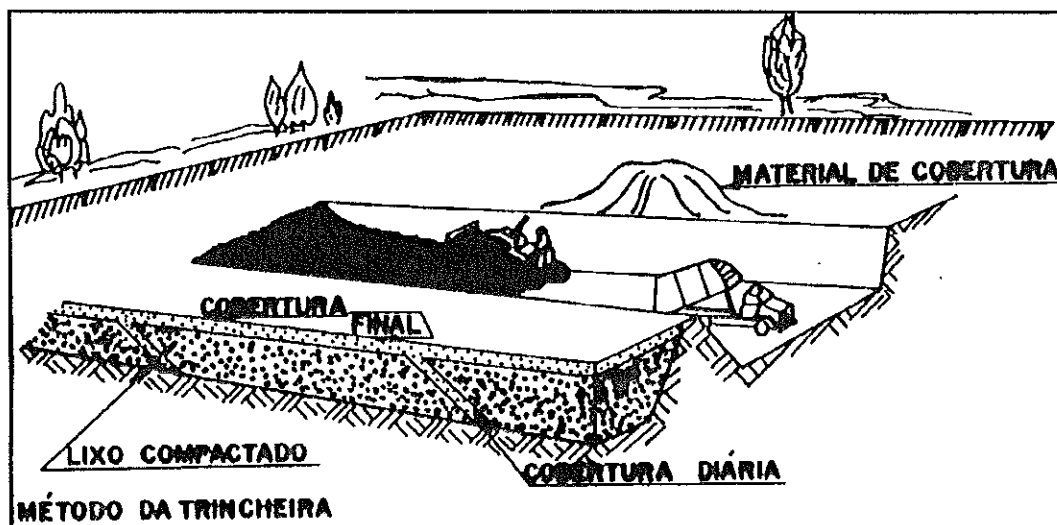


FIGURA 7 - Método da trincheira
Fonte: VALENTE (1980)

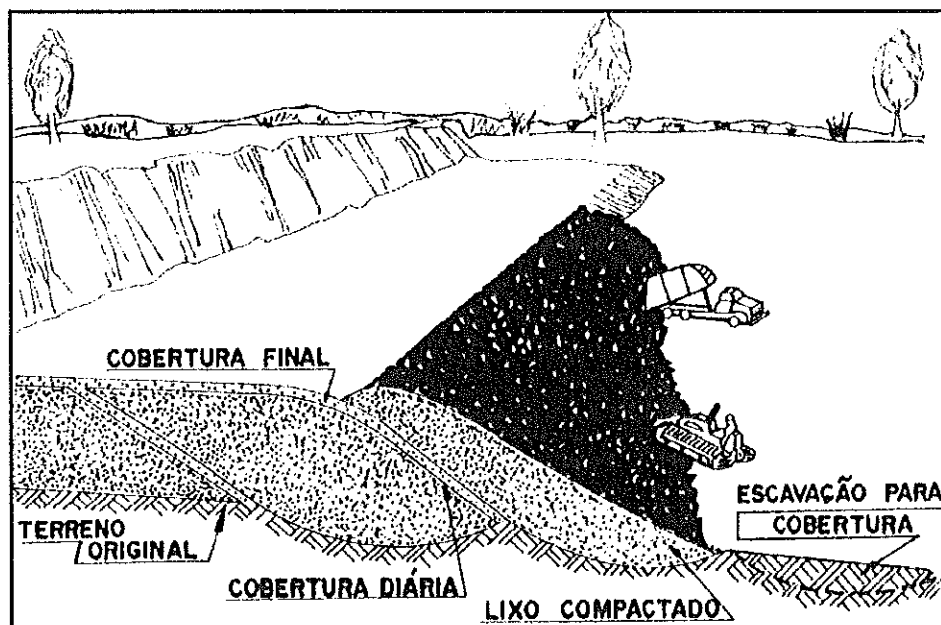


FIGURA 8 - Método da rampa
Fonte: VALENTE (1980)

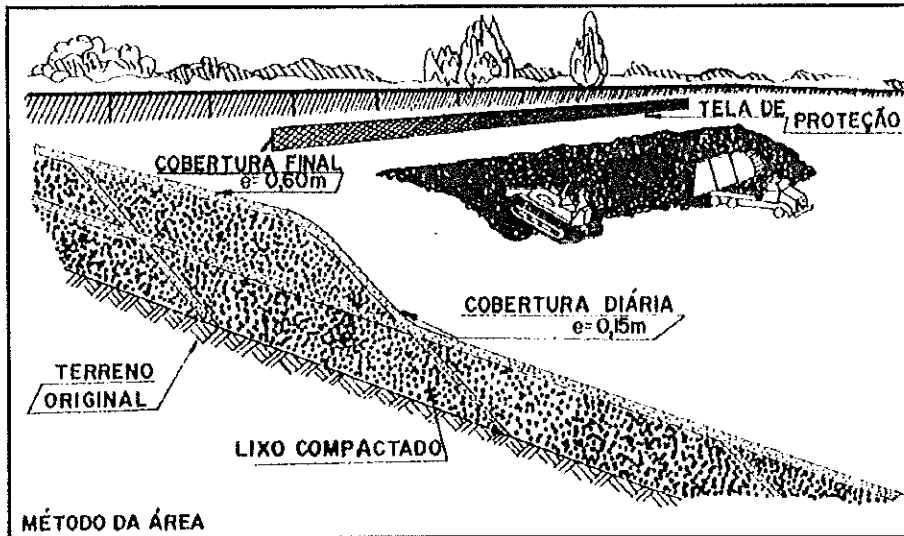


FIGURA 9 - Método da área
Fonte: VALENTE (1980)

• Aterros em depressões

São aqueles executados em regiões de topografia acidentada, como grotas, fundo de vales, lagoas resultantes de escavações para extração de areia ou argila de olaria, pedreiras extintas etc. Os casos mais comuns são:

- aterros em lagoas
- aterros em depressões e ondulações

As Figuras 10 e 11 ilustram os métodos de construção de aterros em depressões.

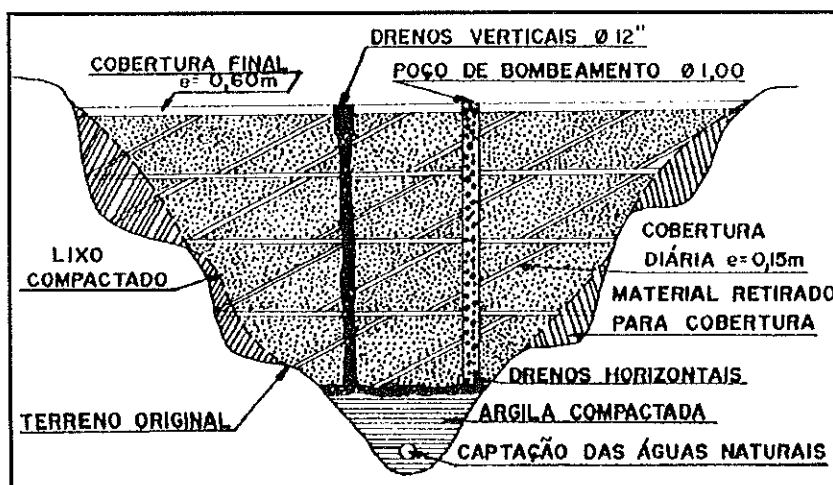


FIGURA 10 - Aterro em depressões ou ondulações
Fonte: VALENTE (1980)

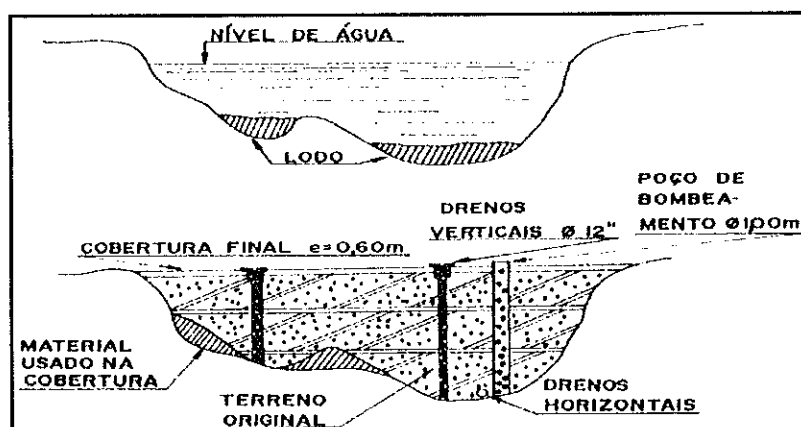


FIGURA 11 - Aterro em lagoa

Fonte: VALENTE (1980)

LEITE (1991), detalha os métodos de operação, aplicados em cada caso citado.

3.2.3 Operação e sistemas de controle ambiental

Todos os métodos de construção de aterros sanitários diferem na forma de execução, entretanto, a sistemática de acondicionamento do lixo é a mesma, ou seja, consiste na construção de células sanitárias. Para tanto, o lixo deve ser disposto no solo previamente preparado e a cada 3 viagens de descarregamento, de acordo com a capacidade do veículo coletor, o lixo deve ser empurrado de baixo para cima contra uma elevação natural ou célula anterior e distribuído pelo seu talude, com inclinação de 1:1 ou 1:2. A altura da célula deve variar de 2 a 4 metros.

O lixo espalhado pelo talude deve ser compactado por um trator de esteiras de baixo para cima, proporcionando assim maior uniformidade de compactação. O trator deverá subir e descer a rampa de 3 a 5 vezes, a fim de que o volume de lixo seja reduzido. Segundo LEITE (1991), um peso específico de $0,75\text{ t/m}^3$ representa um excelente grau de compactação.

No final do dia ou quando a coleta estiver terminada a célula de lixo deverá receber uma cobertura de terra de 15 a 30 cm.

Pode-se voltar a trabalhar sobre as células iniciais de lixo, sobrepondo-se novas células. Uma vez preenchida toda a área disponível do aterro, as células de lixo deverão receber uma camada de 60 cm de terra, selando dessa forma o aterro sanitário.

O recobrimento final e o acabamento de um aterro sanitário é muito importante, pois essa área deverá ser incorporada ao meio ambiente, em condições de uso, sem causar incômodos à vizinhança.

A Figura 12 mostra a vista geral da superposição de células sanitárias e da distribuição dos drenos de gases em aterros sanitários.

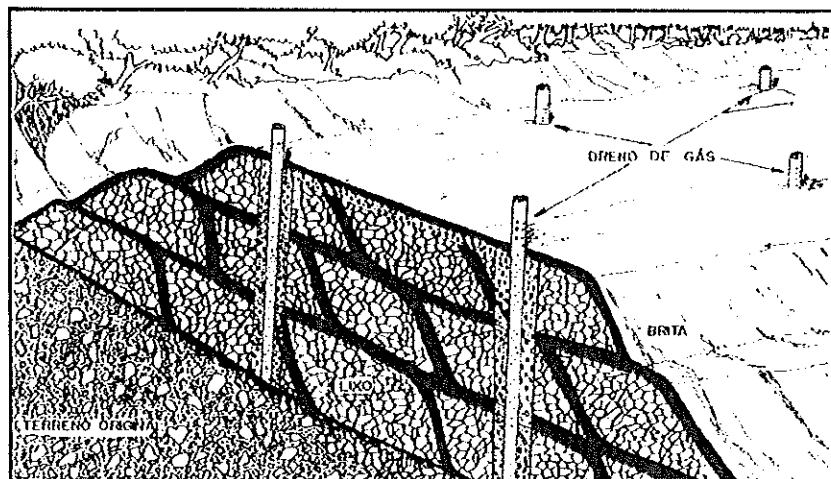


FIGURA 12 - Vista geral da superposição de células sanitárias e da distribuição dos drenos de gases em aterros sanitários

Fonte: MINTER/CNDU/CETESB (1979)

• Cuidados especiais

Captação de gases

O lixo confinado em aterros sanitários sofre um processo de decomposição predominantemente anaeróbico. Nesse processo, segundo LUZ (1981), o carbono combina-se com o hidrogênio, formando o metano (CH_4), que é inflamável quando misturado com o ar na proporção de 10 a 15%, podendo também provocar a morte por asfixia se invadir, sob condições peculiares, residências próximas ao aterro.

O controle da geração e migração desses gases é realizado, segundo ORTH (1981a), através de um sistema de drenagem, constituído pela superposição vertical de tubos perfurados de concreto, revestidos com brita, conforme mostra a Figura 13. Esses drenos deverão distar entre 50 e 100m uns dos outros.

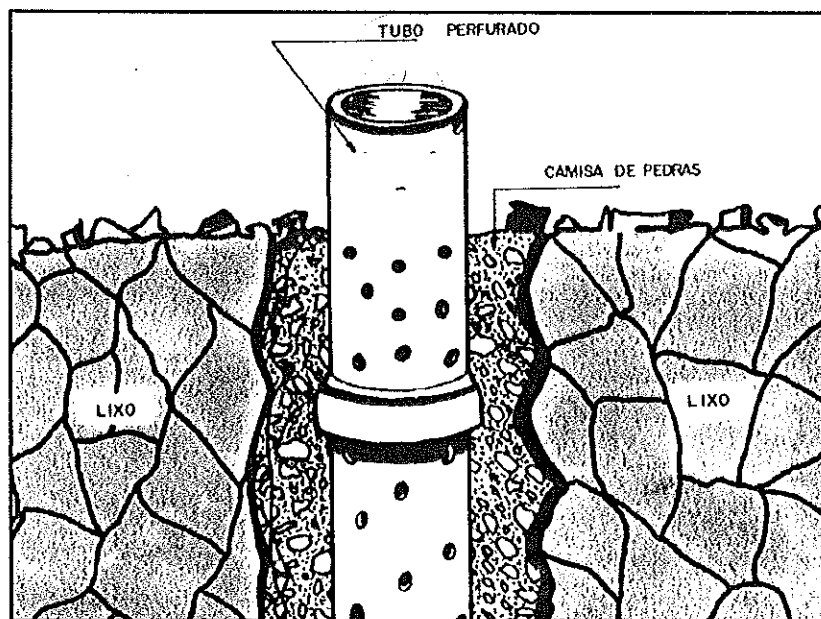


FIGURA 13 - Detalhe do dreno de captação de gases no aterro sanitário

Fonte: MINTER/CNDU/CETESB (1979)

Drenagem de águas pluviais e percolados

A opção por áreas secas é sempre recomendável na escolha de um local para se implantar um aterro sanitário.

As águas provenientes da precipitação direta sobre o aterro, bem como as do escoamento superficial das áreas adjacentes, tendem a percolar através da massa de lixo, carregando poluentes que, juntamente com o chorume oriundo da decomposição do lixo, constituem material de alta carga poluidora (percolado), semelhante ao esgoto doméstico, porém, com concentração bastante superior.

Para os aterros sanitários são propostos dois sistemas de drenagem: superficial e subsuperficial.

O sistema de drenagem superficial tem como finalidade básica desviar as águas da bacia de contribuição para fora da área do aterro, diminuindo dessa forma o volume de líquido percolado, durante e após a fase de execução do aterro, além de possibilitar a sua operação inclusive em dias de chuva.

Este sistema requer a construção de canais de superfície livre a meia encosta ou canaletas envolvendo toda a área do aterro. Recomenda-se, ainda, conferir um bom caimento à cobertura diária do aterro para evitar empoçamentos.

Toda água recolhida por esse sistema deverá ser conduzida para um ponto distante, onde não cause danos ao aterro, durante e após a fase de operação.

O sistema de drenagem sub-superficial visa coletar e conduzir os líquidos percolados para uma unidade de tratamento, evitando o comprometimento do lençol freático; esse sistema é constituído basicamente de estruturas drenantes com escoamento em meio poroso e é formado por drenos horizontais, preenchidos com britas, com inclinação de fundo em torno de 2%. Sobre as britas devem ser colocados materiais sintéticos, como manta geotêxtil ou simplesmente capim seco, visando a retenção de materiais em suspensão que poderiam vir a colmatar o dreno, conforme mostra a Figura 14.

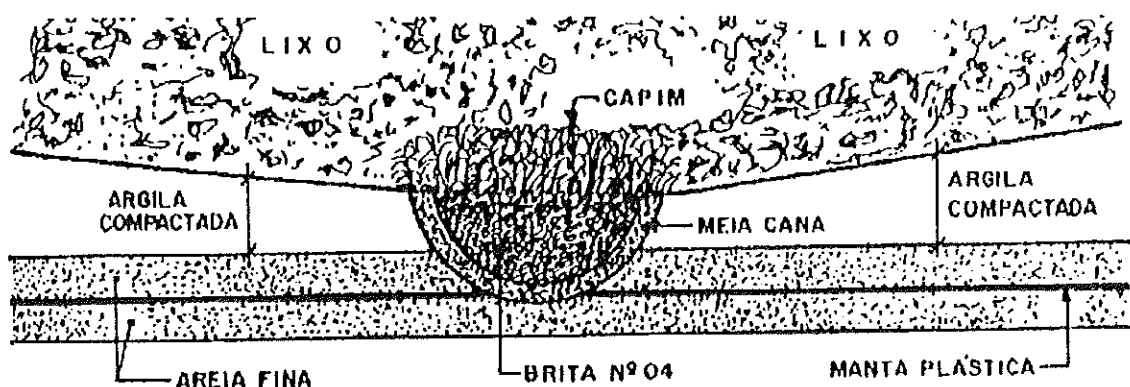


FIGURA 14 - Corte transversal de um dreno horizontal

Fonte: SCHALCH, 1992

• Operação e Monitorização de Aterro Sanitário

Posteriormente às operações de destocamento, limpeza, regularização, escavação, impermeabilização de fundo e construção dos sistemas de drenagem verticais e horizontais, deve-se iniciar as operações básicas para a construção das células sanitárias, conforme os métodos descritos anteriormente.

O material necessário para o cobrimento diário das células sanitárias deverá ser retirado durante a fase de escavação das frentes de trabalho ou de uma área de empréstimo, devendo ser estocado em local adequado, de forma a não ser erodido e nem causar o assoreamento das estruturas de drenagem superficial.

3.2.4 Monitorização e reintegração da área utilizada

Monitorização das águas sub-superficiais

O lençol freático no entorno do aterro deverá ser monitorado com frequência semestral, ou em intervalos menores, se assim determinar o órgão ambiental. O plano de monitorização deve se estender por, no mínimo, 10 anos após o encerramento das atividades do aterro sanitário.

Para tanto, faz-se necessária a construção de poços para a monitorização, no mínimo um a montante e três a jusante. Esses poços visam identificar eventuais impactos na direção do fluxo das águas subterrâneas e devem ser construídos de acordo com a norma NBR-13895 (ABNT-1997).

As amostras coletadas deverão ser submetidas aos seguintes ensaios e análises:

- nível estático do poço;
- pH;
- Condutividade;
- Carbono orgânico total;
- Cloreto;
- Sulfato; (22)
- Nitrogênio amoniacal;

- Nitrogênio nitrito;
- Nitrogênio nitrato;
- Nitrogênio kjedall;
- Cádmio;
- Cromo total;
- Ferro;
- Coliformes totais e fecais;
- Estreptocócos fecais;
- Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO);
- Demanda Química de Oxigênio (DQO);
- Fósforo total;
- Sulfeto. (SO_2)

Monitorização das águas superficiais

O plano de monitorização deverá prever o controle da qualidade das águas superficiais em pontos próximos aos aterros sanitários.

Essa monitorização deve ser realizada antes e durante a fase de operação do aterro, com frequência trimestral ou conforme exigência do órgão ambiental, com abrangência de períodos de estiagem e chuvosos, fornecendo um referencial da qualidade das águas de superfície.

Após o encerramento do aterro, esse programa deverá ter continuidade, com frequência anual.

Os parâmetros que devem ser analisados são os mesmos já citados para as águas subterrâneas, exceto o nível estático do poço.

As amostras deverão ser coletadas, preservadas e analisadas segundo as normas definidas pelos órgãos de controle ambiental.

Monitorização da estabilidade dos solos

Deverá constar do plano de monitorização do aterro sanitário uma inspeção periódica do estado dos solos, principalmente após o período das

chuvas, de modo a detectar pontos potenciais de formação de erosões. Essa inspeção incluirá, entre outros, o solo, as obras de construção e drenagem propostas no projeto, poço de acumulação, equipamento de bombeamento, linhas de recalque etc. As observações decorrentes das inspeções deverão constar do livro de ocorrências do aterro, para a tomada das providências cabíveis.

Monitorização dos líquidos percolados

O sistema de drenagem do aterro deverá encaminhar os líquidos percolados para uma unidade de tratamento, podendo ainda, conforme especificações de projeto, serem bombeados e inoculados na massa de resíduos aterrados. Um programa de medição de vazão, coleta e análise desses líquidos, permitirá o acompanhamento do desempenho do sistema, fornecendo subsídios para a correção de possíveis distorções construtivas e/ou operacionais.

Essas coletas e análises deverão ser realizadas com frequência trimestral, obedecendo às recomendações contidas em normas de órgãos de controle ambiental.

• Reintegração da Área

O termo desativação do aterro sanitário compreende apenas o fim do recebimento de resíduos no local. Outras atividades deverão ter continuidade, a saber: recomposição do solo sobre as células e monitoração das águas superficiais e subterrâneas.

Deve-se levar em conta que o aterro sanitário deverá apresentar "vida útil" superior a 10 anos.

Um plano para o uso futuro da área onde se deseja implantar um aterro sanitário deve fazer parte do projeto, para que seja submetido à apreciação e aprovação dos órgãos responsáveis pelo assunto.

De acordo com a NBR-8419 (ABNT,1984), dependendo do uso futuro proposto para a área do aterro, poderão os órgãos competentes exigir a exequibilidade e correção do projeto face às proposições apresentadas.

De uma maneira geral, as áreas recuperadas após a conclusão de aterro sanitário são transformadas em jardins, parques, praças esportivas e áreas de lazer.

3.2.5 Caracterização do aterro sanitário de "Pau Queimado" no município de Piracicaba

O município de Piracicaba localiza-se no Estado de São Paulo, latitude sul 22°42'30" e longitude oeste 47°38'01", a uma altitude de 554 metros. Ocupa uma área total de 1.372,8 km², sendo 186,18 km² correspondentes a área urbana, a qual abriga 96% dos 313.131 habitantes do município (IBGE,2000).

Apresenta taxa de crescimento populacional de 1,68% ao ano, segundo fonte divulgada pela Secretaria Municipal de Planejamento de Piracicaba (1998).

O aterro sanitário de "Pau Queimado" está localizado no bairro rural de mesmo nome, com acesso pela estrada municipal Pedro Henrique, localizado geograficamente, em relação ao fuso 23, a uma latitude sul de 22°46'03" com uma longitude oeste 47°41'03" e uma altitude de 556 metros.

O empreendimento está inserido na micro-bacia do Córrego Águas das Pedras, afluente do Ribeirão dos Marins, distando cerca de 15 quilômetros do centro da cidade. O aterro ocupa área total de 101.000 m², sendo que 87.000 m² (antigo lixão + aterro atual) são destinados à disposição de resíduos.

Na área restante ficam as atividades de apoio como guarita, balança, sala para depósito provisório de resíduos de serviços de saúde e pátio de catação. A área de entorno do aterro é ocupada pela atividade agrícola, em especial pela cultura da cana-de-açúcar.

Na área encontra-se ainda a nascente do Córrego Águas das Pedras, tornando o local vulnerável no que diz respeito à contaminação das águas.

Durante 21 anos o local recebeu de forma desordenada vários tipos de resíduos, sem qualquer controle ou proteção ambiental. Diante deste fato, o município sofreu intervenção jurídica da Promotoria do Meio Ambiente, pressionando a administração municipal a tomar iniciativas no sentido de recuperar o lixão do "Pau Queimado", transformando-o em aterro controlado num prazo máximo de 10 meses, a contar de janeiro de 1997. Em paralelo foram iniciadas as obras do aterro sanitário visando desativar o lixão após as obras de recuperação. A foto da Figura 15 apresenta a vista geral do lixão já recuperado e o início das obras do atual aterro sanitário, em 1997.

Diante desta situação, foi elaborado um cronograma de obras a ser executado, contendo os seguintes itens:

- drenos de líquidos percolados (chorume);
- drenos de gases;
- arborização em torno do aterro;
- construção de alambrado em torno do aterro;
- plantio de mudas de plantas nativas para recomposição da mata ciliar;
- plantio de gramíneas em todas as células;
- assentamento de canaletas meia cana, para controle das águas pluviais;
- cobertura diária do lixo disposto e cobertura definitiva com solo argiloso;
- recalque para recirculação dos líquidos percolados;
- tratamento do chorume;
- vigia durante 24 horas.

O aterro sanitário do município de Piracicaba (Figura 15) recebe diariamente em média 220 toneladas de resíduos sólidos domiciliares, estando atualmente com sua vida útil exaurida. A disposição dos resíduos vem sendo efetuada em área emergencial, junto ao atual aterro, aguardando a finalização do processo de escolha de área para implantação do novo aterro. Na Figura 16 é apresentada a atual situação do aterro sanitário.



FIGURA 15 - Vista aérea do lixão já recuperado (à esquerda) e o início das obras do atual aterro sanitário, em 1997



FIGURA 16 - Vista atual do aterro sanitário

3.3 Líquidos Percolados

3.3.1 Taxa de geração e os fatores influentes

Chorume é um líquido decorrente da decomposição anaeróbica dos resíduos sólidos, que juntamente com a água de chuva infiltrada ao longo do corpo do aterro e as decorrentes de drenagens naturais, dão origem ao líquido percolado (SCHALCH, 1984).

Segundo LUZ (1981), chorume ou sumeiro é um líquido oriundo da decomposição do lixo e provém de três fatores: umidade natural dos resíduos; água de constituição dos vários materiais e líquidos provenientes da dissolução da matéria orgânica pelas enzimas expelidas pelas bactérias.

Tendo em vista o uso cotidiano do termo chorume para designar tanto o líquido formado pela decomposição anaeróbica dos resíduos assim como o líquido percolado decorrente da infiltração de água no aterro, no desenvolvimento deste trabalho foi adotado o termo chorume para representar os dois processos, apesar de serem de origens distintas, conforme exposto nos parágrafos anteriores.

Segundo ORTH (1981a), o volume de 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.

Como observado pela autora supracitada, a previsão da geração de chorume em aterros sanitários é decorrente da combinação de vários fatores. Na prática observa-se que a determinação "in loco" ou mesmo a estimativa segura de certos parâmetros, como o grau de compactação, a capacidade de retenção de umidade do material de cobertura e o grau de umidade dos resíduos após seu aterramento, é difícil e imprecisa pois dependem fundamentalmente da forma de operação de cada aterro.

Entretanto, deve-se ter em mente a importância da previsão segura da vazão de percolado gerado em aterros sanitários, uma vez que a seleção do

*Resíduo é percolado
chorume é umidade
resíduo é umidade*

Isso é uma tese! É sempre os termos generalizados abertamente!

tipo e o dimensionamento do tratamento e, em última estância, o custo do sistema, depende fundamentalmente da vazão de percolado.

Vários autores estudando a produção de líquidos percolados em aterros sanitários propõem a aplicação de fórmulas e modelos, dentre os quais o método Suíço e o método do Balaço Hídrico, apresentados a seguir, são os mais utilizados.

- **Método Suíço**

O método Suíço é um modelo que se utiliza de coeficientes empíricos que correlacionam precipitação e área de contribuição do aterro e a geração de percolado (ORTH, 1981b), contornando desta maneira a dificuldade de se obter dados confiáveis de todos os parâmetros que influenciam na taxa de geração.

Conforme apresentado por ROCCA et al (1980) a expressão do método Suíço é dada por:

$$Q = \frac{1}{t} PAK \quad (1)$$

$$\frac{10^{-3} \text{ m} \cdot \text{m}^2}{\text{s}} = \frac{10^{-2} \text{ m}^3}{\text{s}} = \frac{\text{L}}{\text{s}}$$

Q = vazão média (l/s);

P = precipitação média anual (mm);

A = área do aterro (m²)

t = número de segundos em um ano (31.560.000 s)

K = coeficiente que depende do grau de compactação dos resíduos. Para aterros fracamente e medianamente compactados, com peso específico de 0,4 a 0,7 t/m³, ⇒ 0,25 ≤ K ≤ 0,50. Para aterros fortemente compactados com peso específico acima de 0,7 t/m³, ⇒ 0,15 ≤ K < 0,25.

• Método do Balanço Hídrico

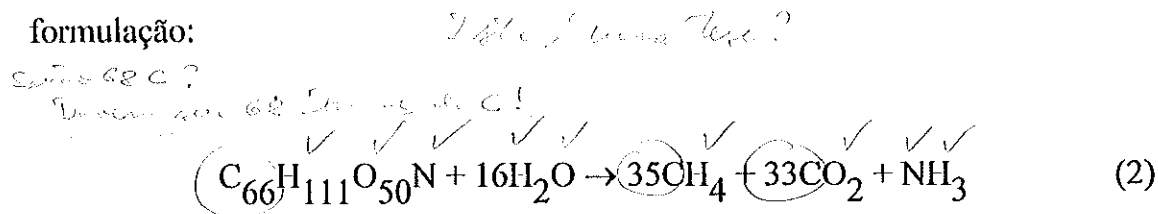
O método do balanço hídrico é mais consistente que o anterior pois considera em sua formulação, além do índice pluviométrico, a evapotranspiração, o escoamento superficial e a capacidade de armazenamento de água no solo.

Atualmente, os modelos sugerem, com algumas variações, a aplicação do balanço hídrico sobre a área do aterro, soma das quantidades que entram (percolação de águas pluviais, umidade presente no resíduo e no material de cobertura) menos as parcelas consumidas nas reações químicas e perdas na forma de vapor.

A água que entra pela face superior corresponde à parcela resultante da percolação das águas pluviais sobre a área de contribuição do aterro, obtida a partir do escoamento superficial, sendo a maior responsável pelo volume de chorume gerado.

Uma outra fonte de entrada de água é a umidade do resíduo disposto e do material utilizado como cobertura diária. Para resíduo domiciliar pode-se considerar uma faixa de umidade de 40 a 50% em peso, enquanto para o material de cobertura, valores de 6 a 12% para areia e 23 a 31% para a argila podem ser utilizados dependendo da estação do ano (HAMADA, 1997).

Com relação a quantidade de água que sai do aterro considera-se a parcela consumida durante a decomposição anaeróbia. Segundo CHRISTENSEN et al. (1989), a água consumida durante o processo de decomposição anaeróbia dos resíduos orgânicos facilmente degradáveis pode ser estimada pela formulação:



Os gases gerados em aterros sanitários e dissipados pelos drenos também contribuem com uma parcela para a perda de água, pois normalmente estão saturados de vapor d'água.

Na Figura 17 é apresentada uma unidade de área para avaliar a formação de líquidos percolados em um aterro sanitário (TCHOBANOGLOUS et al., 1993).

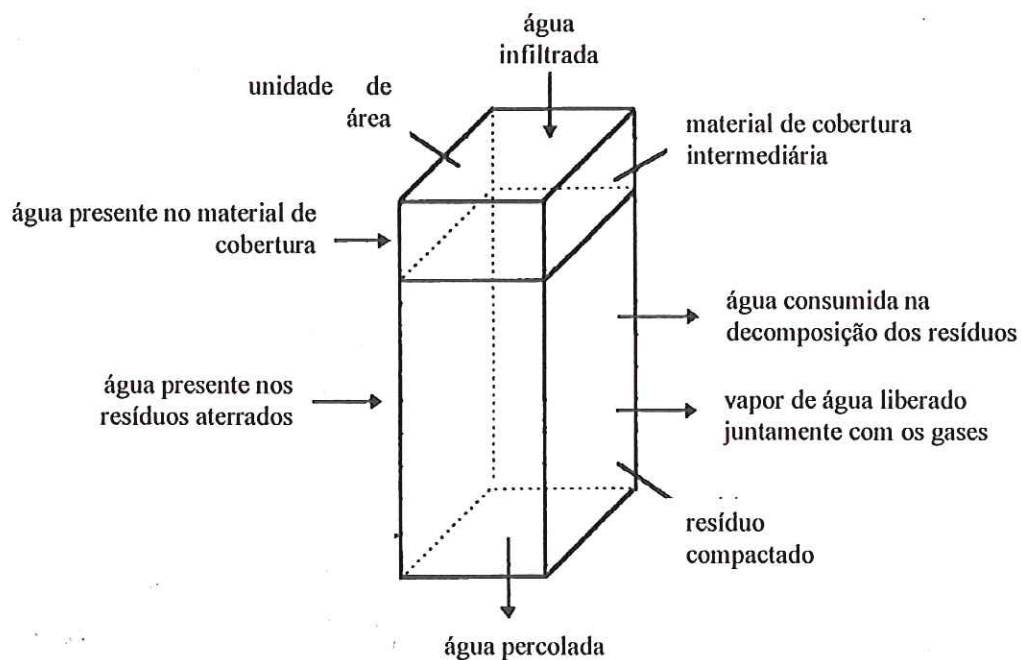


FIGURA 17 - Unidade de área para avaliar a formação de líquidos percolados em um aterro sanitário
Fonte: TCHOBANOGLOUS et al., 1993

Equacionando todas as contribuições e as parcelas perdidas na unidade de área apresentada anteriormente pelos autores, chega-se à seguinte expressão:

$$Q_{\text{perc}} = (P + U_{\text{res}} + U_{\text{cober}}) - (E_{\text{vap}} + E_{\text{transp}} + A_{\text{ret}}) \quad (3)$$

Q_{perc} = Vazão de percolado

P = Precipitação

U_{res} = Umidade presente nos resíduos (em média 50%)

U_{cober} = Umidade presente no material de cobertura (de 15 a 30%, RUSSO 1999)

E_{vap} = Perda de água na forma de vapor (umidade presente nos gases gerados)

E_{transp} = Evapotranspiração

A_{ret} = Água retida na massa de resíduos e no material de cobertura

Observa-se, entretanto, que a determinação de todas as parcelas da expressão anterior é uma tarefa árdua, uma vez que estas variam em função de vários fatores como, por exemplo: características do resíduo, estação do ano, tipo e forma de operação (grau de compactação dos resíduos e material de cobertura).

Nesse sentido, FARQUHAR (1989) apresenta uma expressão mais simplificada para estimar a formação dos líquidos percolados em um aterro sanitário, na qual o autor leva em consideração os seguintes parâmetros: precipitação e escoamento superficial sobre o aterro; infiltração superficial desde a operação até a cobertura final, infiltração pelo fundo e encostas do aterro (nascentes), evapotranspiração e disponibilidade de retenção de umidade (diferença entre a capacidade de retenção de umidade do solo e o conteúdo de umidade dos resíduos). Na Figura 18 é representado o balanço hídrico sugerido pelo autor supracitado.

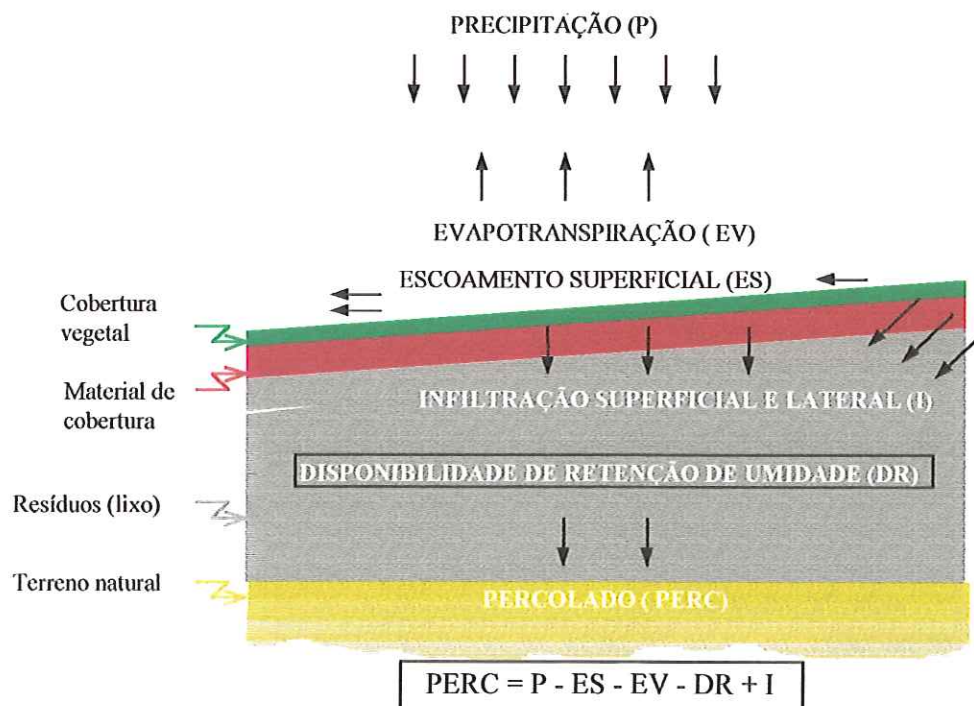


FIGURA 18 - Fluxo de água em um aterro sanitário
Fonte: FARQUHAR (1989)

O método desenvolvido por FENN et al. (1975) é o mais utilizado atualmente por fornecer um roteiro de cálculo de fácil aplicação, desde que se disponha de dados locais que viabilizem sua aplicação.

Segundo ROCCA et al. (1980), a aplicação do balanço hídrico proposto por FENN (1975) pressupõe as seguintes hipóteses:

- a cobertura final é realizada com solo compactado com 60 cm de espessura e declividade de 2% a 4%, quando o projeto executado é do tipo trincheira ou valas;
- o cálculo do percolado é realizado após a conclusão da vida útil de cada trincheira ou vala, pois a área utilizada para cálculo é a área total preenchida;
- a cobertura final deve possuir cobertura vegetal (capim ou grama);
- a parcela infiltrada é decorrente apenas da precipitação diretamente sobre a área do aterro, o que implica que as águas pluviais das áreas adjacentes estejam devidamente drenadas para fora da área de contribuição;
- as características hidráulicas do solo de cobertura e do resíduo compactado são uniformes em todas as direções;
- considera-se a profundidade do aterro muitas vezes maior do que sua extensão horizontal, permitindo que se considere apenas o movimento vertical da água.

A aplicação do balanço hídrico sugerido por FENN et al. (1975) é realizada computando-se mês a mês, durante o período de um ano, os valores dos parâmetros indicados a seguir. A expressão do balanço hídrico é dada por:

$$\text{PERC} = P - \text{ES} - \text{AS} - \text{EP} \quad (4)$$

Precipitação (P): É obtida pela soma das médias mensais durante um período mínimo de 5 anos.

Evapotranspiração Potencial (EP): Os valores mensais de evapotranspiração potencial podem ser obtidos de boletins hidrometeorológicos medido por tanques Classe A. *HIDROMETEOROLÓGICOS*

Escoamento Superficial (ES): Os valores médios mensais do escoamento superficial são obtidos multiplicando-se o coeficiente de escoamento (C') às medidas mensais de precipitação através da seguinte expressão $\text{ES} = C' \cdot P$

Os valores do coeficiente de escoamento são apresentados na Tabela 3.

TABELA 3 - Valores do coeficiente de escoamento superficial C', utilizados no método do balanço hídrico.

Tipo de solo	Declividade	Valores de C'	
		Estação seca	Estação úmida
Arenoso	De 0% até 2%	0,05	0,10
	Acima de 2% até 7%	0,10	0,15
Argiloso	De 0% até 2%	0,13	0,17
	Acima de 2% até 7%	0,18	0,22

Fonte: FENN et al. (1975)

Infiltração (I): Os valores médios mensais de infiltração são obtidos pela diferença entre o valor médio mensal da precipitação (P) e o escoamento superficial (ES), obtido da expressão: $I = P - \text{ES}$.

(I - EP): É a diferença entre a quantidade de água infiltrada e a evapotranspiração. Pode assumir valores negativos e positivos. Valores negativos significam perda potencial de água armazenada no solo e valores positivos indicam a recarga dessa água e percolação, se atingida a capacidade de campo do solo, definida como a máxima quantidade de água que pode ser retida no solo sem provocar um fluxo de percolação.

Perda potencial de água acumulada (somatório dos valores negativos I - EP):

Este parâmetro é obtido somando-se mês a mês os valores do parâmetro (I - EP). Os valores devem ser adicionados a partir do último valor positivo, atribuindo-se a este mês positivo o valor nulo (zero), admitindo-se que ao final da estação úmida o solo encontra-se na sua capacidade de campo. Em regiões de clima seco pode ocorrer que a capacidade de campo não seja atingida ao final da estação úmida, mas em favor da segurança admite-se que isto ocorra.

Armazenamento de água na camada de solo de cobertura (AS): A capacidade de armazenamento de água no solo é definida como a quantidade que pode ser retida no solo. Depende basicamente do tipo de solo, da capacidade de campo e da profundidade. A quantidade armazenada no solo é dividida em duas fases: a primeira é a água higroscópica que varia desde a umidade zero até o ponto de murchamento (definido como a umidade ~~a~~baixo da qual é inviável a retirada de água pelas plantas) e a segunda fase que varia desde o ponto de murchamento até a capacidade de campo, sendo a parcela passível de perdas por evapotranspiração. A quantidade de água disponível depende da profundidade da zona de raízes e do tipo de estrutura do solo (ROCCA et al., 1980).

O Quadro 3 fornece os valores da capacidade de campo, do ponto de murchamento e da quantidade de água disponível para alguns tipos de solo.

QUADRO 3 - Umidade no solo (mm de água/m de profundidade do solo)

TIPO DE SOLO	CAPACIDADE DE DE CÂMPO	PONTO DE MURCHAMENTO	ÁGUA DISPONÍVEL
SOLO ARENOSO	200	50	150
SOLO SILTOSO	300	100	200
SOLO ARGILOSO	375	125	250

Fonte: ROCCA et al. (1980)

O valor inicial deste parâmetro (AS) é a água disponível na capacidade de campo, na camada de cobertura (AS_{cobert}), obtido pela multiplicação da água disponível por metro de solo (fornecido no Quadro 3) pela espessura da camada de solo (0,60m). Este valor é atribuído ao último mês que apresente um valor positivo de $(I - EP)$. Para os meses subsequentes que apresentam valores negativos de $(I - EP)$ o valor de armazenamento de água no solo (AS) é obtido através da Tabela 4, que fornece a quantidade da perda de água armazenada em função da perda potencial de água acumulada (\sum dos valores negativos $I - EP$) para uma camada de solo argiloso com 0,60m de espessura.

TABELA 4 - Armazenamento de água no solo (AS) em função da evapotranspiração potencial acumulada [Σ NEG (I-EP)]. Solo argiloso e cobertura com 60 cm de solo

(Σ NEG (I-EP))	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
350	14	14	14	14	14	14	14	13	13	13
360	13	13	13	13	13	13	13	12	12	12
370	12	12	12	12	12	12	12	12	11	11
380	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11
390	11	11	11	10	10	10	10	10	10	10
400	10	10	10	10	10	10	10	10	9	9
410	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9
420	9	9	9	8	8	8	8	8	8	8
430	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8
440	8	8	8	7	7	7	7	7	7	7
450	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7
460	7	7	7	7	6	6	6	6	6	6
470	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6
480	6	6	6	6	6	6	6	6	5	5
490	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5
500	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5
510	5	5	5	5	5	5	5	5	4	4
520	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
530	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
540	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
550	4	4	4	4	4	4	4	3	3	3
560	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
570	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
580	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
590	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
600	3	3	3	3	3	2	2	2	2	2
610	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
620	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
630	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
640	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
650	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
660	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
670	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
680	2	2	1	1	1	1	1	1	1	1
690	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
700	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
710	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
720	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
730	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
740	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
750	1					1				
760	1					1				
770	1					1				
780	1					1				
790	1					1				
800	1					1				
810	1					1				
820	1					1				
830	1					1				
840	1					1				

Fonte: ROCCA et al. (1980)

Os valores positivos de (I - EP), que representam adições na quantidade de água armazenada, devem ser somados aos valores de (AS) do mês

anterior, a partir do último mês que apresenta valor negativo de $(I - EP)$ até que se atinja a capacidade de campo. A partir desse ponto, toda água infiltrada transforma-se em percolado.

Variação de armazenamento de água no solo (ΔAS): representa a variação da quantidade de água armazenada mês a mês ($\Delta AS_n = AS_n - AS_{n-1}$).

Evapotranspiração Real (ER): Representa a perda de água por evapotranspiração durante um dado mês. Para $(I - EP \geq 0)$, $ER = EP$. Nos casos em que $(I - EP < 0)$, a evapotranspiração real é condicionada ao grau de umidade do solo, podendo ser determinada pela expressão: $ER = EP + [(I - EP) - \Delta AS]$

Finalmente, a vazão mensal de percolado é dada pela expressão

$$Q_m = \frac{\text{PERC} \cdot \text{ÁREA}_{\text{at}}}{2.592.000} \quad (4)$$

Q_m = vazão média mensal de líquido percolado (l/s);

PERC = altura mensal de percolado, calculado pela aplicação do balanço hídrico, descrito anteriormente (mm)

ÁREA_{at} = área de contribuição superficial do aterro (m^2)

2.592.000 = segundos/mês

CASTRO (1997) desenvolveu um modelo computacional para simulação da percolação do chorume em um aterro sanitário baseando-se na física do escoamento em meio não-saturado. O modelo proposto pelo autor é dividido em duas fases. A primeira determina a frente de saturação do chorume durante a ocorrência da precipitação, usando a teoria de Green-Ampt, enquanto a segunda fase do modelo, realizada após o término da precipitação, estuda a determinação da redistribuição do chorume através da solução numérica da equação geral para o escoamento em meio não-saturado (equação de Richard).

Na primeira fase, no momento em que ocorre o empoçamento de água na superfície do aterro sanitário, a taxa de infiltração (r) é igual à intensidade da precipitação (i). Neste momento, a profundidade da frente de

saturação (L_p) depende da camada onde a frente de saturação está localizada. Tomando por base o trabalho realizado por WOLFE, LARSON e ONSTAD² (1988) apud CASTRO (1997), o modelo permite a estratificação do solo em até 3 camadas. Por exemplo, se a frente de saturação está localizada na segunda camada:

$$L_p = \frac{K_{s2}}{K_{s2} - i} \left[i \left(\frac{L_1}{K_{s1}} - \frac{L_1}{K_{s2}} \right) - \psi_{f2} \right] \quad (5)$$

ψ_{f2} é o potencial de sucção médio da frente de saturação na segunda camada;

K_{s2} é a condutividade hidráulica do solo saturado na segunda camada;

L_1 é a espessura da camada 1 e $\theta_{i1}, \theta_{i2}, \theta_{s1}$ e θ_{s2} são os conteúdos de água inicial e saturado da primeira e da segunda camadas, respectivamente.

Antes de ocorrer o empoçamento de água, a taxa de infiltração é igual à intensidade da precipitação e a infiltração acumulada, num certo tempo (t), é igual ao total acumulado de precipitação (F) até este tempo. Portanto, num determinado tempo (t), a profundidade da frente de saturação (L) depende de qual camada a frente de saturação está localizada. Se a frente de saturação está localizada na segunda camada:

$$L = \frac{F - L_1(\theta_{s1} - \theta_{i1}) + L_1(\theta_{s2} - \theta_{i2})}{\theta_{s2} - \theta_{i2}} \quad (6)$$

A ocorrência de empoçamento depende dos valores obtidos para L_p e L , calculados pelas equações 5 e 6, respectivamente. Se $L > L_p$ em uma dada camada, então o empoçamento ocorrerá nesta camada.

² WOLFE, M.L.; LARSON, C.L.; ONSTAD, C.A. (1988). Hydraulic Conductivity and Green-Ampt infiltration modeling for tilled soils. *American Society for Agricultural Engineering*, v.31, p.1135-1140, 1988.

Quando a precipitação termina, a profundidade da frente de saturação define uma zona acima da qual o solo é considerado saturado ($\theta = \theta_s$) e abaixo da qual o solo mantém o conteúdo inicial de água ($\theta = \theta_i$). Após este momento, o conteúdo de água começa a ser redistribuído.

A segunda fase da modelagem proposta por CASTRO (1997) usa uma solução numérica, por diferenças finitas, para reger o movimento da água em meio poroso não-saturado, conhecida como equação de Richard.

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left(K \frac{\partial \psi}{\partial x} \right) - \frac{\partial K}{\partial x} \quad (7)$$

onde:

ψ é o potencial de sucção do solo. Como ψ é função de θ , o qual é função de x (sendo x a coordenada cartesiana de profundidade), a equação acima pode ser reescrita como:

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left(K \frac{\partial \psi}{\partial \theta} \frac{\partial \theta}{\partial x} \right) - \frac{\partial K}{\partial x} \quad (8)$$

O termo $\frac{\partial \psi}{\partial \theta}$ corresponde à declividade da curva $\psi(\theta)$ e é denominado de S [L]

Assim a equação (8) fica:

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left(KS \frac{\partial \theta}{\partial x} \right) - \frac{\partial K}{\partial x} \quad (9)$$

Neste ponto, é importante lembrar que o principal resultado da primeira parte do modelo é a profundidade L da frente de saturação. As condições de contorno e condições iniciais correspondentes ao resultado da primeira parte do modelo, descrito anteriormente, são:

Para $t = 0$ e $x \leq L$, $\theta = \theta_s$,

Para $t = 0$ e $x > L$, $\theta = \theta_i$,

Para $t > 0$ e $x = 0$, $q = -KS \frac{\partial \theta}{\partial x} + K = 0$

Para $t > 0$ e $x = \infty$, $\theta = \theta_i$,

onde q é a taxa de escoamento (velocidade de percolação de Darcy) na direcção vertical.

O primeiro passo para a solução numérica da equação acima é a discretização do eixo x e do tempo em pequenos intervalos incrementais Δx e Δt respectivamente. Assim para um determinado ponto $x=j$ e $t=n$, a equação (6) é aproximada pela seguinte equação algébrica:

$$-A_j \theta_{j+1}^{n+1} + B_j \theta_j^{n+1} - C_j \theta_{j-1}^{n+1} = E_j \quad (10)$$

onde:

A_j , B_j , C_j e E_j são coeficientes que dependem do tempo e da profundidade.

A equação (10) se constitui em um sistema tridiagonal de equações algébricas lineares cuja solução pode ser computacionalmente otimizada através de algoritmos que levam em conta a tridiagonalidade do sistema. As expressões para os coeficientes A_j , B_j , C_j e E_j , assim como a solução numérica para o sistema (6) podem ser encontradas na dissertação de mestrado de CASTRO (1997).

Segundo o autor, o modelo foi testado com dados de um aterro sanitário localizado na cidade de Franklin, no estado de New Hampshire, EUA, fornecendo uma estimativa da vazão máxima com erro de 13,3%, em relação a vazão máxima medida no sistema de drenagem de chorume, após um período de chuva no aterro sanitário. Ainda segundo o autor, uma das principais dificuldades de se aplicar o modelo proposto para simulação da percolação do chorume em um aterro sanitário é a determinação precisa dos parâmetros de entrada (as curvas ψ vs. θ e K vs. θ).

Finalmente, a vazão de líquidos percolados em aterros pode ainda ser estimada pelo uso do Método Racional.

De um modo geral, o método racional é aplicado para se prever o deflúvio superficial direto em áreas menores que 500 ha, sendo utilizado como parâmetro no dimensionamento de galerias de águas pluviais (WILKEN, 1978).

O método Racional é adequado para estimar a descarga do pico do deflúvio superficial direto, resultante de uma tormenta sobre uma dada bacia, porém é muito criticado pelo fato que as respostas obtidas pela sua aplicação representam apenas aproximações (CETESB, 1980).

Algumas premissas básicas devem ser adotadas quando da aplicação do método racional: condições de permeabilidade das superfícies permanecem constantes durante a ocorrência da chuva e o pico do deflúvio direto ocorre quando toda a área de drenagem, a montante do ponto de projeto, passa a contribuir no escoamento (CETESB, 1980).

Segundo WILKEN (1978), o cálculo do deflúvio pelo método racional é baseado em três parâmetros: área da bacia de contribuição; intensidade e duração das chuvas e coeficiente de escoamento, conforme a expressão abaixo:

$$Q = C.i.A \quad (11)$$

onde:

Q = deflúvio superficial máximo (l/s ou m³/s);

C = coeficiente de escoamento ou "runoff", relação entre o pico de vazão e a chuva média sobre a área receptora;

i = intensidade média da chuva (l ou m³ por ha/s);

A = área da bacia receptora da chuva (ha).

Entretanto, o interesse do presente trabalho é prever qual a parcela do volume total precipitado sobre o aterro que efetivamente infiltra, a qual é obtida pela diferença entre o volume precipitado e o volume do deflúvio

(calculado pelo método racional), para o mesmo intervalo de tempo. Do valor infiltrado retira-se ainda a parcela de água evapotranspirada, conforme apresenta a expressão (12).

$$Q_{perc} = \left[\frac{(h - h \times C) - EP}{1000} \right] \times A / t \quad (12)$$

Q = vazão (m³/dia)

h = precipitação pluviométrica (mm);

EP = evapotranspiração potencial (mm);

A = área de contribuição (m²);

t = número de dias do mês (dias);

C = coeficiente de escoamento superficial ("run-off", sem unidade).

O coeficiente de "runoff" C é uma variável do método Racional pouco suscetível a determinações mais precisas e requer, portanto, muitos cuidados quando da sua seleção. Nas Tabelas 5, 6 e 7 são apresentados os coeficientes em função das características da superfície.

TABELA 5 - Coeficiente de escoamento superficial ou coeficiente de "runoff"- método racional

DESCRIÇÃO DA ÁREA	COEFICIENTE DE "RUNOFF"
Área Comercial	
• Central	0,70 a 0,95
• Bairros	0,50 a 0,70
Área Residencial	
• Residências Isoladas	0,35 a 0,50
• Unidades Múltiplas (separadas)	0,40 a 0,60
• Unidades Múltiplas (conjugadas)	0,60 a 0,75
• Lotes com 2.000 m ² ou mais	0,30 a 0,45
Área com prédios de apartamentos	0,50 a 0,70
Área Industrial	
• Indústrias Leves	0,50 a 0,80
• Indústrias Pesadas	0,60 a 0,90
Parques, Cemitérios	0,10 a 0,25
"Playgrounds"	0,20 a 0,35
Pátios de estradas de ferro	0,20 a 0,40
Áreas sem melhoramentos	0,10 a 0,30

Fonte: CETESB (1980)

TABELA 6 - Coeficiente de "runoff" para análise de composição - método racional

CARACTERÍSTICA DA SUPERFÍCIE	COEFICIENTE DE "RUNOFF"
Ruas	
● Pavimentação asfáltica	0,70 a 0,95
● Pavimentação de concreto	0,80 a 0,95
Passeios	0,75 a 0,85
Telhados	0,75 a 0,95
Terrenos relvados (solos arenosos)	
● Pequena declividade (2%)	0,05 a 0,10
● Declividade média (2% a 7%)	0,10 a 0,15
● Forte declividade (7%)	0,15 a 0,20
Terrenos relvados (solos pesados)	
● Pequena declividade (2%)	0,15 a 0,20
● Declividade média (2% a 7%)	0,20 a 0,25
● Forte declividade (7%)	0,25 a 0,30

Fonte: CETESB (1980)

TABELA 7 - Valores para o escoamento superficial

Características do local	Faixa de variação
Terreno estéril montanhoso	0,9 a 0,95
Terreno estéril ondulado	0,6 a 0,8
Prado e campinas ondulado	0,4 a 0,65

Fonte: WATER POLLUTION CONTROL FEDERATION(1967)

A adoção do coeficiente de escoamento em aterros sanitários deve englobar parâmetros como: concepção do projeto; modo de operação; espessura e compactação da camada de cobertura; existência ou não de cobertura vegetal. Por sua vez estes fatores determinam os efeitos de infiltração, armazenamento por detenção, evaporação e retenção.

Algumas vezes torna-se necessário a utilização de dois valores de coeficiente de escoamento superficial ("runoff"), aplicados para cada tipo de superfície, na área de drenagem em estudo. Um bom exemplo é o caso de aterros

sanitários executados em patamares que possuem áreas com declividades bem distintos, como o topo do último patamar, com 2% a 3% de declividade, e as encostas dos taludes, construídas com 18% de declive aproximadamente (1:3). Pode-se também considerar, na seleção do coeficiente "C", a distinção de áreas com cobertura definitiva, executada com solo compactado e cobertura vegetal (área do aterro já encerrada) e a área de entorno da frente de operação, desprovida de qualquer tipo de cobertura.

Portanto, em termos práticos, a utilização da fórmula do Método Racional também pode ser aplicada para estimar a geração de percolados, uma vez que envolve variáveis de rápido e fácil acesso. Entretanto, deve-se salientar que, apesar de não considerar determinadas variáveis (umidade dos resíduos e do material de cobertura, as perdas de umidade com os gases e com as reações químicas), a confiabilidade e a precisão do método não é prejudicada, uma vez que as parcelas desconsideradas são pouco expressivas quando comparadas com as variáveis consideradas no método e que, de certa forma, estão inseridas nas mesmas.

Concluindo, alguns pesquisadores sugerem, para uma primeira estimativa da vazão de percolado, a utilização de taxas que relacionam a área de contribuição do aterro sanitário e o índice pluviométrico para estimar a geração diária de percolado.

Nessa linha, EHRIC (1983) sugere o uso de uma taxa média de produção de percolado entre 5 m³/ha.dia em aterros altamente compactados e 7,5 m³/ha.dia para aterros com baixa compactação, para uma taxa de precipitação anual média de 750 mm.

RUSSO (2000) sugere uma taxa de 2,5 a 3 m³/ha.dia ou 30% da precipitação média anual como lixiviado, para as condições climáticas de Portugal.

Para HELD (1996), de 20 a 40% do volume de chuva que cai sobre a área do aterro transforma-se em percolado.

3.3.2 Estudo do processo de degradação de resíduos em aterros sanitários e sua influência nas características físicas, químicas e microbiológicas do percolado

Uma maneira de estimar a composição qualitativa do líquido percolado gerado em aterros sanitários é o conhecimento da fase do processo de degradação anaeróbia em que a matéria orgânica aterrada se encontra, uma vez que as características de cada fase influenciam diretamente na qualidade do percolado ao longo do processo de estabilização.

De acordo com SCHALCH (1992), na determinação das características qualitativas dos líquidos percolados, a idade dos resíduos aterrados é a variável determinante. Com o passar do tempo ocorre a evolução das fases do processo de estabilização dos resíduos, conferindo ao líquido percolado características típicas de cada fase.

Durante o aterramento dos resíduos no aterro sanitário ocorre, inicialmente, a concentração de sólidos, devido a perdas de água por compactação e drenagem, entre outros fatores, e posteriormente a estabilização do resíduo de forma semelhante à digestão anaeróbia (POHLAND et al. 1985).

O processo da digestão anaeróbia de resíduos acontece naturalmente em aterros sanitários, bastando que se estabeleça condições de desenvolvimento de bactérias anaeróbias. O processo consiste em uma seqüência de reações que pode ser resumida em duas etapas: a formação de ácidos orgânicos (fase acidogênica) e a sua transformação em produtos gasosos (fase metanogênica), principalmente o metano e o dióxido de carbono (FUNDAÇÃO CENTRO TECNOLÓGICO DE MINAS GERAIS/CETEC, 1982).

FARQUAR e ROVERS³ apud SCHALCH (1992) propuseram um modelo teórico de 4 fases para a decomposição dos resíduos em aterros. O modelo, aceito até os dias de hoje, se baseia no comportamento dos gases

³ FARQUAR, G.J.; ROVERS, F.A. (1973). Gas production during refuse decomposition. *Water, Air and Soil Pollution*. n.2, p.483-495, 1973.

presentes no interior do aterro em função do tempo de disposição. As fases receberam as seguintes denominações:

Fase I- Aeróbia

Fase II- Anaeróbia não metanogênica ou ácida

Fase III- Anaeróbia metanogênica - instável

Fase IV- Anaeróbia metanogênica - estável

A Fase I, denominada aeróbia, é caracterizada pela presença de microrganismos facultativos. A presença de oxigênio no meio favorece a atividade aeróbia. Nesta fase, verifica-se o acúmulo de umidade, a aclimatação dos microrganismos e a elevada temperatura, situada entre 40 e 45°C.

A Fase II, denominada anaeróbia não metanogênica ou anaeróbia ácida, é caracterizada pela queda brusca de pH. Atividade microbiana anaeróbia passa a ser dominante. Durante esse período verifica-se um pico na concentração de CO₂ e H₂. Essa fase é acompanhada de um ligeiro declínio da temperatura, que passa a oscilar entre 37 e 40°C .

Na Fase III, denominada metanogênica instável, inicia-se a produção de metano. O pH volta a subir, situando-se próximo à neutralidade, com a ocorrência de uma depleção do hidrogênio nos períodos iniciais. A temperatura permanece próxima dos 37°C.

Na fase IV, denominada metanogênica-estável, a composição dos gases produzidos e as respectivas taxas de produção permanecem constantes. Nessa fase, somente o metano (CH₄) e o dióxido de carbono (CO₂) são produzidos, na proporção de 50% de cada um, aproximadamente. O pH permanece próximo da neutralidade e a temperatura tende a seguir as variações do meio ambiente. A Figura 19 esquematiza o modelo citado.

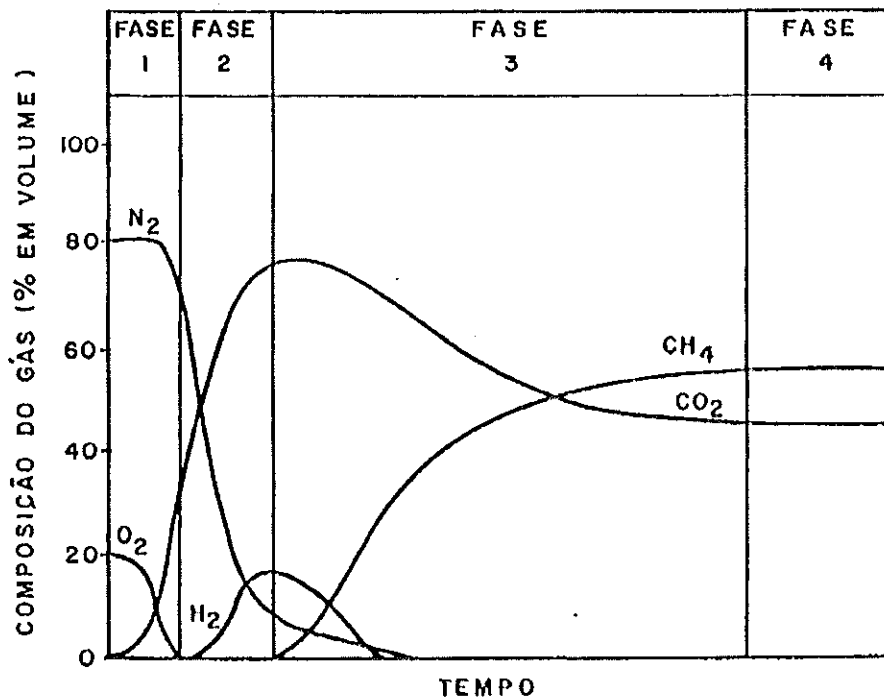


FIGURA 19 - Composição típica do gás de um aterro sanitário
 Fonte: FARQUHAR e ROVERS (1973) apud SCHALCH (1992)

Inicialmente REES (1980) e em seguida POHLND e GOULD (1986) alteraram o modelo proposto por FARQUHAR e ROVERS acrescentando uma quinta fase denominada maturação final, conforme Figura 20, que representa o fim da metanogênese, sendo caracterizada pela completa bioestabilização da matéria orgânica contida no lixo. Observa-se a exaustão da celulose, fonte de carbono, coincidindo com a diminuição do metano e do dióxido de carbono e o surgimento de nitrogênio e oxigênio no aterro experimental.

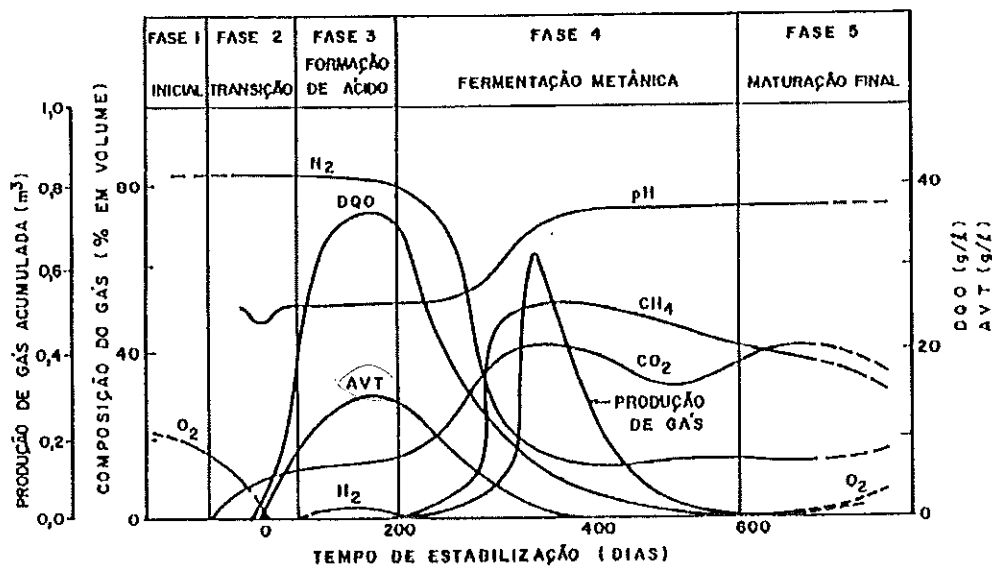


FIGURA 20 - Variações de parâmetros seleccionados, indicadores das fases de estabilização da matéria orgânica em um aterro sanitário
 Fonte: POHLAND e GOULD (1986)

Conforme POHLAND e GOULD (1986) as atividades em um aterro sanitário são iniciadas com a fase 1 - de ajustamento, na qual fica acumulada uma umidade suficiente que auxilia a realização das reações que intervêm na produção de gases e líquidos percolados. Daí em diante, a intervenção microbiana estimula o prosseguimento da conversão dos resíduos e a estabilização mais ou menos seqüencial das várias fases, cada uma variando em intensidade e duração, de acordo com as circunstâncias operacionais predominantes. Essa fase de adaptação inicial é seguida pela fase 2 - de transição, quando a capacidade de campo (definida, segundo FENN et al., 1975, como sendo o limite máximo que um resíduo pode reter de umidade) é alcançada e a formação do gás e dos líquidos percolados refletem a passagem da condição aeróbia para a condição anaeróbia. A fase 3 - formação de ácido, define a predominância da formação de ácidos voláteis totais com um decréscimo nos valores do potencial hidrogeniônico, elevação da concentração da DQO dos líquidos percolados e aumento da mobilidade das espécies iônicas. A fase 4 - fermentação metânica, é acompanhada por uma produção adicional e conversão dos compostos intermediários em metano e excesso de dióxido de carbono, além

da redução na intensidade de formação dos líquidos percolados, aumento dos valores do pH, abaixamento do potencial oxidação-redução e uma acelerada complexação e redução das espécies iônicas. A fase 5 - maturação final, é quando os nutrientes tornam-se escassos. Uma menor quantidade de substratos disponíveis é degradada, a produção de gás decresce e tanto os constituintes orgânicos como inorgânicos dos líquidos percolados apresentam condições de pré-estabilização.

Pode-se observar na Figura 20 que a curva para a DQO dos líquidos percolados sugere uma influência marcante de degradação da matéria orgânica na transformação dos substratos, enfatizando o papel fundamental que exercem as fases 3 e 4 no processo global de estabilização em aterros sanitários. Na prática o que se verifica é a presença de um conjunto de diferentes fases e idades associadas às várias células de um aterro.

Conforme HAMADA (1997), os resíduos facilmente degradáveis (restos de alimento) demoram em média seis anos para a estabilização em aterros, sendo praticamente nula a geração de gases no primeiro ano. Após o primeiro ano ocorre um aumento significativo na taxa de geração dos gases, atingindo o pico ao final de 2 anos. A Figura 21 apresenta a quantificação da geração de gases em aterros sanitários ao longo dos seis primeiros anos para os resíduos facilmente biodegradáveis.

Quanto aos resíduos lentamente biodegradáveis (papel, papelão, madeira e materiais têxteis), estima-se um período médio de 16 anos para a estabilização dentro de aterros sanitários. E da mesma forma como ocorre com os resíduos facilmente degradáveis, a produção de gases inicia-se após o primeiro ano, atingindo seu pico ao final do sexto ano (HAMADA, 1997). A Figura 21 apresenta o gráfico que quantifica os gases gerados para resíduos facilmente e lentamente biodegradáveis.

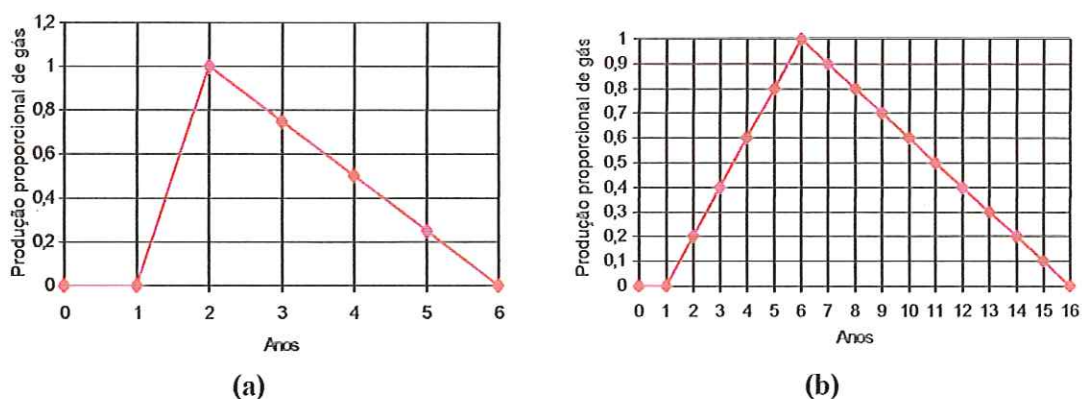


FIGURA 21 - Distribuição proporcional da geração de gás para componentes rapidamente (a) e lentamente degradáveis (b)

Fonte: HAMADA (1997)

Nesse sentido, pode-se dizer que a característica do percolato gerado em aterro sanitário espelha exatamente a fase em que se encontra o processo de degradação dos resíduos.

Aterros sanitários mais “recentes”, onde o processo de digestão anaeróbia da matéria orgânica encontra-se na fase acidogênica, os valores de DBO₅ (demanda bioquímica de oxigênio) chegam a 38.000 mg/l, enquanto a DQO (demanda química de oxigênio) atinge 66.000 mg/l e o carbono orgânico total 21.000 mg/l (SENIOR et al., 1987). Segundo os referidos autores, os altos valores são decorrentes das elevadas concentrações de compostos orgânicos, principalmente na forma de ácidos voláteis, presentes nos líquidos gerados em aterros mais jovens.

ARRUDA et al. (1997), analisando os parâmetros de líquidos percolados gerados em duas células distintas (C1 e C3) com “idades” - tempo de disposição dos resíduos - diferentes, de um mesmo aterro, observaram que no líquido percolato gerado na célula mais antiga (C1), as concentrações de DQO foram inferiores a 5.000 mg/l, enquanto que na célula mais recente obtiveram valores superiores a 30.000 mg/l. Com base nos resultados obtidos, os autores concluíram que os resíduos dispostos na célula mais antiga (C1) encontram-se na

fase metanogênica estável enquanto os resíduos da célula C3 na fase metanogênica instável.

O estudo de monitorização, realizado por PESSIN et al (2000a), no aterro sanitário de São Giácomo, no município de Caxias do Sul, revelou a redução na concentração da DQO do líquido percolado gerado, de aproximadamente 28.000 mgO₂/l para 3.000 mgO₂/l, após 400 dias de disposição dos resíduos na célula do aterro sanitário. Convém frisar que durante esse período a célula sob monitorização encontrava-se em operação, recebendo diariamente cerca de 220 toneladas de resíduos domiciliares.

Para melhor ilustrar a variação qualitativa dos líquidos percolados, a Tabela 8 apresenta a composição dos percolados gerados em aterros sanitários de diferentes idades, localizados em uma mesma região do Canadá, submetidos ao mesmo índice pluviométrico de 820mm/ano, obtidos por HENRY⁴ apud CLARETO, (1997).

⁴ HENRY, J. G., PRASAD, D., YONG, H. Removal of organics from leachates by anaerobic filter. Water Research, v.21, n.11, p.1395-1399, 1987 apud CLARETO, C. R. Tratamento de líquidos percolados gerados em aterros sanitários utilizando reator anaeróbio compartimentado. São Carlos, 1997. 119p.

TABELA 8 - Variação na composição dos líquidos percolados gerados em aterros sanitários de diferentes idades e submetidos ao mesmo índice pluviométrico

Parâmetros	Aterro Sanitário		
	Keele Valley	Brock North	Beare Road
Idade (anos)	1,5	8	18
pH	5,8	6,3	6,6
Alcalinidade (mg CaCO ₃ /l)	1.800	880	1.070
DQO	13.780	3.750	1.870
DBO ₅	9.660	1.100	470
Sólidos Totais	12.730	5.280	3.070
Sólidos Voláteis	6.300	1.350	1.300
Ácidos Voláteis	4.600	1.170	1.480
N-Orgânico	170	6	65
Fósforo Total	0,77	0,11	0,15
Ferro	1.070	500	36
Zinco	5,04	0,22	0,19
Cádmio	0,10	0,02	0,008
Cobre	0,19	0,11	0,05
Níquel	1,08	0,01	-

Obs.: Todos os valores expressos em mg/l, exceto pH e quando indicado.

Fonte: HENRY, 1987

A Tabela 9 apresenta a faixa de variação das características do percolado gerado em diversos aterros sanitários analisados, com idades compreendidas entre 1 e 16 anos.

TABELA 9 – Variação das características do percolado com o tempo de disposição dos resíduos

PARAMETROS (mg/l) ^{*(1)}	IDADE DO ATERRO		
	1 ano	5 anos	16 anos
pH	5,2 -6,4	6,3	-----
DBO	7.500 - 28.000	4.000	80
DQO	10.000 - 40.000	8.000	400
Sólidos suspensos totais	100 - 700	-----	-----
Sólidos dissolvidos totais	10.000 - 14.000	6.790	1.200
Alcalinidade	800 - 4.000	5.810	2.250
Dureza	3.500 - 5.000	2.200	540
Fósforo total	25 -35	12	8
Fosfato	23 - 33	-----	-----
Nitrogênio amoniacal	56 - 482	-----	-----
Potássio	295 - 310	610	39
Sulfato	400 - 50	2	2
Cloreto	600 - 800	1330	70

Fonte: PFEFFER et al. (1986)

^{*(1)} com exceção do pH

3.3.3 Principais fatores que interferem no processo de digestão anaeróbia em aterros sanitários

Em função da complexidade do processo de digestão anaeróbia e das exigências específicas de cada uma das fases que o compõem, serão apresentados a seguir os principais fatores que influenciam no processo.

REES (1980), após modificações no diagrama de Farquar e Rovers, delincou as interrelações dos fatores que interferem no processo de degradação de resíduos em aterros sanitários, conforme Figura 22.

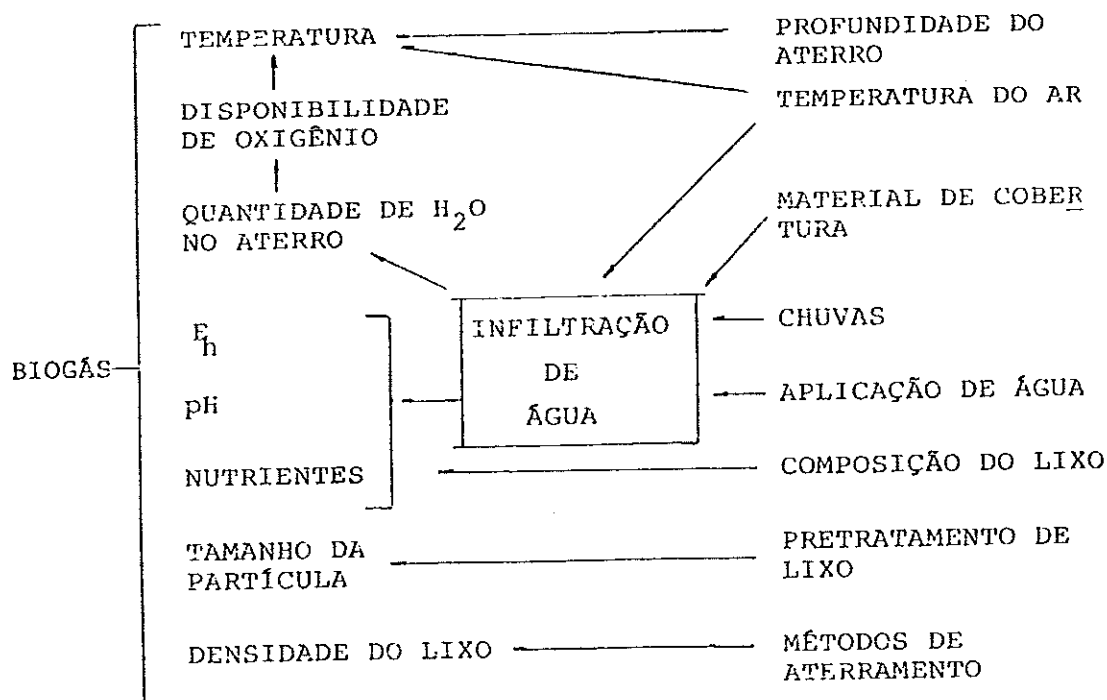


FIGURA 22 - Diagrama de influência proposto por Rees
Fonte: REES (1980)

Pelo diagrama apresentado pode-se constatar que os fatores, tanto de ordem operacional (material de cobertura, compactação dos resíduos, profundidade do aterro, chuvas, composição dos resíduos) como os intrínsecos à atividade microbológica, contribuem para a alteração de três parâmetros fundamentais: a temperatura, o teor de umidade e pH dos resíduos aterrados. Neste sentido, tratar-se-á com maiores detalhes a influência destes na decomposição dos resíduos em aterros sanitários, assim como a toxicidade do processo em relação à presença de metais.

• Temperatura

Segundo BORZANI et al. (1975), nos aterros sanitários ocorrem sucessivamente dois processos biológicos: o aeróbio e o anaeróbio. Pelo fato de ser grande a quantidade de matéria sólida, por melhor que seja compactado o lixo, existe sempre uma certa quantidade de ar nos espaços intersticiais, responsável pela atividade respiratória durante um certo tempo. Essa fase

aeróbia pode ser dividida em etapas; a primeira dessas etapas realiza-se em ambiente ácido, havendo digestão de carboidratos simples, tais como os açúcares em geral.

A temperatura ideal desta fase situa-se em torno de 35°C. A etapa seguinte, ainda aeróbia, realiza-se com temperaturas entre 60 e 65°C, ocorrendo aí a decomposição das proteínas e de outros compostos orgânicos nitrogenados. Acompanha essa fase uma elevação de pH do meio, devido a formação de significativas quantidades de compostos amoniacais.

Deve ser salientado que os valores de temperatura apresentados por BONZANI et al. (1975) e FARQUAR e ROVERS (1973) para a primeira fase de degradação (aeróbia) dos resíduos aterrados não são coincidentes. Tal fato pode estar associado a fatores particulares de cada estudo como, por exemplo, dimensões das células utilizadas para estudo, grau de compactação dos resíduos e sua porcentagem umidade, material utilizado na impermeabilização e na cobertura final.

Finalmente, quando se verificar o decréscimo da temperatura, haverá condições para o desenvolvimento de bactérias e fungos anaeróbios, que promovem a decomposição da celulose e outros carboidratos mais resistentes.

Durante o processo aeróbio de respiração ocorre uma forte redução da concentração de oxigênio - uma vez que o resíduo aterrado encontra-se isolado do ar atmosférico - e da produção de gás carbônico. Da redução da concentração resulta o aparecimento das condições de anaerobiose, dando lugar a uma nova seqüência biológica.

PFEFFER (1974) estudou os efeitos da temperatura sobre a digestão anaeróbia do lixo domiciliar em sistema batelada, variando a temperatura de 35°C a 50°C em intervalos de 5°C. Embora o autor tenha verificado que a constante de taxa de reação aumente com a temperatura, parece haver duas constantes de taxa de reação, uma para tempos curtos de detenção e outra para tempos mais longos, conforme apresenta a Figura 23.

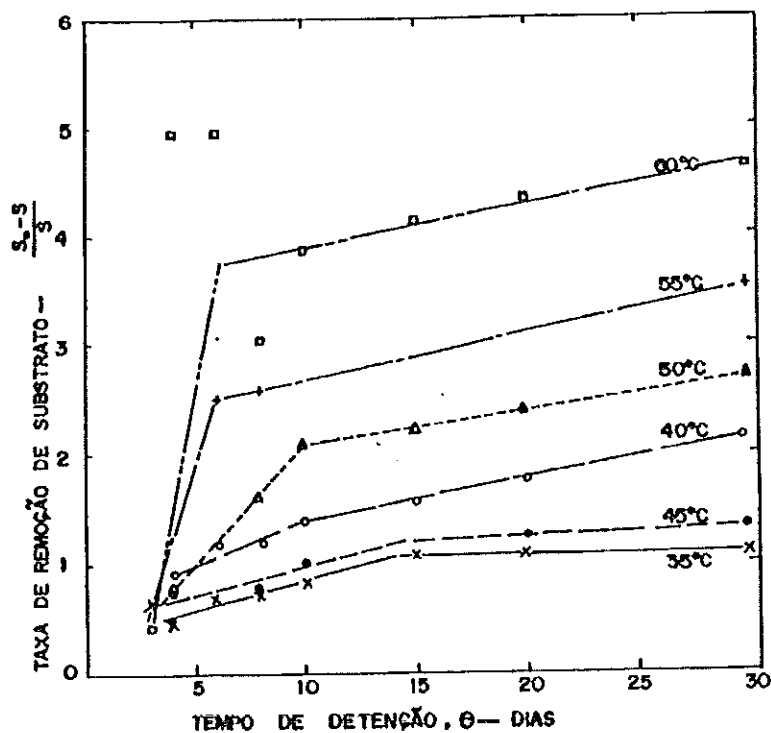


FIGURA 23 - Taxa de remoção de substrato para várias temperaturas
Fonte: PFEFFER (1974)

BUIVID, EHRIG e CHARF apud CHRISTENSEN et al. (1989), simulando a degradação dos resíduos em aterro sanitário, constataram um aumento significativo na produção de metano com o aumento da temperatura de 20°C para 30°C e 40°C, sendo os microrganismos mesofílicos os mais importantes para o desenvolvimento do processo.

LEITE (1991), estudando o comportamento da temperatura na decomposição de resíduos domiciliares, em dois aterros sanitários experimentais, observou um aumento deste parâmetro com a intensificação da profundidade, sendo pouco suscetíveis às variações da temperatura externa ao aterro, contrastando com algumas citações da literatura especializada, cujas experiências postulam que a temperatura nas camadas superiores de aterros sanitários exibem grandes flutuações com o tempo, como consequência de estarem constantemente sujeitas às variações climáticas e à intrusão de ar no aterro, expondo as camadas à condição de aerobiose.

•pH

Durante o processo da digestão anaeróbia uma das mais importantes exigências do meio ambiente para que o processo ocorra de forma satisfatória é o controle de pH. A maioria dos pesquisadores considera que um pH com amplitude entre 6,8 e 7,2 corresponde a uma condição ótima de digestão.

Segundo POHLAND (1975), as reações químicas e biológicas que ocorrem em aterros sanitários são função do pH. Durante os estágios particulares da digestão anaeróbia a estabilização do pH depende da relação entre o ácido volátil, a alcalinidade do percolado e do dióxido de carbono contido no gás total produzido no processo. Portanto, a estabilização de resíduos em aterros sanitários ocorre de forma semelhante à da digestão anaeróbia.

Da atividade bacteriana aeróbia resulta a produção de CO_2 , o qual se dissolve na fase aquosa infiltrada, produzindo o ácido carbônico (H_2CO_3), impondo um meio ácido.

Com a redução da concentração de oxigênio na massa de resíduos aterrada inicia-se, então, a primeira fase da digestão anaeróbia com a formação de ácidos, com a predominância do ácido acético. Embora os ácidos produzidos sejam comumente fracos, eles contribuem significativamente para a acidez, especialmente se estiverem em altas concentrações.

Já na segunda fase da digestão anaeróbia, as bactérias metanogênicas metabolizam o acetato e a sua existência e o meio propício para a sua reprodução garantem a manutenção de uma baixa concentração de ácidos orgânicos.

LEITE (1991), estudando a influência do pH na decomposição de resíduos domiciliares, em dois aterros sanitários experimentais, verificou que a fase metanogênica apresentou-se de forma crescente até o décimo primeiro mês após o aterramento dos resíduos, quando observou-se a estabilização da porcentagem de metano entre 50 e 60% na composição dos gases gerados. Segundo o autor os aterros sanitários convencionais, com umidade dos resíduos

variando entre 60 e 80%, propiciam ao meio melhores condições de decomposição dos resíduos e, por consequência, a fase metanogênica é acelerada, iniciando-se mais rapidamente.

Conforme a EMCON ASSOCIATES (1981), observações feitas em aterros sanitários reais têm mostrado que a produção de metano ocorre mesmo quando o percolado coletado apresenta valores de pH abaixo dos limites tidos como aceitáveis para o desenvolvimento de bactérias metanogênicas.

A suposta explicação para o fato pode ser que embora o valor do pH do percolado formado em aterros se apresente inadequado para a sobrevivência das bactérias metanogênicas, pode haver micro-ambientes do aterro em que o pH é mantido dentro dos valores aceitáveis.

• Teor de umidade

Dentre todos os parâmetros que controlam a decomposição de resíduos em aterros sanitários, a umidade é o mais importante, pois além de propiciar um meio aquoso para o crescimento dos microrganismos que realizam o processo de degradação, serve também como meio de transporte para os nutrientes e microrganismos no interior do aterro.

Os resíduos domiciliares encerram naturalmente um certo grau de umidade, que varia em função da composição, das condições climáticas e das práticas de coleta. Em decorrência da influência destes fatores observa-se uma variação acentuada nos valores do teor de umidade apresentados pela literatura especializada.

GOMES (1989), estudando a biodegradabilidade dos resíduos em aterros sanitários, observou que a faixa de variação do teor umidade do resíduo domiciliar é de 40 a 60%, dependendo da estação do ano. Enquanto ANDRADE (1992), trabalhando com resíduos gerados no município de Manaus, obteve em média 37,5% de umidade

Um dos primeiros estudos a respeito dos parâmetros que influenciam na decomposição do lixo em aterros sanitários, realizado por ELIASSEN (1942), constatou que os resíduos aterrados não atingiam condições ótimas de decomposição devido ao baixo teor de umidade (entre 20 e 30%). Coletando algumas amostras, realizou ensaios em laboratórios, obtendo como ótimo o teor de umidade entre 50 e 70% para resíduos já aterrados há algum tempo e 30 a 80% para resíduos frescos.

De acordo com POHLAND et al. (1971), as taxas das reações químicas e biológicas que ocorrem nos aterros aumentam com a elevação do teor de umidade encerrado nos resíduos. RAMASWAMY (1970) e BUIVID (1980) verificaram que a taxa de produção de gás se eleva com o aumento do teor de umidade dos resíduos, estabelecendo como ótimas umidade entre 60 e 80%.

REES (1980) resumiu em um só gráfico os estudos de vários pesquisadores a respeito do efeito do teor de umidade sobre a taxa de produção de gás. Conforme evidencia a Figura 24, o autor concluiu que o logaritmo da taxa de reação é diretamente proporcional ao teor de umidade encerrado pelos resíduos durante o processo de decomposição.

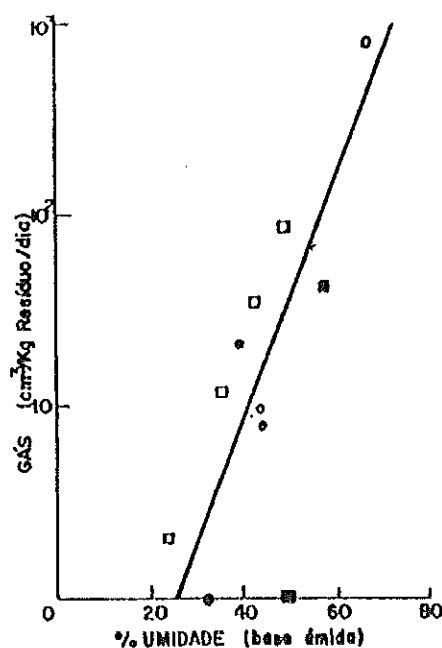


FIGURA 24 - Efeito do teor de umidade sobre a taxa de produção de gás para resíduos domésticos
Fonte: REES (1980)

KASALI et al. (1990), estudando a influência da temperatura nas etapas da degradação anaeróbia dos resíduos, verificaram que a maior produção de metano ocorreu com o teor de umidade entre 60 a 70%.

• Metais Pesados

Se por um aspecto a diminuição da carga orgânica presente no percolado ao longo do tempo é justificada pela degradação anaeróbia dos resíduos, uma questão ainda não muito esclarecida é o abrandamento dos metais presentes no percolado ao longo do tempo.

Um outro ponto de expressiva importância no estudo da influência dos metais está relacionada com a função potencialmente inibidora que podem transmitir para o processo de digestão anaeróbia (POHLAND e HARPER, 1985).

Com base nos dados obtidos na literatura, o autor acima citado relaciona uma faixa de variação dos metais pesados para as diversas fases de estabilização dos resíduos, apresentados no Quadro 4.

QUADRO 4 - Valores de metais pesados para aterros sanitários

METAIS PESADOS (mg/l)	FASES DA ESTABILIZAÇÃO BIOLÓGICA				VARIACÃO TOTAL DAS FASES
	TRANSICÃO	FORMAÇÃO DE ÁCIDOS	FERMENTAÇÃO METÁLICA	MATURAÇÃO FINAL	
CRÔMO	0,02 - 0,20	0,06 - 18	0,05 Diminuição esperada para complexação, precipitação de sulfetos	0,05	0,02 - 18
COBRE	0,005 - 0,39	0,005 - 2,2	0,03 - 0,18 Diminuição (complexação)	0,02 - 0,56	0,005 - 2,2
FERRO	60 - 312	90 - 2200	115 - 336 Diminuição (complexação)	4 - 20	4 - 2200
NIQUEL	0,02 - 1,55	0,03 - 79	0,01 - 1,0 Diminuição (complexação)	0,07	0,01 - 79
ZINCO	0,06 - 21	0,65 - 220	0,4 - 6,0	0,4	0,06 - 220
MANGANÊS	0,6	0,6 - 41	0,6 Diminuição (complexação)	0,6	0,6 - 41

SCHALCH (1992) estudando a correlação com a concentração da demanda química de oxigênio com a concentração de manganês e com a do ferro, verificou um abrandamento da concentração dos metais à medida que a matéria orgânica era decomposta.

Amostras obtidas de um aterro piloto mostraram que concentrações iniciais de metais apresentaram uma queda com o passar do tempo até se estabilizarem em baixas concentrações, com a recirculação do percolado no aterro. Provavelmente a recirculação proporcionou um maior tempo de contato entre os sólidos, acelerando o processo de estabilização e a solubilização dos metais (MERBACH JR., 1989).

Segundo PINTO et al. (1998), a presença de substâncias húmicas decorrentes da degradação da celulose seria responsável pelas formações de substâncias complexas (metal-humatos) que mobilizam os íons metálicos.

Na monitorização do percolado gerado no aterro sanitário de São Giacomo, realizado por PESSIN et al. (2000b), a concentração de metais (Ni, Pb, Zn e Cr) foi reduzida para menos da metade da concentração inicial e uma tendência de decréscimo para os metais Al, Ba e Mn, após 400 dias de disposição dos resíduos. Convém frisar que durante todo esse período a célula sob monitorização recebeu diariamente 220 toneladas de resíduos.

A Tabela 10 apresenta a concentração de alguns metais para o percolado gerado em diferentes aterros sanitários.

TABELA 10 – Concentração de metais no percolado de aterro sanitário

Origem	Idade	Zn	Mn	Ni	Cr	Cu	Pb	Cd
Lisímetro	novo	170	24,0	0,42	8,40	0,08	1,6	1,45
Holanda	novo	26	----	0,43	0,32	0,30	0,12	0,02
Espanha	novo	0,53-1,40	4,8-7,6	0,3-0,5	0,13-0,57	0,08-0,19	0,05-0,45	----
Inglaterra	velho	0,37	2,15	0,09	0,04	0,03	0,14	0,01
Espanha	velho	0,24-0,56	0,05-0,4	0,47-0,5	0,17-0,23	0,1-0,14	0,07-0,17	----
Brasil	-----	6,3-10,4	2,4-15,2	----	0,41-0,75	0,14-0,29	0,58-0,68	0,06
Portugal	médio	1,92	----	0,12	0,68	0,68	0,37,	0,035
USA	-----	0-370	0,1-125	----	----	0,0-10,0,	1-2,0	0,0-0,05

Fonte: RUSSO (2000)

3.4 Processos e Tecnologias utilizadas no Tratamento de Líquidos Percolados

Considerando a realidade brasileira, onde 76% dos municípios brasileiros dispõem seus resíduos em lixões a céu aberto (IBGE, 1989), a discussão a respeito das técnicas e tecnologias disponíveis para o tratamento de percolados pode parecer, em princípio, um pouco fora da nossa realidade. Entretanto, as alternativas aqui apresentadas foram selecionadas tendo como ponto de partida a sua aplicação à realidade econômica de nossos municípios, contribuindo desta maneira para o estreitamento entre as pesquisas desenvolvidas nas universidades e o anseio da sociedade em adquirir seus benefícios, ponto algumas vezes questionado. Para finalizar, foram também levantadas algumas alternativas de cunho acadêmico fornecendo subsídios para aplicações em escala real.

A seleção e o dimensionamento do sistema de tratamento de líquidos percolados gerados em aterros sanitários deve contemplar as variações sazonais de vazão e concentração, além do abrandamento natural do percolado ao longo do tempo, conforme exposto no item anterior.

Desse modo, o enquadramento puro e simples do chorume como água residuária, desconsiderando suas particularidades e as peculiaridades do clima local, conduz na maioria das vezes a um sistema super dimensionado, com eficiência insatisfatória, apresentando investimentos acima do necessário.

De uma forma geral, a maioria dos sistemas de tratamento de líquidos percolados empregados no Brasil utilizam processos biológicos (acróbio, anaeróbio ou uma combinação de ambos), sendo as lagoas de estabilização as mais empregadas.

A restrição a utilização de outros processos, na maioria das vezes, é decorrente de questões relacionadas a custos elevados, além da escassez de trabalhos científicos com metodologia específica para esse fim. Entretanto, um número cada vez maior de trabalhos em escala de laboratório apontam o sucesso da utilização de sistemas não convencionais para tratamento dos líquidos percolados.

Segundo RUSSO (2000), o desenvolvimento dos métodos de tratamento de líquidos percolados de aterros conduz a distinção dos processos em dois grandes grupos: o primeiro que transforma grande parte dos poluentes e contaminantes em substâncias mais simples e inócuas como, por exemplo, processos biológicos, oxidação química e adsorção com carvão ativado e o segundo grupo que utiliza de processos que separam a fase sólida da líquida, como por exemplo a separação por membranas, evaporação, separação por precipitação química e adsorção.

Um terceiro grupo pode ainda ser definido pela combinação dos grupos anteriores com a recirculação do chorume na massa de resíduos aterrada.

A seguir são descritos alguns processos e tecnologias efetivamente utilizados, seja em escala de laboratório ou real, para o tratamento dos líquidos percolados no Brasil e em outros países. Sistemas adotados com sucesso no tratamento de águas residuárias, mas que ainda não foram testados com chorume, não foram apontados, por estarem fora do escopo do trabalho.

3.4.1 Recirculação na massa de resíduos aterrados

A recirculação dos líquidos percolados na massa de resíduos aterrados constitui em uma alternativa utilizada há vários anos nos Estados Unidos, e que há cerca de 10 anos vem se difundindo em aterros de nosso país, principalmente por apresentar baixo custo operacional e não exigir mão-de-obra especializada para a sua realização.

Apesar de não ser aceito, isoladamente, pelo órgão ambiental fiscalizador do Estado de São Paulo (CETESB), como alternativa para tratamento dos líquidos percolados, a não ser quando associado a outro processo de tratamento, a recirculação é recomendada como medida eficaz na contenção do escoamento superficial do chorume em aterros sanitários e controlados, que não dispõem de sistema de tratamento de líquidos, evitando que o mesmo atinja corpos d'água.

A prática da recirculação dos líquidos percolados na massa de resíduos acelera a estabilização da fração orgânica dos resíduos aterrados e a produção de gás, criando maiores oportunidades para a utilização/recuperação da energia gerada (POHLAND, 1975).

O abrandamento das características do percolado se deve à intensa atividade biológica existente no interior do aterro, principalmente os mais recentes, podendo, com as devidas ressalvas, fazer o paralelo com o princípio de funcionamento de reatores e filtros biológicos. Desta forma, a medida que ocorre a infiltração do chorume na massa de resíduos, o teor de umidade aumenta tornando o meio mais favorável ao desenvolvimento de microrganismos, intensificando a atividade biológica. Em paralelo a esse processo, a percolação do líquido na massa de resíduos funciona ainda como meio de transporte de nutrientes.

Dessa forma, a utilização do processo de recirculação, como pré-tratamento, promove a uniformidade das características qualitativas do chorume em menor período de tempo, permitindo melhores considerações sobre o tipo de

tratamento a ser adotado, podendo, dependendo das características do chorume e da disponibilidade de estação de tratamento de esgoto, ser lançado na rede coletora de esgoto.

As técnicas de recirculação do chorume variam de acordo com as particularidades de cada aterro (características do projeto e a infra-estrutura disponível), sendo utilizadas três alternativas: aplicação na superfície do aterro; infiltração vertical e horizontal. A aplicação na superfície pode ser feita de duas maneiras, na frente de operação diretamente sobre os resíduos, previamente à sua compactação, e pela aspersão na superfície, em pontos já encerrados.

A infiltração vertical é realizada por meio de drenos verticais constituídos por tubos perfurados, envolvidos com material drenante (pedra britada, geotêxtil ou materiais com estas características) que permitem a infiltração em várias profundidades. Na infiltração horizontal os tubos estão dispostos na horizontal, em trincheiras escavadas na massa de resíduos, e preenchidas com material drenante. Próximo à superfície, uma manta evita que o fluxo ascendente do líquido chegue a superfície.

McCREANOR e REINHART (1996) realizaram ensaios de infiltração horizontal e vertical de chorume em aterros sanitários, através de trincheiras escavadas na massa de resíduos preenchidas com material drenante e tubos verticais enterrados na massa de lixo. Nas Figuras 25 e 26 são mostrados os sistemas utilizados nos ensaios de infiltração.

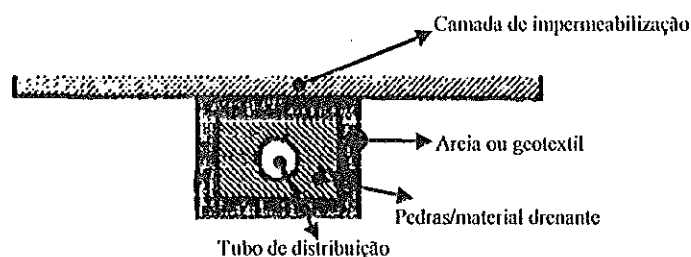


FIGURA 25 - Sistema de infiltração horizontal

Fonte: McCREANOR e REINHART (1996)

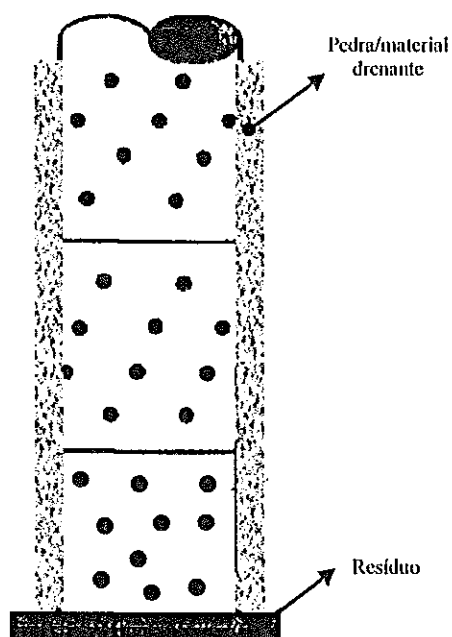


FIGURA 26 - Tubo utilizado na infiltração vertical
 Fonte: McCREANOR e REINHART (1996)

Nos testes de infiltração horizontal os autores utilizaram taxas que variaram de 2,0 a 8,0 m³/dia/m, sendo verificado que para taxas acima de 6 m³/dia/m ocorreu um fluxo ascendente e o afloramento na superfície do aterro. Na Figura 27 são apresentadas as linhas de mesmo grau de saturação para uma taxa de recirculação de 2 e 8 m³/dia/m e o gráfico da Figura 28 mostra a distância da linha de saturação ao tubo de drenagem horizontal em função da taxa de infiltração aplicada.

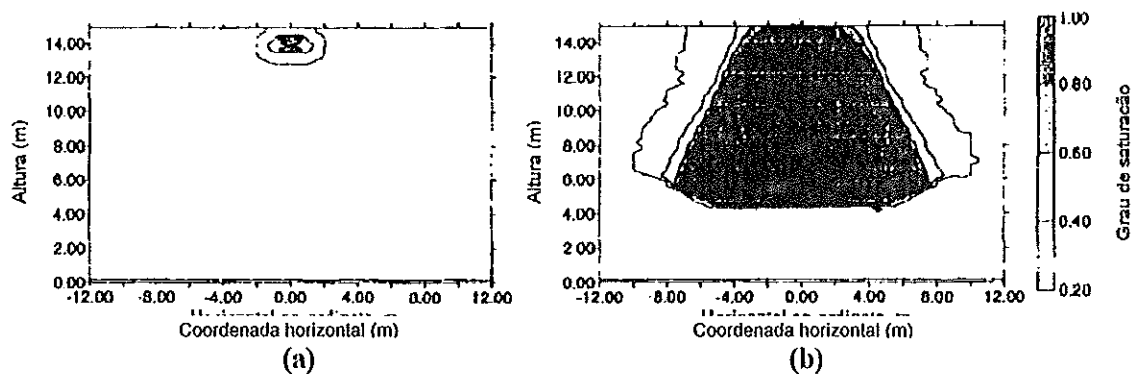


FIGURA 27 - Linhas de mesma saturação para taxas de recirculação de 2,0 (a) e 8,0 (b) m³/dia/m

Fonte: McCREANOR e REINHART (1996)

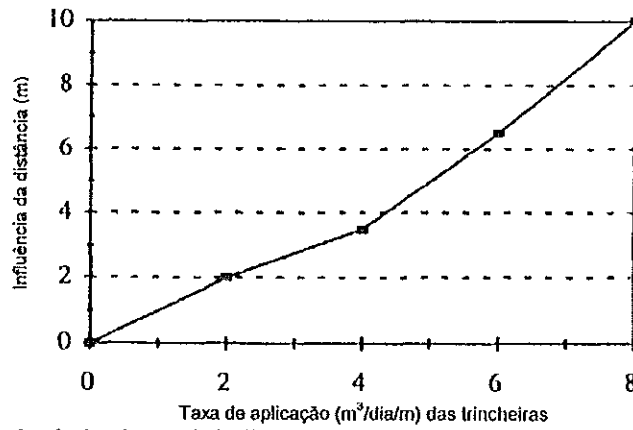


FIGURA 28 - Distância horizontal da linha de saturação em função da taxa de aplicação
 Fonte: McCREANOR e REINHART (1996)

Nos ensaios de infiltração vertical as taxas foram 0,2 0,4, 0,6 e 0,8 m³/dia/m. Foi observado que para as taxa de 0,2 e 0,4 m³/dia a zona de saturação se propaga paralelamente à superfície da tubulação, na direção vertical (Figuras 29 a e b). Já para as taxas acima de 0,6 m³/dia a propagação da zona de saturação se dá na direção perpendicular ao tubo de infiltração (Figuras 29 c e d).

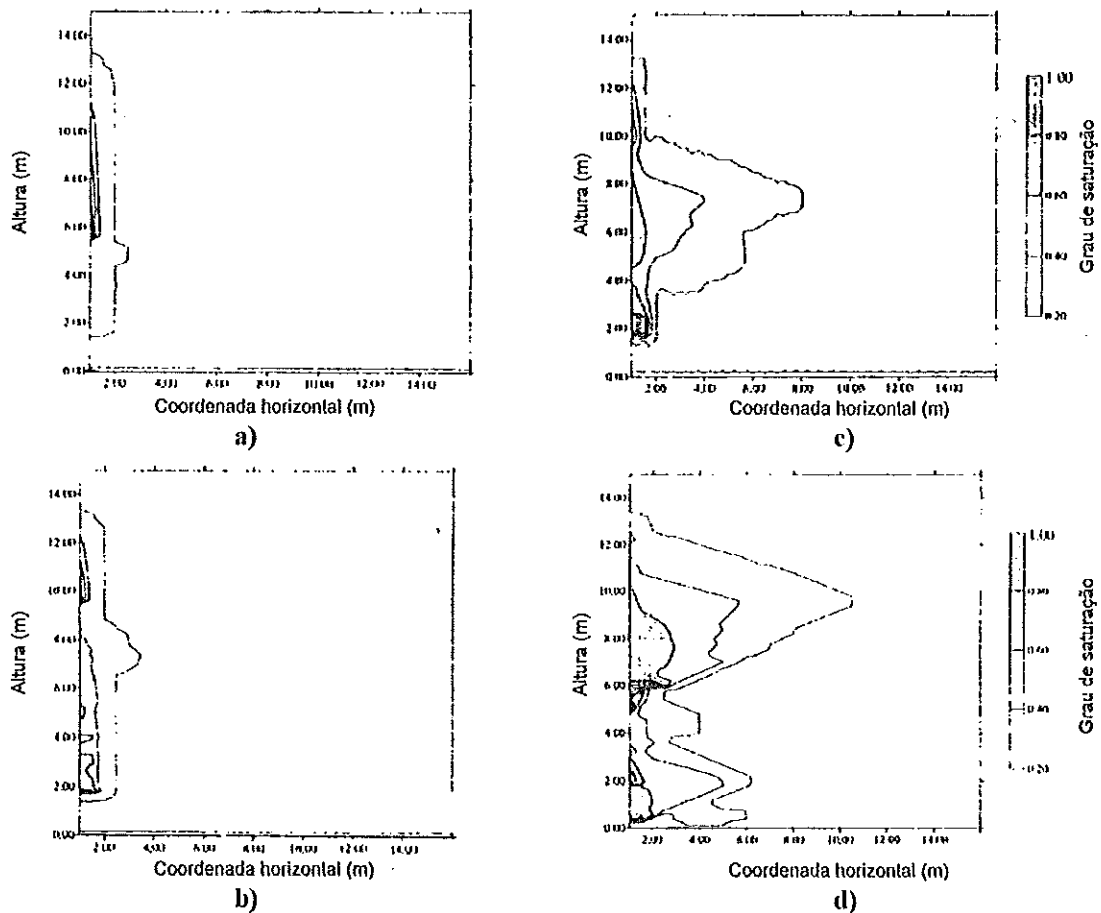


FIGURA 29 - Propagação das linhas de saturação para infiltração vertical: a) 0,2 m³/dia, b) 0,4 m³/dia, c) 0,6 m³/dia e d) 0,8 m³/dia
 Fonte: McCREANOR e REINHART (1996)

Com base nos resultados, McCREANOR e REINHART (1996) concluem que para proporcionar um gradiente mais uniforme de umidade na massa de resíduos é necessária a combinação dos dois sistemas.

A seguir são apresentados alguns trabalhos de recirculação realizados em escala de laboratório e protótipos, e algumas aplicações em escala real, no Brasil e em outros países.

POHLAND (1980) operou, durante 699 dias, dois protótipos que simularam as condições de uma célula de aterro sanitário, sendo um mantido fechado, possibilitando a medição e análise dos gases gerados no processo, e o outro aberto em contato com a atmosfera, recebendo apenas uma camada de terra de 60 cm em sua superfície, assim como ocorre em aterros sanitários. Para garantir a mesma contribuição de água advinda da precipitação pluviométrica sobre o protótipo aberto, o mesmo volume era lançado no modelo fechado. O volume de cada protótipo era de 15 m^3 (3 m^2 de base por 5,0 m de altura), o qual foi preenchido com resíduo domiciliar e, em seguida, compactado atingindo o peso específico de 319 kg/m^3 . Inicialmente, o percolado gerado foi recirculado em intervalos semanais e, após 208 dias da data da disposição dos resíduos, passou-se a realizá-lo diariamente. Os resultados mostraram um rápido decaimento na concentração dos poluentes (DQO, DBO e COT) principalmente após a recirculação diária, pois promoveu a contínua exposição dos nutrientes e da matéria orgânica à população biológica presente na massa de resíduo, conforme apresentado nas Figuras 30, 31, 32 e 33.

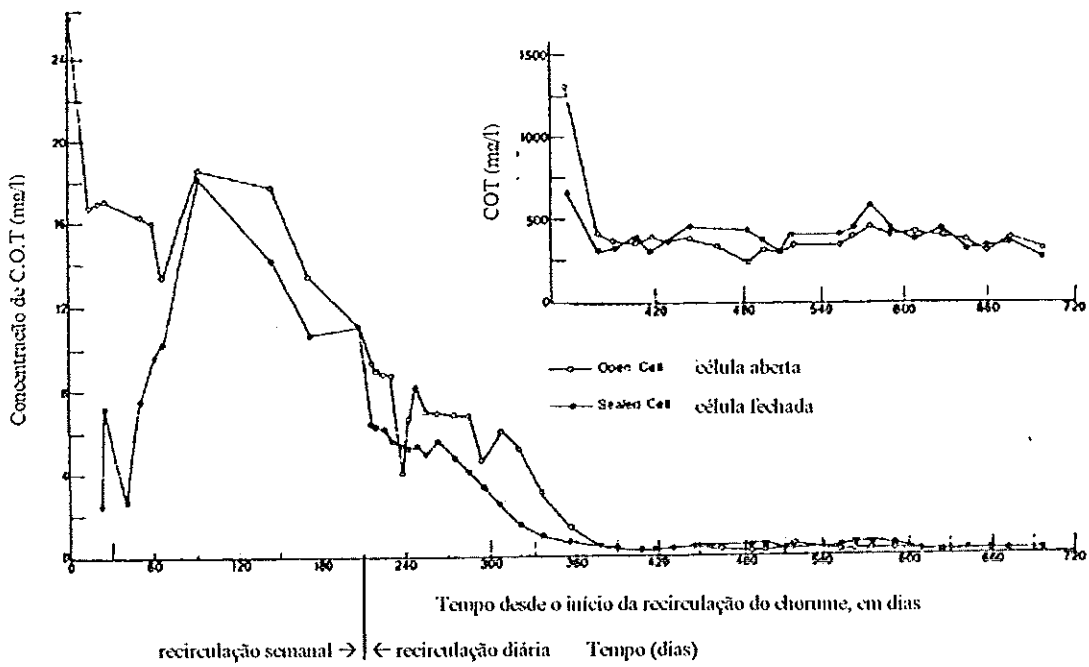


FIGURA 30 - Variação da concentração do carbono orgânico total no percolado
 Fonte: POHLAND (1980)

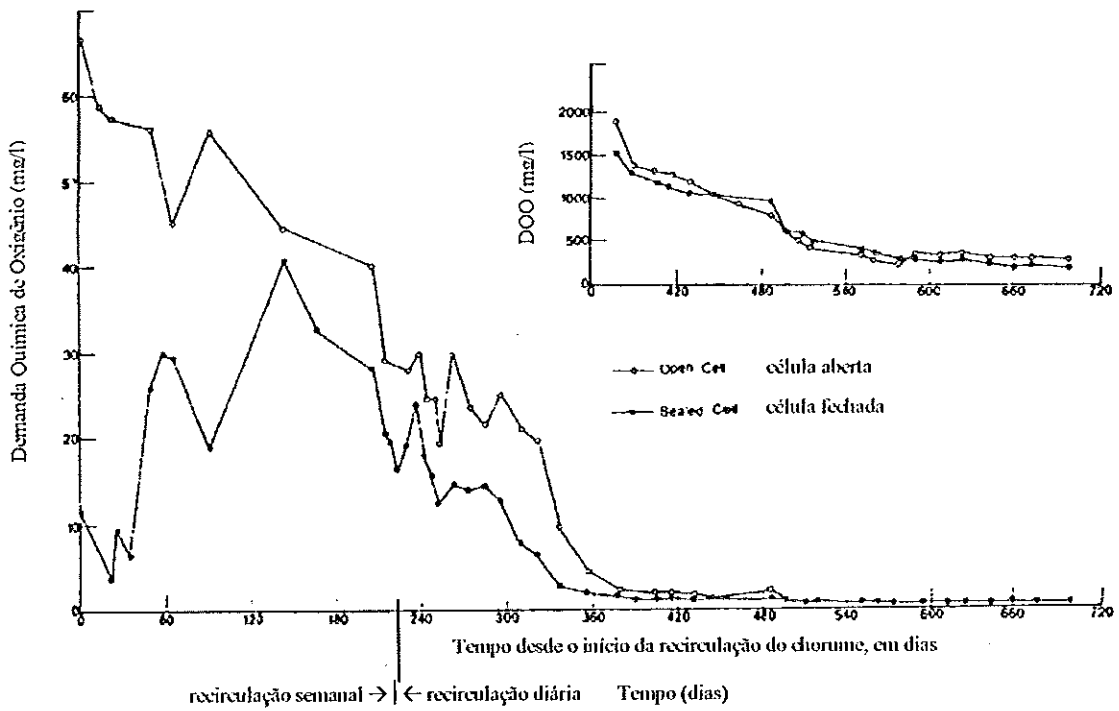


FIGURA 31 - Variação da concentração da demanda química de oxigênio no percolado
 Fonte: POHLAND (1980)

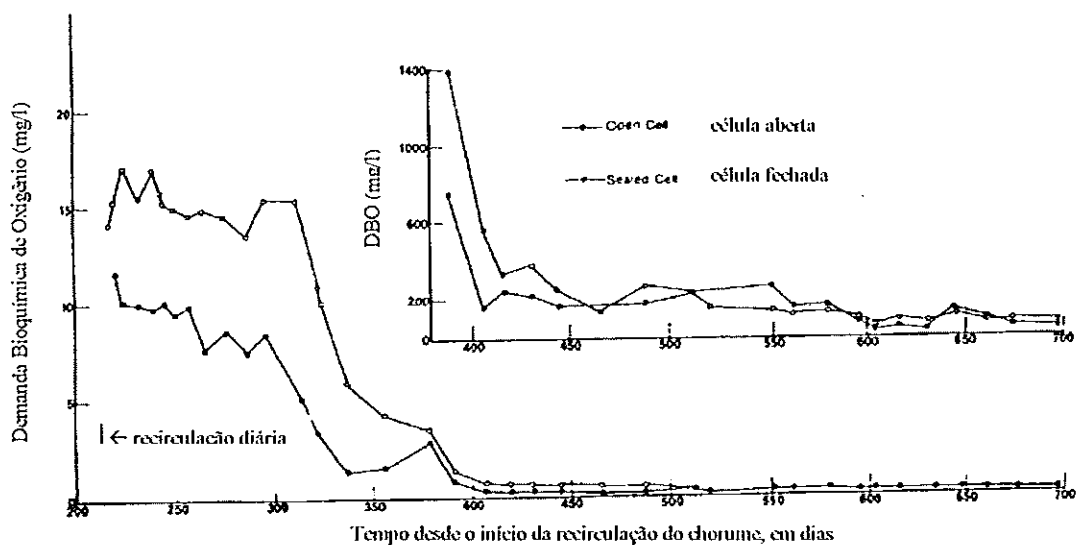


FIGURA 32 - Variação da concentração da demanda bioquímica de oxigênio no percolado
 Fonte: POHLAND (1980)

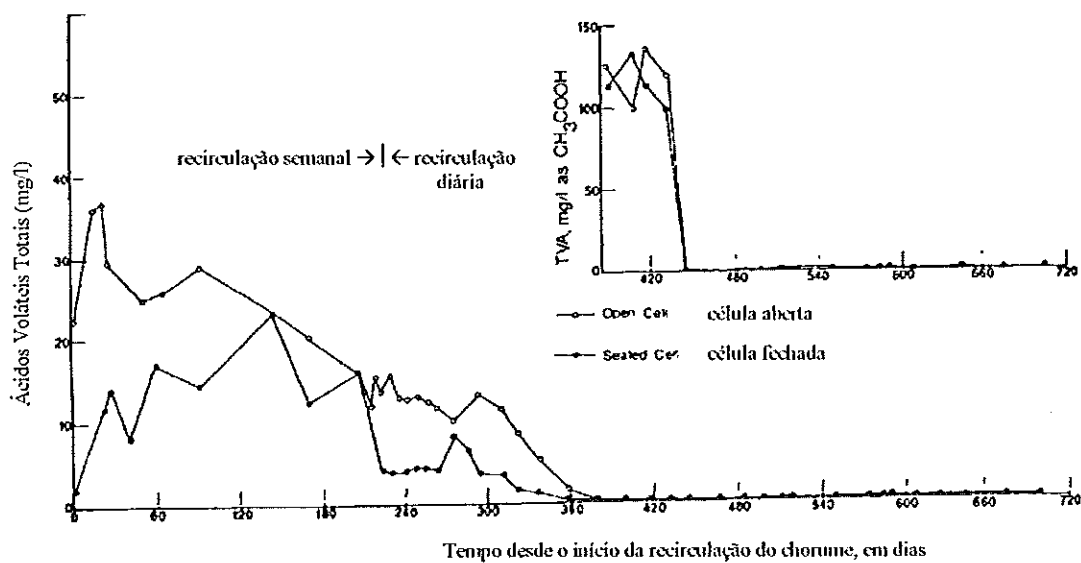


FIGURA 33 - Variação da concentração dos ácidos voláteis totais no percolado
 Fonte: POHLAND (1980)

Observou-se ainda um incremento considerável na taxa de utilização dos ácidos voláteis - produzidos na primeira fase da degradação anaeróbia dos resíduos - após o início da recirculação diária, principalmente no protótipo fechado, por desenvolver um ambiente mais favorável às bactérias

metanogênicas, pela maior saturação de umidade e menor interferência do oxigênio, comparativamente com o protótipo aberto. Os resultados obtidos pelo autor estão apresentados na Tabela 11.

TABELA 11 - Variação das características do chorume durante as investigações realizadas na unidade piloto

Parâmetro	Célula aberta		Célula fechada	
	inicial ⁽¹⁾	final ⁽²⁾	inicial ⁽¹⁾	final ⁽²⁾
carbono orgânico total	10.938	370	10.971	332
DQO	40.420	350	28.140	299
DBO	15.360	88	11.660	66
nitrogênio amoniacal	645	9	546	7,5
nitrogênio orgânico	825	20	616	21
sulfato	750	ND	386	ND
alumínio	ND	ND	ND	ND
cádmio	0,2	ND	0,55	ND
cromo	0,4	0,3	0,4	0,5
ferro	900	39	1040	29
manganês	74	1,6	90	1,3
níquel	2,0	ND	2,1	ND
zinco	2,65	0,5	2,45	0,2
chumbo	ND	ND	ND	ND

(1) Início da recirculação diária, 201 dias após a disposição dos resíduos no protótipo

(2) 699 dias após a disposição dos resíduos no protótipo

Fonte: POHLAND (1980)

WARZINSKI et al. (2000), trabalhando com recirculação horizontal (trincheira com tubo perfurado envolto em material drenante) em dois aterros, localizados no Estados Unidos, obteve diferentes taxas de aplicação para diferente configuração do sistema de infiltração. No primeira caso, trincheiras com comprimento de 60 m localizadas 4,5 metros abaixo da superfície, utilizando pneu triturado como material drenante, sem manta disposta na superfície, obteve uma taxa de infiltração que variou de 3,7 a 18,7 l/m². Em outro aterro três

trincheiras com 180 m de comprimento foram capazes de infiltrar 7.500 m³ nos primeiros 6 meses, ocorrendo nesse período um aumento de 40% na produção de metano e a redução do odor dos gases gerados.

Os dados obtidos em campo por DIAMADOPOULOS (1994) no sistema de tratamento de líquidos percolados composto por recirculação seguido de tratamento físico-químico do aterro sanitário em Thessaloniki – Grécia, seguem a mesma linha dos resultados obtidos nos trabalhos citados anteriormente, desenvolvidos em escala de laboratório e protótipos.

O aterro recebe diariamente 1000 toneladas de resíduo com composição semelhante à encontrada no Brasil (50% de matéria orgânica e 17,7% por papel plásticos e metais), sendo dispostos em uma área de 20 ha. O sistema de tratamento foi monitorado mensalmente durante o período de um ano, em três pontos, na entrada do tanque de acumulação (antes da recirculação), na entrada do tratamento físico-químico (após a recirculação) e na saída do tratamento físico químico. Os resultados são apresentados nas Tabelas 12 e 13.

TABELA 12 - Concentrações dos parâmetros físico-químicos no líquido percolado, estabilizado com recirculação (concentrações em mg/l)

Parâmetro (mg/l) ^(*)	Tanque de Acumulação		Afluente do tratamento físico- químico (após a recirculação)		Effluente do tratamento físico químico	
	Média	Variação	Média	Variação	Média	Variação
pH	5,97	6,25-5,63	8,30	8,32-8,25	7,5	7,8-7,2
Condutividade (mS/cm)	53,5	79,8-35	44	49-38,7	13,3	20-9,2
Dureza (°d)	710	855-570	NM	-	103	122-87
Cl ⁻	3800	3820-3780	4500	4810-4340	3450	4080-2515
Sol. susp.	4180	7700-1120	1224	1720-730	82	159-28
TKN	1800	2020-1560	2580	2735-2425	296	379-152
NH ₃ -N	1260	1510-900	2215	2230-2200	261	330-137
TP	19,8	23,8-14,6	14,7	15,3-14,1	0,26	0,39-0,14
DQO	69,400	77,500-60,000	5690	6770-4600	1140	1506-835
DBO	36,500	41,000-31,500	580	900-266	72	99-44
DBO/DQO	0,53	0,53-0,52	0,1	0,13-0,06	0,06	0,07-0,05
NO ₃ ⁻	NM	-	NM	-	7,1	15,6-1,14
NO ₂ ⁻	NM	-	NM	-	ND	-
SO ₄ ⁻	NM	-	NM	-	12,5	26,6-2,6

Obs.: (*) Exceto pH NM: não medido - ND: não detectado

Fonte: DIAMADOPOULOS (1994)

TABELA 13 - Concentrações de metais no líquido percolado, estabilizado com recirculação.

Metal (mg/l)	Caixa de Acumulação		Efluente do sistema de recirculação		Efluente do tratamento físico químico	
	Média	Varição	Média	Varição	Média	Varição
Al	11,9	18,3-5,5	6,0	9,0-2,8	5,1	35,3-0,3
As	-	<0,4	-	<0,4	-	0,55<(0,2)*
Ca	760	790-720	46	54-38	280	407-140
Cd	-	<0,07	-	<0,20	-	0,07-<(0,01)*
Cr	1,04	1,53-0,18	1,7	2,40-1,04	0,27	0,45-0,15
Cu	1,65	4,80-0,03	0,28	0,40-0,15	0,42	4,54-0,02
Fe	28,2	43,0-8,7	17,8	28,0-7,7	11,4	25-2
Hg	-	<(0,50)*	-	<(0,50)*	-	<(0,50)*
K	363	600-113	2440	2467-2420	295	490-95
Mg	23,6	378-147	366	430-300	269	337-121
Mn	6,6	12,0-3,4	0,33	0,50-0,16	1,15	4,03-0,14
Na	2926	5945-717	2930	3005-2860	1550	2055-950
Ni	0,48	0,82-0,23	0,67	0,80-0,55	0,45	0,60-0,35
Pb	-	<(0,50)*	-	<(0,50)*	-	<(0,50)*
Zn	4,82	8,56-0,50	2,4	3,0-1,8	0,69	2,85-0,21

* Abaixo do limite de detecção

Fonte: DIAMADOPOULOS (1994)

No Brasil, observa-se um número cada vez maior de aterros sanitários e controlados que se utilizam da recirculação como forma de contornar a ausência de sistema de tratamento. Entretanto essa prática, na maioria das vezes, é realizada sem a monitorização das características do chorume, inviabilizando uma análise mais criteriosa dos resultados, dificultando a quantificação efetiva da eficácia da recirculação na aceleração do processo de degradação biológica e no abrandamento das características poluentes.

Uma exceção é a experiência do aterro sanitário de Limeira, localizado interior de São Paulo, no qual as características do chorume foram monitoradas mensalmente durante 3 anos, conforme apresentado nos Quadros 5 e 6. O aterro do município de Limeira recebe cerca de 4.500 t/mês de resíduos domiciliares e 4.000 t/mês de areia de fundição (resíduos classe II) co-dispostos na mesma área.

A recirculação no referido aterro é realizada através do lançamento do chorume em dois drenos de gases (identificados pelas letras A e B) existentes no topo dos patamares do aterro. O recalque é executado por meio de duas bombas centrífugas com potência de 3,5cv, a gasolina.

QUADRO 5 - Análises do líquido percolado - Dreno A

PARÂMETRO	pH	CONDUTIVIDADE ELÉTRICA	POTENCIAL REDOX	DQO	DBO	FERRO TOTAL	ZINCO	COBRE	CHUMBO	MANGANÉS	NIQUEL	CROMO TOTAL	FENOL	TEMP.
UNIDADE		mho/cm x 10 E-05	MV	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	C
mar/92	7,8	2.808	251	5.920	488	14,6	0,52	0,01	0,05	0,17	N.R.	N.R.	N.R.	N.R.
abr/92	7,6	1.921	-85	2.550	435	11,5	0,56	0,15	0,001	0,28	N.R.	N.R.	N.R.	N.R.
mai/92	7,9	2.863	-162	5.180	330	14,5	0,55	0,04	0,001	0,1	N.R.	N.R.	N.R.	N.R.
jun/92	7,8	2.028	32	2.390	340	14,3	0,15	0,07	0,001	0,22	N.R.	N.R.	N.R.	N.R.
ago/92	8,2	2.753	-174	5.440	150	20,8	0,54	0,17	N.D.	0,17	N.R.	N.R.	N.R.	N.R.
out/92	8	2.607	-184	6.700	360	11,8	0,23	0,04	N.D.	0,17	N.R.	N.R.	N.R.	N.R.
nov/92	7,7	1.553	30	2.960	250	19	0,3	0,08	N.D.	0,14	N.R.	N.R.	N.R.	N.R.
jul/93	7,8	2.310	130	4.795	185	13	0,23	0,33	N.D.	0,18	N.R.	N.R.	N.R.	N.R.
ago/93	7,9	2.607	92	5.440	150	10,5	0,3	N.D.	N.D.	0,09	N.R.	N.R.	N.R.	N.R.
set/93	7,8	2.253	80	4.400	185	13,7	0,24	0,05	N.D.	0,23	N.R.	N.R.	N.R.	N.R.
out/93	8	2.224	72	4.610	205	20	0,4	0,03	N.D.	0,38	N.R.	N.R.	N.R.	N.R.
nov/93	7,6	2.645	145	4.135	176	14	0,16	0,04	N.D.	0,13	N.R.	N.R.	N.R.	N.R.
dez/93	7,6	2.253	172	3.560	172	14,6	0,21	0,03	N.D.	0,28	N.R.	N.R.	N.R.	N.R.
fev/94	7,4	1.738	24	2.380	282	15,2	0,01	0,02	0,03	0,33	N.R.	N.R.	N.R.	N.R.
mar/94	7,5	1.900	35	2.460	282	7,40	0,18	0,1	N.D.	0,3	N.R.	N.R.	N.R.	N.R.
abr/94	7,5	1.825	20	2.700	287	17	0,24	0,08	N.D.	0,26	0,14	N.R.	N.R.	N.R.
mai/94	7,1	1.141	-30	2.360	1.127	12	0,18	0,03	N.D.	0,2	0,07	N.R.	N.R.	N.R.
jun/94	7,2	1.521	-85	2.270	254	8,2	0,31	0,02	N.D.	0,22	0,2	N.R.	N.R.	N.R.
jul/94	7,8	2.027	-107	3.320	248	11	0,55	0,09	N.D.	0,16	0,32	N.R.	N.R.	N.R.
ago/94	7,5	1.921	32	3.560	194	8,80	0,48	0,06	N.D.	0,14	0,3	N.R.	N.R.	N.R.
set/94	7,6	N.R.	233	3.360	150	11	0,24	0,17	0,1	0,1	0,52	N.R.	N.R.	24,5
out/94	7,6	2.370	228	3.200	260	6,65	0,21	0,06	N.D.	0,07	0,23	N.R.	N.R.	25
nov/94	7,5	2.253	149	3.680	586	9	0,21	0,04	N.D.	0,16	0,21	N.R.	N.R.	26
dez/94	7,6	2.147	-57	3.050	486	8	N.D.	0,01	N.D.	0,03	0,22	N.R.	N.R.	N.R.
jan/95	7,8	2.074	177	2.520	325	12	0,07	0,11	N.D.	0,18	0,22	N.R.	N.R.	25
fev/95	7,2	1.177	63	1.589	152	11	N.D.	0,06	N.D.	0,27	0,11	N.R.	N.R.	25
mar/95	7,6	N.R.	179	2.860	238	10	N.D.	N.D.	N.D.	0,21	0,22	N.R.	0,15	26
abr/95	7,4	N.R.	35	2.340	190	10	0,14	0,06	N.D.	0,17	0,2	0,08	0,16	24,5
mai/95	7,6	N.R.	62	3.030	210	7	0,16	0,03	N.D.	0,24	0,29	N.D.	0,17	24,5
jun/95	7,7	N.R.	182	3.280	302	10	0,12	0,01	N.D.	0,19	0,28	N.D.	0,22	20
jul/95	7,6	N.R.	102	3.360	35	10,5	0,49	0,03	N.D.	0,07	0,33	N.D.	0,35	23
ago/95	7,8	N.R.	73	2.860	435	10	0,14	0,07	0,12	N.R.	0,36	N.R.	N.D.	N.R.

ND: não detectado NR: não realizado

Fonte: PIMENTEL JUNIOR, A.C.N. (1998)

QUADRO 6 - Análises do líquido percolado - Ponto B

PARÂMETRO	pH	CONDUTIVIDADE ELÉTRICA	POTENCIAL REDOX	DQO	DBO	FERRO TOTAL	ZINCO	COBRE	CHUMBO	MANGANÉS	NIQUEL	CROMO TOTAL	FENOL	TEMP.
UNIDADE		mho/cm x 10 E-05	MV	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	C
mar/92	7,5	1.759	217	2.760	404	17,6	0,9	0,01	0,04	0,33	N.R.	N.R.	N.R.	N.R.
abr/92	8	2.863	-20	6.760	615	14,2	0,99	0,17	0,001	0,24	N.R.	N.R.	N.R.	N.R.
mai/92	7,7	1.802	-29	2.410	271	12,5	0,3	0,03	0,001	0,3	N.R.	N.R.	N.R.	N.R.
jun/92	8,1	3.042	-161	3.720	327	27,3	0,49	0,08	0,08	0,25	N.R.	N.R.	N.R.	N.R.
ago/92	8	2.517	-161	3.360	150	18,2	0,45	0,16	N.D.	0,18	N.R.	N.R.	N.R.	N.R.
out/92	7,7	1.921	-37	2.880	140	8,2	0,16	0,04	N.D.	0,15	N.R.	N.R.	N.R.	N.R.
nov/92	7,6	1.698	80	2.680	280	13	0,16	0,06	N.D.	0,25	N.R.	N.R.	N.R.	N.R.
jul/93	7,6	2.500	164	2.845	117	12,5	0,08	0,12	N.D.	0,24	N.R.	N.R.	N.R.	N.R.
ago/93	7,5	1.807	210	2.720	50	5,3	0,06	0,05	N.D.	0,09	N.R.	N.R.	N.R.	N.R.
set/93	7,5	1.843	161	2.480	155	9,5	0,1	0,06	N.D.	0,18	N.R.	N.R.	N.R.	N.R.
out/93	7,1	2.005	108	2.920	200	14,5	0,24	0,01	N.D.	0,19	N.R.	N.R.	N.R.	N.R.
nov/93	7,4	2.173	180	2.675	168	13	0,08	0,03	N.D.	0,18	N.R.	N.R.	N.R.	N.R.
dez/93	7,9	2.028	203	2.500	170	9,5	0,13	0,03	N.D.	0,24	N.R.	N.R.	N.R.	N.R.
fev/94	7,3	1.815	14	2.880	300	8	0,1	0,02	0,01	0,24	N.R.	N.R.	N.R.	N.R.
mar/94	7,9	1.843	3	3.260	307	12,5	0,36	0,12	N.D.	0,43	N.R.	N.R.	N.R.	N.R.
abr/94	7,7	2.433	24	4.440	306	14	0,41	0,1	N.D.	0,15	0,48	N.R.	N.R.	N.R.
mai/94	7,9	1.962	-79	3.830	560	15	0,29	0,08	N.D.	0,15	0,24	N.R.	N.R.	N.R.
jun/94	7,4	1.900	30	3.270	270	7,3	0,12	0,01	N.D.	0,19	0,31	N.R.	N.R.	N.R.
jul/94	7,8	1.404	-100	4.260	260	14,3	0,53	0,1	N.D.	0,16	0,57	N.R.	N.R.	N.R.
ago/94	7,9	2.370	32	5.120	212	13	0,3	0,09	N.D.	0,13	0,42	N.R.	N.R.	N.R.
set/94	8	N.R.	163	4.720	420	13,7	0,12	0,16	0,13	0,06	0,6	N.R.	N.R.	26
out/94	7,8	2.724	300	5.280	285	12	0,28	0,03	N.D.	0,07	0,63	N.R.	N.R.	28
nov/94	7,9	2.370	-57	6.009	777	14,3	0,2	0,08	0,07	0,13	0,24	N.R.	N.R.	27
dez/94	7,7	1.862	-10	3.232	520	11	N.D.	N.D.	N.D.	0,03	0,19	N.R.	N.R.	N.R.
jan/95	8,3	2.077	-28	3.480	323	20	0,15	0,06	N.D.	0,13	0,27	N.R.	N.R.	26
fev/95	7,3	N.R.	254	1.029	109	16	N.D.	0,04	N.D.	0,4	0,07	N.R.	N.R.	25
mar/95	7,8	N.R.	43	3.820	246	10,73	0,06	N.D.	N.D.	0,19	0,29	N.R.	0,23	27
abr/95	7,6	N.R.	10	2.480	170	12,5	0,17	0,02	N.D.	0,16	0,15	0,08	0,14	26
mai/95	7,9	N.R.	2	3.800	154	9,2	0,02	0,01	N.D.	0,18	0,33	N.D.	0,19	25,5
jun/95	7,8	N.R.	109	4.080	265	12	0,18	N.D.	N.D.	0,19	0,64	N.D.	0,22	20
jul/95	7,8	N.R.	62	4.160	26	15	0,88	0,03	N.D.	0,06	0,39	0,1	0,21	24
ago/95	7,9	N.R.	-83	3.860	352	42,5	0,4	0,02	0,11	N.R.	0,42	N.D.	N.D.	N.R.

ND: não detectado NR: não realizado

Fonte: PIMENTEL JUNIOR, A.C.N. (1998)

Com base nos dados apresentados por PIMENTEL JUNIOR (1998), verifica-se que o abrandamento dos parâmetros poluentes do chorume não foi significativo, principalmente com relação à carga orgânica e metais. Uma possível explicação pode estar no fato da recirculação através dos drenos de gases não permitir o contato eficiente entre o chorume e a atividade biológica, já que o líquido percola através das pedras britada que preenchem o dreno e não na massa de resíduos, onde a atividade biológica é mais intensa. Deve-se considerar que este método diminui o tempo de residência do percolado no aterro, chegando rapidamente nas caixas de acumulação.

Um outro ponto que pode ter contribuído negativamente na degradação da parte orgânica durante a recirculação é a presença de metais que podem conferir toxicidade para aos microrganismos responsáveis por esse processo.

Experiência com a recirculação do chorume no aterro controlado de "Pau Queimado"

A recirculação do chorume no aterro de Pau Queimado foi iniciada em maio de 1997, com a finalidade de conter o escoamento superficial de chorume, evitando que o mesmo atingisse o córrego Águas das Pedras, no início das obras de recuperação do antigo lixão, pois o empreendimento não contava com sistema de tratamento.

Após a coleta pelos drenos subsuperficiais, o percolado é conduzido até as caixas de acumulação sendo, em seguida, bombeado até o último patamar do aterro velho (já desativado), localizado 52 m acima das caixas e a uma distância de aproximadamente 500 m. No topo do último patamar uma escavação de aproximadamente 10 m x 10 m x 2 m (Figura 34) na massa de resíduos aterrados, recebe o líquido bombeado permitindo sua infiltração.



FIGURA 34 - Área para infiltração do chorume

O conjunto motor-bomba utilizado para recalcar o chorume é composto por bomba centrífuga acoplada a um motor elétrico com potência de 20 c.v. a 3.600 rpm, com acionamento manual. A mangueira possui diâmetro de 3 polegadas, específica para trabalho a alta pressão. Na Figura 35 é mostrado o conjunto motor-bomba.



FIGURA 35 - Conjunto motor-bomba utilizado na recirculação do chorume

Com o início das obras do aterro novo, o chorume ali gerado era encaminhado para as caixas de acumulação do aterro velho, sendo recirculado juntamente com o chorume mais antigo, já em processo avançado de depuração.

Com o passar do tempo observou-se que tal procedimento deveria ser evitado, tendo em vista que o chorume mais novo (com elevadas concentrações) "contaminava" chorume mais antigo, prejudicando o abrandamento de suas características poluentes. Nesse sentido executou-se a construção de novos drenos independentes e a confecção de uma caixa de acumulação para receber o chorume mais "novo", promovendo sua recirculação de forma independente.

Para contornar essa situação na fase de elaboração de projeto do aterro é necessário prever, no momento da concepção da drenagem subsuperficial, um sistema que permita a divisão da área a ser preenchida com resíduos, em pelo menos duas bacias com drenagens independentes, que coincidam necessariamente uma com a fase inicial e a outra com a fase final de operação do aterro.

Um outro ponto observado foi que o contínuo processo de recirculação em um único local promoveu, com o passar do tempo, a infiltração mais rápida do percolado, reduzindo seu tempo de contato com a massa de resíduos, ocasionando o funcionamento mais freqüente da bomba. Tal fato pode estar relacionado com a criação de "canais internos", decorrentes do carreamento de pequenos materiais, ocasionando a abertura de caminhos preferencias na massa de resíduos.

Uma forma de minimizar essa questão é trabalhar com mais de um local de infiltração, intercalando a recirculação em intervalos de três a quatro dias.

Com relação ao acionamento manual da bomba, verifica-se que um sistema eletro-mecânico simples acionado por uma bóia colocada nos tanques de acumulação, tornaria o processo menos vulnerável e mais eficiente já que poderia funcionar 24 horas.

A seguir são apresentados alguns pontos que devem observados previamente ao início da recirculação:

- Dimensionamento do conjunto motor-bomba

A potência do motor elétrico do conjunto motor-bomba é função da diferença de nível entre os dois pontos (captação e lançamento) mais as perdas de cargas no percurso (perdas por atrito, ao longo da canalização e perdas localizadas devidas às peças especiais.).

- Infra-estrutura: Ponto de força trifásico 220v/380 e local coberto para abrigar o conjunto motor-bomba.
- Sistema de coleta e tanque de acumulação com capacidade para estocar o chorume gerado durante o período de 2 dias.
- Bomba reserva para casos de emergencia.
- Acionamento automático do sistema de bombeamento.

3.4.2 Processos biológicos

O sucesso da utilização de processos biológicos no tratamento de líquidos percolados está ligado à sua biodegradabilidade, ditada pela relação DBO/DQO.

Em aterros mais recentes esta relação situa-se entre 0,4 e 0,6, indicando a presença de quantidades significativas de material orgânico biodegradável, podendo ser utilizado com boa confiabilidade os processos biológicos. Porém, com a degradação dos resíduos aterrados ao longo dos anos, a relação DBO/DQO do percolado é alterada, restando compostos orgânicos de difícil degradação, podendo comprometer a eficiência do processo biológico, requerendo tratamento diferenciado.

De acordo com RUSSO (2000), em aterros mais antigos é comum encontrar relações DBO/DQO que variam de 0,05 a 0,02. Segundo o autor, esta grande parcela de material não biodegradável se deve à presença de ácidos fúlvicos e húmicos.

No Brasil, a utilização de processos biológicos em escala real resume-se na sua grande maioria a lagoas de estabilização, pelos aspectos já mencionados.

Segundo CARNEIRO (1998), o sistema australiano de lagoas existente no aterro sanitário de São Luis-MA, em operação desde fevereiro de 95, tratando percolado com concentração média de 5.300 mg/l de DBO e 14.500 mg/l de DQO, apresentou uma eficiência média de 87% e 86% na remoção de DBO e DQO respectivamente. O autor acrescenta que foi observada uma grande variação da vazão afluyente ao sistema de lagoas, ocorrendo a quase secagem da lagoa facultativa nas estações de estiagem.

Conforme relatório do IAP-INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ (1999), o sistema de lagoas de estabilização utilizado no aterro sanitário de Cachimba – localizado na região metropolitana de Curitiba, em operação desde 1989 - é composto por duas lagoas, a primeira anaeróbia seguida por uma facultativa, recebendo percolados com concentrações de 9.200 mg/l de DBO e 17.881 mg/l de DQO, apresentou uma eficiência média de 32% na remoção de DBO.

ROBINSON (1985), trabalhando com lagoas aeradas e temperatura média de 4°C obteve os resultados apresentados na Tabela 14.

TABELA 14 - Eficiência da estação Bryn Posteg no tratamento de líquidos percolados, utilizando lagoa aerada

Parâmetro (mg/l) ^(*)	Afluyente	Efluyente
pH	6,3	7,7
DQO	9.750	210
DBO	7.000	37
Nitrogênio amoniacal	175	0,9
Cl	1.380	810
Fe	295	9,9
Zn	11,5	0,5

^(*) exceto pH

Obs.: Taxa média de tratamento de 84m³/dia.

Fonte: ROBINSON (1992)

O tratamento biológico proposto por DRYDEN (2000) é composto por 4 ou mais tanques aerados ligados em série, mais um sistema de filtração para reter algas e flocos de bactérias. Este princípio de tratamento consiste no desenvolvimento de uma variedade de espécies de bactérias, assim como outros organismos tais como protozoários, algas e outros organismos, em cada um dos tanques, resultando em um ecossistema mais estável, que por sua vez produz efluente de boa qualidade, sendo passível de lançamento em corpos d'água ou de seu reuso na agricultura. Uma particularidade deste sistema é a indução do crescimento de algas no terceiro ou quarto tanque aerado, pois estas são mais eficientes para fixar metais e assimilar nitrato do que bactérias, sendo estes organismos retidos pelo sistema de filtração.

MAEHLUM et al. (1995) propõem uma combinação de sistemas naturais composto de lagoa anacróbia, lagoa aerada, áreas alagadas ("wetland") com escoamento subsuperficial e infiltração no solo. Segundo o autor esta seqüência de tratamento necessita de grandes áreas, mas requer um baixo custo de investimento e de operação. A Figura 36 mostra algumas combinações de tratamento biológico sugeridas pelo autor.

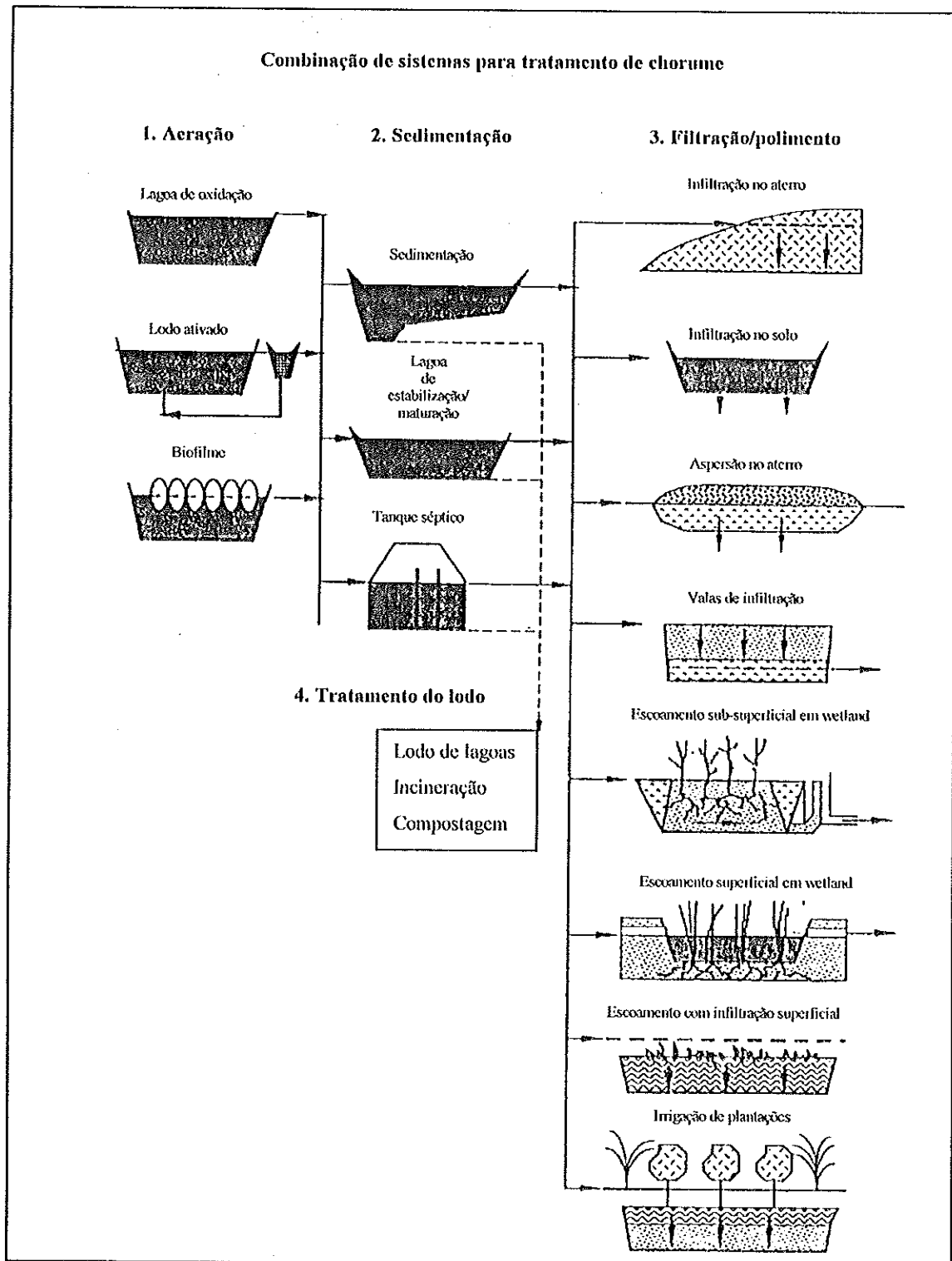


FIGURA 36 - Alternativas para o tratamento de chorume

Fonte: MAEHLUM et al. (1995)

Um outro tipo de tratamento biológico é a utilização de "Landfarming". Este processo consiste no lançamento dos líquidos percolados no solo, ocorrendo interações e reações entre solo e percolado, promovendo a sua estabilização. Os métodos mais comuns para o tratamento do percolado no solo são: "wetland"(áreas alagadas); irrigação das leiras de compostagem e irrigação de árvores por aspersão. (PURSCHWITS, 1999).

O tratamento de líquidos percolados em áreas alagadas ("wetland") pode ser feito com o escoamento superficial como também subsuperficial. No escoamento superficial a lagoa é projetada para funcionar como um sistema natural, com exceção da hidrologia e das comunidade de plantas. Importantes considerações devem ser feitas na seleção das espécies de plantas que devem ter altas taxas de crescimento e elevada capacidade de remoção de poluentes (MAEHLUM et al., 1995).

Já o tratamento em áreas alagadas com escoamento subsuperficial, um leito de pedra ou outro material suporte é semeado com várias espécies. O tratamento é realizado pela assimilação e transformação dos poluentes pelo biofilme formado no material suporte. No projeto de áreas alagadas deve-se considerar: a seleção das comunidades de plantas, os nutrientes, o efeito da temperatura na remoção de nutrientes, o tipo e concentração de metais e poluentes orgânicos. Esta alternativa requer um conhecimento das espécies compatíveis com o projeto. No caso do escoamento subsuperficial, as raízes das espécies funcionam como um filtro natural (PURSCHWITS, 1999).

Com relação aos estudos desenvolvidos em escala de laboratório, TORRES et al. (1997), pesquisando a biodegradabilidade do chorume em processos aeróbios e anaeróbios, inoculou lodo de esgoto em reatores com capacidade de 1 litro, variando o tempo de detenção hidráulico de 2 a 20 dias. Obteve-se no experimento uma remoção de DQO de 93% e 90% para os processos aeróbio e anaeróbio, respectivamente.

CLARETO (1997), trabalhando com reator anaeróbio compartimentado com volume de 10 litros, constatou a eficiência na remoção de

DQO de 97% e 80%, para 80 e 5 dias de tempo de detenção, respectivamente. A taxa de carregamento orgânico variou de 0,3 a 11 kg de DQO/m³.dia durante o experimento. Conforme a referida autora, líquidos percolados contendo elevada carga orgânica - DQO de aproximadamente 60.000mg/l - são passíveis de tratamento biológico anaeróbio porém, devido a alta concentração de matéria orgânica presente no efluente final, recomenda o sistema aeróbio como pós-tratamento.

PESSIN et al.(2000a), visando avaliar a eficiência do processo biológico no tratamento de líquido percolado, utilizou reatores de bancada do tipo anaeróbios de fluxo ascendente (UASB) seguidos de reatores com aeração - ambos com capacidade útil de 10 litros. A eficiência média de remoção em termos de DQO para o reator anaeróbio e aeróbio são apresentadas nas Tabelas 15 e 16.

TABELA 15 - Remoção média de DQO obtida para diferentes taxas de carregamento orgânico e tempo de detenção hidráulica aplicadas ao sistema de tratamento anaeróbio

Taxa de carregamento orgânico (kg.m ⁻³ .d ⁻¹)	Tempo de detenção (dia)	Eficiência média (%)	Carga orgânica DQO (mg de O ₂ /l)
0,36	6-8	19,9	20.000
0,80	12-13	33,1	10.000
3,20	14	25,0	5.000
0,48	6	70,0	3.000

Fonte: PESSIN et al. (2000a)

TABELA 16 - Remoção média de DQO obtida para diferentes taxas de carregamento orgânico e tempo de detenção hidráulica aplicadas ao sistema de tratamento aeróbio

Taxa de carregamento orgânico (kg.m ⁻³ .d ⁻¹)	Tempo de detenção (dia)	Eficiência média (%)	Carga orgânica DQO (mg de O ₂ /l)
0,40	11	76,0	5.000
0,36	14	53,1	5.000

Fonte: PESSIN et al. (2000a)

Ainda segundo os autores citados, a melhor eficiência (76%), em termos de remoção de DQO no reator anaeróbio, obtida com taxa de carregamento de $0,48 \text{ kg.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$, pode estar associada às modificações na composição do percolado utilizado na alimentação do sistema de degradação anaeróbio.

BLAKEY e MARIS (1987), trabalhando com um reator do tipo UASB, em escala de laboratório, com tempo de detenção hidráulico de 1,8 dias, taxa de carregamento orgânico de $11 \text{ kg de DQO/m}^3/\text{dia}$ e temperatura de 29°C , obteve remoção média de 82%, 84% e 85% para DQO, DBO e carbono orgânico total, respectivamente.

TIMOR e OZTURK (1999) operando reator do tipo batelada com percolado com concentrações médias de DQO e DBO de 18.000 mg/l e 10.500 mg/l obteve, em escala de laboratório, eficiência de remoção de 64% a 85% de DQO, com taxa de carregamento de $0,4$ a $9,4 \text{ g de DQO/l.dia}$.

BIDONE et al. (1997), trabalhando em laboratório com filtros biológicos - utilizando vários materiais como meio suporte, entre eles aparas de couro - precedidos de pré-filtro, utilizando uma taxa de aplicação superficial de $0,284 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ e $0,16 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$, obteve uma remoção de DQO de 70 a 95% e DBO de 70 a 80%.

3.4.3 Evaporação

Uma outra alternativa tecnológica para solucionar o problema do tratamento dos líquidos percolados é a redução de seu volume pela evaporação da parcela de água, possibilitando a concentração e disposição da "lama" no próprio aterro sanitário.

O equipamento não requer pessoal especializado para operá-lo e não utiliza tecnologias inovadoras, podendo ainda ser transportado de um aterro para outro, com a redução da geração de chorume após longo período de desativação. Porém, o ponto desfavorável da utilização destes equipamentos é o

custo elevado para sua aquisição, uma vez que estes equipamentos não são produzidos no Brasil.

Os processos de evaporação da água contida nos líquidos percolados, podem reduzir o volume inicial para menos de 5%. Nestes processos, pode-se utilizar o próprio gás gerado na decomposição dos resíduos como fonte de calor (PURCHWITZ, 1999).

As formas utilizadas para a evaporação da água do chorume podem ser agrupadas em tanques de evaporação, aspersão sobre o aterro (evaporação natural) e injeção direta.

No processo de evaporação por tanque de evaporação, os gases gerados no aterro são coletados e encaminhados para queimador. Em seguida, durante a sua combustão são liberados gases aquecidos, os quais são diretamente insuflados no meio líquido, através de tubos perfurados dispostos na base do tanque de evaporação. A taxa de evaporação pode variar de 0,38 a 4,7 m³/h dependendo do modelo do equipamento (Fen Tech Environmental Inc). Na Figura 37 é apresentado o equipamento de evaporação por insuflamento de ar aquecido.

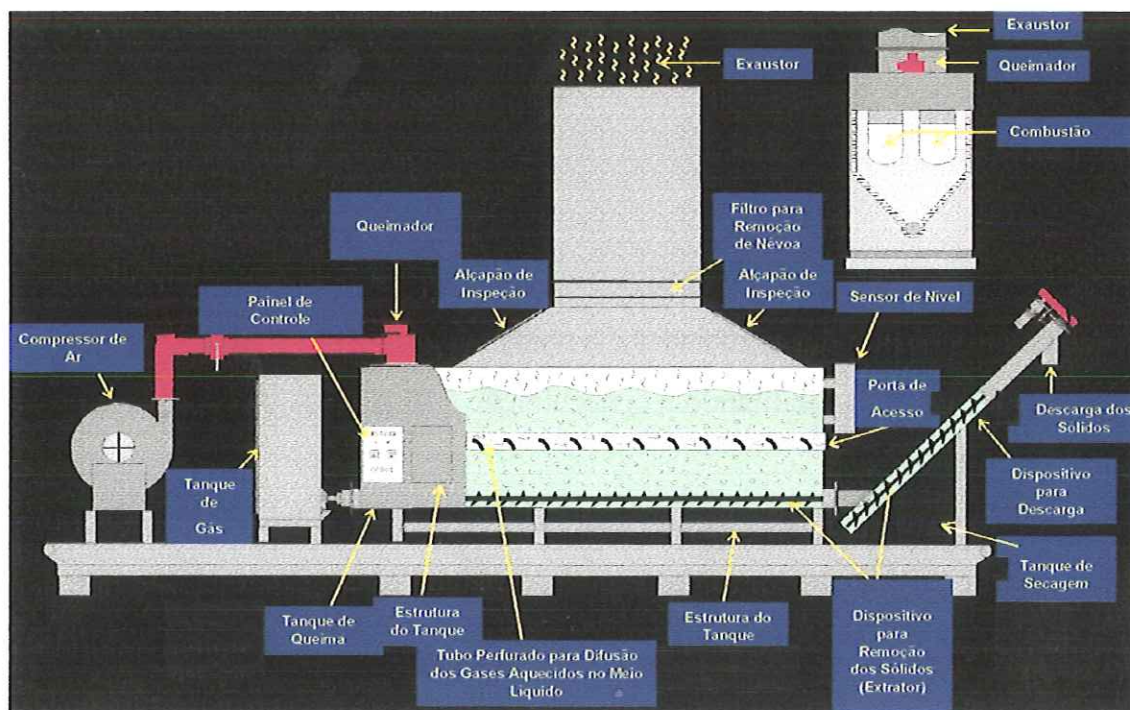


FIGURA 37 - Equipamento para evaporação de chorume

Fonte: FEN TECH ENVIRONMENTAL INC. (Adaptado)

Neste processo ocorre a concentração e a precipitação dos metais, primeiramente na forma de sais, e a parte orgânica é volatilizada juntamente com o vapor d'água. A faixa de temperatura deve variar de 80 a 87°C, evitando a volatilização dos metais. Normalmente, juntamente com a água evaporada, são arrastadas pequenas quantidades de partículas orgânicas, sendo retidas no desumificador (eliminador de névoas), eliminando também partículas orgânicas maiores que também foram arrastadas (Fen Tech Environmental Inc).

Como referência de custo, um equipamento com capacidade para evaporar 2 m³/h custa U\$ 350.000,00 mais U\$ 100.000,00 do desumificador/eliminador de névoas.

Segundo o engenheiro Peter McNulty da EZ Products - empresa americana de equipamentos para tratamento de águas residuárias - o aquecimento do líquido é realizado pela difusão de vapor aquecido no líquido percolado, realizado por tubo perfurado submerso. Ao final, um sistema de rosca sem fim extrai os sólidos depositados no fundo do tanque. O custo operacional do equipamento é de 2 centavos de dólar por galão, podendo ser aplicado para um vazão de até 37,85 m³/dia.

Algumas vantagens apresentadas pelos fabricantes destes equipamentos são: temperatura de evaporação em torno de 85°C não volatilizando metais pesados; possibilidade de utilização dos gases gerado no aterro; baixo custo operacional e fácil operação.

ETTALA e ROSSI (1995) realizaram testes em planta piloto para evaporação do chorume, utilizando o mesmo princípio dos equipamentos em escala real, obtendo uma redução de até 96% do volume inicial. No estudo foram verificadas as concentrações de determinados parâmetros no chorume, no vapor condensado e no material não evaporado, conforme apresentado na Tabela 17.

TABELA 17 - Taxa de purificação obtida na planta piloto

Parâmetro	Afluente (mg/l)	Condensado (mg/l)	Concentrado (mg/l)
cloretos	240,0	0,8	1.800,0
sulfatos	15,0	6,2	37.000,0
sol. suspensos	19	0,17	340
sol. totais	2.200	17	51.000
Fósforo total	0,17	0,0042	0,91
N amoniacal	120	0,080	940
N total	160	0,23	980
DQO	2300	<30	1.300
Carbono total	260	5,2	520

Fonte: ETTALA e ROSSI (1995)

Outra alternativa para a evaporação da água contida no chorume é a injeção do percolado diretamente na chama, obtida pela queima do gás do aterro. O percolado é atomizado por meio de um sistema Venturi e lançado diretamente na chama.

A transferência de calor pode também ocorrer de forma indireta, onde o calor obtido pela queima dos gases aquece as paredes do tanque onde está contido o chorume. Nestes casos, a taxa de evaporação é menor quando comparado com os outros sistemas.

3.5 Considerações Gerais sobre Lagoas de Estabilização

De acordo com BRANCO (1978), o tratamento biológico procura reproduzir, em ambiente restrito e em curto espaço de tempo, os mesmos fenômenos que se verificam ao longo de um rio, com respeito à autodepuração.

As lagoas de estabilização procuram reproduzir os fenômenos observados na natureza, sem que para isso seja utilizado qualquer tipo de equipamento mecânico, apresentando portanto baixo custo de operação e manutenção, além de não exigir pessoal altamente qualificado para sua operação.

Segundo PESSOA e JORDÃO (1982), as lagoas de estabilização podem ser definidas como um sistema de tratamento biológico em que a estabilização da matéria orgânica é realizada pela oxidação bacteriológica (oxidação aeróbia ou fermentação anaeróbia) e/ou pela redução fotossintética das algas.

O sucesso da aplicação de processos biológicos no tratamento de águas residuárias depende, entre outros fatores, das características do efluente, principalmente no que diz respeito à disponibilidade de material orgânico. Desse modo, alguns autores como BRAILE e CAVALCANTI (1979), CAMPOS (1994), METCALF e EDDY (1991) sugerem a utilização da relação DQO/DBO (ou DBO/DQO) para identificar a porcentagem de matéria orgânica biodegradável presente no efluente e portanto, passível de ser removida por tratamento biológico.

BRAILE e CAVALCANTI (1979) sugerem a relação DQO/DBO menor que 2 como confirmação da premissa da biodegradabilidade do efluente, enquanto para valores da relação entre DQO/DBO acima de 2 indica a presença de grande quantidade de matéria orgânica no despejo, porém não biodegradável.

Para CAMPOS (1994), a relação DBO/DQO entre 0,4 e 0,6 é favorável ao tratamento biológico.

As lagoas de estabilização são classificadas conforme a atividade biológica predominante em: anacróbias; facultativas e de maturação.

- **Lagoa anaeróbia**

As lagoas anaeróbias são dimensionadas para receber elevadas cargas orgânicas propiciando o desenvolvimento de um ambiente anaeróbio. São usadas com grandes vantagens como pré-tratamento para águas residuárias com grande concentração e alto teor de sólidos. Os sólidos sedimentam no fundo da lagoa, sendo digeridos anaerobicamente e o líquido sobrenadante parcialmente clarificado é encaminhado para o tratamento secundário (SILVA e MARA 1979).

Embora se consiga considerável redução de DBO, o efluente para atender a legislação estadual de lançamento em corpos de água necessita de tratamento complementar.

Conforme KELLNER e PIRES (1998), a profundidade deste tipo de lagoa varia de 3,0 a 5,0 metros e o tempo de detenção hidráulico nunca inferior a 4 dias, podendo ser considerada como tratamento primário.

- **Lagoa facultativa**

As lagoas facultativas são as mais comumente utilizadas, sendo responsáveis pelo tratamento secundário. O termo facultativa refere-se à dualidade ambiental característica deste tipo de lagoa: aeróbia na superfície e anaeróbia no fundo. Durante a maior parte do dia prevalecem as condições aeróbias na maior parte da coluna líquida, devido principalmente à produção de oxigênio fotossintético. Ao anoitecer, cessada a incidência de luz solar sobre a lagoa, a produção de oxigênio fotossintético é interrompida, tornando anaeróbia a maior parte da coluna líquida (KELLNER e PIRES, 1998).

Segundo VON SPELING (1996), as lagoas facultativas apresentam em geral três zonas: anaeróbia, facultativa e aeróbia. A zona anaeróbia constituída pela matéria orgânica sedimentada, que é decomposta anaerobicamente, dá origem ao lodo digerido e libera CO_2 e CH_4 . Na parte aeróbia, localizada próxima ao superfície da lagoa, bactérias decompõem a matéria orgânica em suspensão. Já a zona facultativa, que dá origem ao nome,

localiza-se entre as duas regiões anteriores, estando presentes bactérias facultativas que realizam seu metabolismo na presença ou não de oxigênio.

Embora uma parcela do oxigênio necessário para manter as camadas superiores aeróbias seja fornecido pela reaciação atmosférica através da superfície, a maior parte é suprida pela atividade fotossintética das algas, as quais crescem naturalmente em águas com elevadas quantidades de nutrientes e com energia da luz solar incidente. Existe, portanto, uma associação de mútuo benefício (simbiose) entre as algas e as bactérias em uma lagoa, conforme mostra a Figura 38 (SILVA e MARA, 1979).

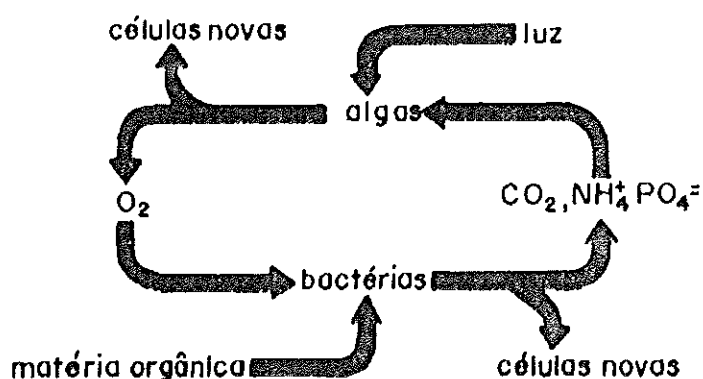


FIGURA 38 - Simbiose de algas e bactérias em lagoas de estabilização
Fonte: SILVA e MARA, 1979)

Por ser a fotossíntese uma atividade dependente de luz, ocorre a variação diária na concentração de oxigênio dissolvido na lagoa e também flutuação similar no pH, o qual pode atingir valores próximos a 10, com a intensificação da fotossíntese, conforme as Figuras 39 e 40 (SILVA e MARA, 1979).

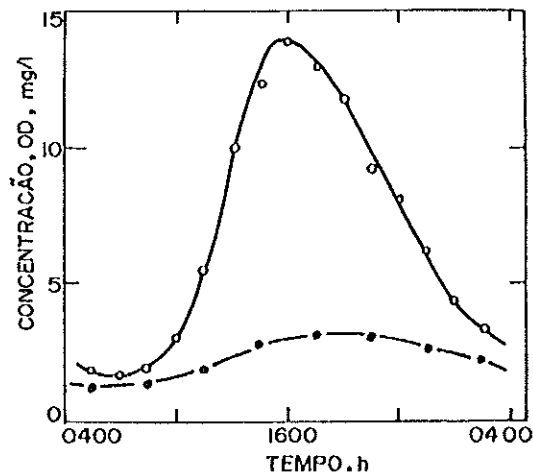


FIGURA 39 - Variação diurna de oxigênio dissolvido; (o) os primeiros 20 cm a partir da superfície da lagoa; (•) 80 cm abaixo da superfície

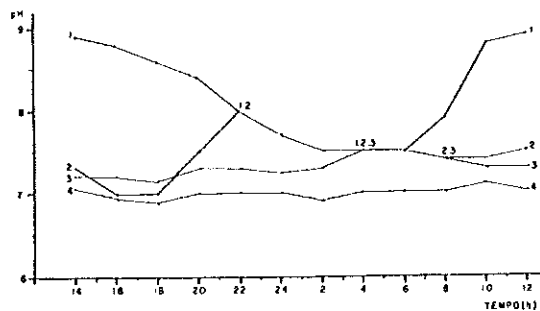


FIGURA 40 - Variação do pH com relação ao tempo na Lagoa Facultativa F-3. Perfis horários levantados nos dias 24 e 25 de outubro de 1977, na superfície (1) e às profundidades de 38 cm (2), 75 cm (3) e 112 cm (4)

Fonte: EXTRABES - Campina Grande, PB

Conforme o Manual "Operações e Manutenção de Lagoas Aneróbias e Facultativas" da CETESB (1989), os fatores climáticos que influenciam na eficiência da lagoa facultativa são:

- ventos – melhoram a troca gasosa entre superfície e atmosfera, mas a turbulência pode provocar a formação de curto-circuito;
- temperatura – a atividade biológica é diretamente influenciada pela temperatura. Cada organismo apresenta uma faixa de temperatura ideal na qual a velocidade das reações metabólicas é intensificada;
- insolação/luz – Em virtude do processo de fotossíntese.

Com relação à profundidade as lagoas facultativas apresentam valores que variam de 1,00 a 1,50 metros e tempo de detenção hidráulico próximo de 20 dias (KELLNER e PIRES, 1998).

- **Lagoa de maturação**

As lagoas de maturação são utilizadas como tratamento complementar de efluentes secundários (lagoas facultativas, por exemplo). Trabalham com uma taxa de carregamento orgânico muito inferior ao das lagoas facultativas. Seu principal emprego é na remoção de nitrogênio e fósforo do esgoto, podendo garantir ainda significativas taxas de remoção de organismos patogênicos, decorrentes da elevada quantidade de oxigênio dissolvido, dos altos valores de pH e da grande zona fotótica (DANIEL, 1989 e CAMPOS, 1991).

A profundidade das lagoas de maturação é de 1,0 a 1,5 metros, com tempo de detenção variando de 7 a 21 dias. Podem ser implantadas após o sistema australiano, melhorando muito a qualidade do efluente tratado, principalmente na remoção de patogênicos (CAMPOS, 1991).

De acordo com CAMPOS (1994), uma prática que apresenta uma boa solução técnica e também uma das mais econômicas - quando se dispõem de área - é a combinação de lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa, conhecido como sistema australiano. Na primeira lagoa ocorre a retenção e a digestão anaeróbia do material sedimentado e na segunda ocorre preponderantemente a degradação dos contaminantes solúveis e contidos em partículas em suspensão muito pequenas.

3.5.1 Características biológicas das lagoas de estabilização

As questões abordadas neste capítulo se restringem aos aspectos específicos da pesquisas desenvolvida, tendo por finalidade subsidiar a discussão sobre o trabalho realizado, não tendo qualquer pretensão de esgotar o assunto, podendo em alguns momentos ocorrer a ausência de aspectos e conceitos mais

específicos de significativa importância na área de microbiologia, mas de pouca relevância para o momento.

Por se tratar de um tratamento biológico, a eficiência do processo está associada às condições ambientais favoráveis e à disponibilidade de alimento para uma variedade de organismos existentes nas lagoas de estabilização. Portanto, é de se esperar que, dependendo das características do meio e do tipo de nutriente disponível, determinados tipos de organismos se desenvolvam em maior número do que outros, levando nestes casos a uma concorrência pelo alimento disponível.

Entretanto, alguns organismos, como por exemplo as bactérias e as algas, não competem pelo mesmo substrato, mas suas atividades são complementares. No ambiente aeróbio as bactérias se utilizam do oxigênio disponível para metabolizar a matéria orgânica disponível, liberando gás carbônico e água. Enquanto as algas, por sua vez, utilizam o gás carbônico, água e amônia e outros compostos inorgânicos para a síntese celular, liberando oxigênio para o meio líquido, que novamente é utilizado pelas bactérias, desenvolvendo desta forma uma relação de simbiose entre bactérias e algas.

• Bactérias

As bactérias são microrganismos unicelulares, apresentando-se isoladamente ou em agregados, formando colônias de aspecto típico como: filamentosas, em forma de cachos de uva, entre outros. Caracterizam-se pela presença de uma membrana mais ou menos rígida, ausência de núcleo típico, de plastos ou cromatóforos, como também vacúolos na maior parte dos casos (BRANCO, 1978).

As bactérias presentes nas lagoas de estabilização são os principais organismos responsáveis pela decomposição da matéria orgânica, apresentando-se das mais variadas formas, sendo classificados sob vários aspectos: necessidade ou não de oxigênio, fonte de carbono, temperatura ótima de crescimento, entre outros. A apresentação das particularidades de cada uma das classes de bactérias

está fora do escopo do presente trabalho, podendo ser obtida em PELCZAR et al. (1993) e BRANCO (1978).

Com relação à necessidade de oxigênio molecular, as bactérias classificam-se em três grupos: aeróbias, que necessitam de oxigênio para o desenvolvimento de suas atividades, anaeróbias não necessitam de oxigênio para obtenção de energia de suas reações e, finalmente, as bactérias facultativas que se desenvolvem na presença ou não de oxigênio no meio (BRANCO 1980).

Desse modo, em condições de disponibilidade de oxigênio a matéria orgânica é decomposta em condições aeróbias, originando como produtos finais CO_2 , água, nitratos e fosfatos, os quais são fundamentais ao desenvolvimento das algas. Segundo KELLNER e PIRES (1998), este tipo de bactéria é encontrado na superfície de lagoas facultativas e de maturação.

Na ausência de oxigênio a matéria orgânica é decomposta pelas bactérias anaeróbias, produzindo dióxido de carbono, metano, gás sulfídrico e amônia. Segundo KELLNER e PIRES (1998), este grupo de bactérias geralmente é encontrado no fundo das lagoas facultativas e em lagoas anaeróbias.

• Algas

As algas constituem o grupo mais importante do ponto de vista hidrobiológico. São organismos caracterizados, em parte, por grande simplicidade de estrutura. Com exceção das algas azuis, diferem das bactérias pela presença de núcleo celular, reprodução sexuada e cromatoforos contendo pigmentos fotossintetizantes.

Como já citado anteriormente, as algas são fundamentais para a produção de oxigênio utilizado pelas bactérias na decomposição da matéria orgânica. Conforme GLOYNA (1971), o oxigênio produzido pela fotossíntese das algas é suficiente para suprir o seu consumo bem como o de outros organismos aeróbios.

Segundo BRANCO (1989), um outro papel importante desses organismos é a remoção de nutrientes, em especial nitrogênio e fósforo, utilizados no seu desenvolvimento.

Conforme UEHARA (1989), há dois grupos que mais se destacam, as algas verdes e as algas azuis, por apresentarem características especiais. As algas verdes conferem uma coloração esverdeada, indicando uma boa condição de funcionamento, estando sempre associadas a altos valores de pH. Já as algas azuis predominam, em geral, onde o pH atinge valores próximos ao neutro, ou tendendo ao alcalino, em águas que apresentam temperaturas elevadas, acima de 30°C, e onde ocorre uma deficiência ou desequilíbrio de nutrientes.

As algas azuis se distinguem das demais algas, entre outros fatores, pela cor que varia de verde a azulado, ausência de reserva de amido, não possuem núcleo típico, estando a substância nuclear difundida na massa protoplasmática (BRANCO, 1980).

As algas verdes apresentam tonalidade que pode variar do verde claro amarelado ao verde escuro. Possuem reação positiva ao iodo, núcleo presente em todas as células.

A floração provocada por algumas algas azuis que, quando envelhecem, formam pseudovacúolos gasosos no interior de suas células, diminuindo sua densidade podendo dar origem à formação de verdadeiras massas ou ilhas flutuantes, cobrindo toda a extensão superficial da lagoa, dificultando a penetração de luz e interferindo no processo de fotossíntese realizado pelas algas verdes. Sua decomposição nas enseadas das lagoas causa um forte odor, além de originar o consumo excessivo de oxigênio dissolvido. Mesmo quando não entram em decomposição, as algas, quando em número elevado, demandam na respiração elevadas quantidades de oxigênio e, durante a noite, cessando a produção de oxigênio pela fotossíntese, diminuem consideravelmente os níveis de oxigênio (BRANCO, 1980).

Ainda segundo BRANCO (1980), nas lagoas em que ocorrem a floração de algas notou-se distúrbios relacionados com a elevação do pH. Valores



menores são observados no início do dia e, à medida em que o processo fotossintético se desenvolve, consumindo parte do CO₂, ocorre a dissociação dos íons bicarbonatos em CO₂ e hidroxila (OH⁻), aumentando o pH.

3.5.2 Parâmetros utilizados no dimensionamento

Atualmente, existem vários modelos empregados para o dimensionamento de lagoas de estabilização, os quais se utilizam de diversos parâmetros. Entretanto, os resultados da aplicação de um ou outro modelo levam a uma grande discrepância de valores, conforme pode ser observado a seguir na apresentação dos modelos.

• Lagoa Anaeróbia

O dimensionamento de lagoas anaeróbias normalmente é realizado pela definição da carga volumétrica de DBO ou taxa de aplicação volumétrica, que representa a quantidade de matéria orgânica bioassimilável aplicada por unidade de volume. A taxa de aplicação volumétrica é dada pela expressão a seguir:

$$\lambda_v = (DBO \cdot Q) / V \quad (13)$$

onde:

V - volume da lagoa em m³;

DBO - DBO de 5 dias do afluente em mg/l;

Q - vazão em m³/dia;

λ_v - taxa de aplicação volumétrica dada em g de DBO/m³.dia.

Alguns autores sugerem, com base na observação de lagoas que apresentam bom funcionamento, a utilização de taxas de aplicação em função das características da lagoa.

SILVA e MARA (1979) propõem a utilização de taxa de aplicação volumétrica na faixa de 100 a 400 g/m³.dia, sendo que abaixo de 100 g/m³.dia é

difícil manter condições anaeróbias na lagoa, enquanto taxas acima de 400 g/m³.dia podem causar a exalação de maus odores. Recomendam em média 250 g/m³.dia.

A Tabela 18 apresenta os valores de taxa de carregamento levantados na literatura por KELLNER e PIRES (1998).

TABELA 18 - Taxas de aplicação volumétrica para lagoas anaeróbias

λ_v (g DBO/m ³ .dia).	Profundidade (m)	Fonte
50 - 150	3,0 - 4,0	Pessoa e Jordão
190 - 240	3,0 - 5,0	Uehara e Vidal
200 - 250	2,0 - 4,0	Mara e Silva

Fonte: KELLNER e PIRES (1998)

Conforme levantamento de dados operacionais realizado pela CETESB (1989) em lagoas localizadas nos estados do Paraná e São Paulo, as taxas volumétricas utilizadas variaram de 0,025 a 0,192 kg de DBO/ m³.dia., conforme apresenta a Tabela 19.

TABELA 19 - Levantamento de dados operacionais em várias lagoas dos estados do Paraná e São Paulo

Localidade	Temperatura (°C)	Tempo de detenção (dias)	Taxa volumétrica (kg DBO/m ³ .dia)	Eficiência de remoção de DBO (%)
Itapira	23,3	9,4	0,025	69
Pindamonhangaba	24,3	3,6	0,039	42
Pradópolis	25,2	7,5	0,035	72
Pradópolis	19,0	8,0	0,035	61
Itapira	18,0	10,5	0,030	57
Maringá	21,6	10,5	0,033	71
Maringá	19,5	8,3	0,044	75
Maringá	24,9	7,2	0,058	74
Maringá	25,1	4,8	0,081	67
Maringá	19,7	4,3	0,09	65
Tatuí	25,2	1,2	0,192	31

Fonte: CETESB (1989)

Uma forma de determinar o volume da lagoa é estabelecer o tempo de detenção hidráulica em função da temperatura local, conforme a Tabela 20.

TABELA 20 - Definição do tempo de detenção hidráulica em função da temperatura

Tempo de detenção hidráulico (dias)	Porcentagem de redução da DBO			
	10°C	14°C	15°C	18°C
1	23	35	47	33
2	40	61	56	53
4	46	70	67	56
9	57	75	75	81
16	72	89	90	87
32	90	90	95	96
64	94	----	94	-----

Fonte: KAMIYAMA⁵ (1989) apud KELLNER e PIRES (1998)

• Lagoa Facultativa

Segundo SILVA (1982), embora existam diversos métodos para o projeto de lagoas facultativas, os mais utilizados são aqueles baseados na cinética de primeira ordem e nas cargas superficiais.

A realização de projetos de lagoas facultativas com base na carga superficial aplicada diária é muito comum. O método se baseia na escolha de um valor para λs (carga orgânica superficial diária de DBO), obtido em função da existência de dados concernentes à eficiência destas lagoas na região onde as mesmas serão executadas.

A seguir SILVA e MARA (1979) apresentam a equação para o cálculo do carregamento superficial em lagoas facultativas.

⁵ KAMIYAMA, H. (1989). Lagoa anaeróbia: teorias e práticas operacionais. *Revista DAE*, v.49, n.155, p.71-79.

$$A = 10 \cdot Q \cdot \text{DBO} / \lambda s \quad (14)$$

onde:

A - área da lagoa a meia profundidade (m²);

Q - vazão do afluente (m³/dia);

λs - carga de DBO₅ de projeto (kg/ha.dia).

GLOYNA⁶ (1971) apud SILVA (1991) apresenta uma tabela que relaciona as cargas orgânicas aceitáveis para lagoas facultativas com as condições do meio ambiente consideradas de forma geral.

TABELA 21 - Taxa de carregamento orgânico em função das condições do meio

Carga orgânica (kg de DBO ₅ /ha.dia)	Tempo de detenção(dias)	Condições climáticas
menor que 10	maior que 200	Muito frio, com coberturas de gelo temporárias, temperatura da água uniformemente baixa e variável.
10 - 50	100 - 200	Temporariamente frio, com cobertura de gelo ocasionais e verão temperado por curta duração.
50 - 150	33 - 100	Temperado à semi-tropicais, coberturas de gelo ocasionais, sem coberturas de nuvens prolongadas.
150 - 350	17 - 33	Tropical, calor e temperatura uniformemente distribuída, sem cobertura de nuvens.

Fonte: GLOYNA (1971) apud SILVA (1982)

Segundo CAMPOS (1994), de maneira geral adota-se taxa de carregamento orgânico inferior a 250 kg de DBO/ha.dia para o dimensionamento destas unidades.

Conforme relatado por CETESB (1989), as cargas orgânicas aplicadas em lagoas encontradas no estado de São Paulo e Paraná variaram de 50 a 320 kg de DBO/ha.dia.

⁶ GLOYNA, E.F. (1971). *Waste stabilization ponds*. Geneva: World Health Organization.

3.5.3 Toxicidade por metais em processos biológicos

Pode-se notar ao longo dos últimos anos o desenvolvimento de trabalhos visando avaliar o efeito e o comportamento dos metais pesados quando lançados no ambiente.

Os elementos conhecidos coletivamente como metais pesados são definidos como os metais cujo peso específico é aproximadamente igual ou maior que $5,0 \text{ g/cm}^3$, sendo o peso específico definido como a razão entre a densidade do metal e a densidade da água a 4°C (LAPÉDES, 1974).

De acordo com IVERSON (1978), uma vez introduzidos no ambiente, a toxicidade dos metais é controlada por fatores biológicos e geoquímicos.

O acúmulo de metais nos sedimentos pode se concentrar nas células vivas de microrganismos, que retiram esses metais contra um gradiente de concentração, podendo se propagar na cadeia alimentar, atingindo o homem. Esse processo é conhecido como bioacumulação (GARCIA, 1996).

No estudo da toxicidade apresentada pelos metais, SOUZA (1982) sugere que alguns aspectos devem ser lembrados:

- a toxicidade depende da concentração, podendo em pequenas concentrações funcionar como estimulante e, no caso contrário apresentar caráter inibitório;
- uma substância só apresenta toxicidade se esta é passível de ser assimilável;
- a toxicidade depende do estado de oxidação do elemento;
- quando é lento o aumento na concentração dos tóxicos pode ocorrer adaptação das bactérias, que reorganizam seu metabolismo, adaptando-se aos tóxicos até um certo limite. Caso que não acontece em cargas de choque.

Vários pesquisadores estudam a toxicidade por metais em culturas puras de bactérias e, embora espécies diferentes apresentem respostas diferentes, algumas tendências se tornam evidentes. De maneira geral, pode-se dizer que os

fatores que influenciam na toxicidade de metais para bactérias estão ligados a: composição da parede celular; forma metálica; presença de compostos sinérgicos ou antagônico; composição do meio de cultura; estado fisiológico da cultura; resistência da cultura e resistência específica determinada por plasmídeos (GARCIA, 1996).

Com relação à questão do tratamento de esgoto sanitário com metais pesados, os problemas estão associados ao efeito tóxico dos metais ao processo biológico e à disposição final do lodo gerado, caso presente em sua composição elevadas concentrações de metais pesados.

Nos sistemas convencionais de tratamento de esgoto a remoção de metais pesados ocorre durante dois estágios, inicialmente na sedimentação primária e posteriormente no processo de tratamento biológico. Para a remoção de metais no tratamento primário é fundamental diminuir as concentração afluentes no tratamento secundário, reduzindo a possibilidade de toxicidade e conseqüente queda na eficiência do tratamento (LESTER, 1983).

A remoção de metais na decantação primária é um processo físico, dependente da sedimentabilidade do metal precipitado e, portanto, apenas uma parte dos metais insolúveis ou adsorvidos em partículas é removida (PETRASEK, 1983).

Segundo BARTH⁷ (1965), apud GARCIA (1996), os processos de tratamento anaeróbios apresentam geralmente maior sensibilidade a substâncias tóxicas que os aeróbios, devido a variedade de espécies de microrganismos presentes.

LESTER et al. (1979), avaliando as porcentagens de remoção de metais nas etapas de uma estação de tratamento de esgoto por lodo ativado, observaram que a remoção de chumbo, cádmio e cobre demonstraram não haver diferenças evidentes no comportamento desses metais, obtendo-se aproximadamente 70% de remoção para todos os metais no tratamento primário e

⁷ BARTH, E.F. et al. (1965). Summary report on the effects of heavy metals on the biological treatment processes. *J. Wat. Pollut. Control Fed.*, 37(1): 86-96, 1965.

60% da concentração remanescente foram removidos no processo de lodos ativados.

DAMASCENO (1996), estudando a remoção de metais em sistemas de tratamento de esgoto por processo de lodos ativado, apresentou a eficiência de remoção de metais no tratamento primário de algumas estações de tratamento que utilizam o processo de lodos ativados. Na Tabela 22 são apresentados os resultados levantados.

TABELA 22 - Eficiência de remoção de metais na sedimentação primária em estações de tratamento

Autor	Metal	Varição da concentração no afluente do decantador primário (mg/l)	Eficiência (%)
1	cádmio-	0,003 - 0,02	60
2	cádmio	0,004 - 0,008	72
1	cromo	0,01 - 1,64	55
3	cromo	0,05 - 0,08	73
1	cobre	0,06 - 0,98	33
2	cobre	0,032 - 0,219	70
1	ferro	0,5 - 3,9	49
1	manganês	0,04 - 0,16	33
1	níquel	<0,03 - 1,89	15
3	níquel	0,03 - 0,05	23
1	chumbo	0,04 - 1,16	66
2	chumbo	0,081 - 0,25	73
1	zinco	0,23 - 25,09	54
3	zinco	1,2 - 2,3	74

1. OLIVER e COSGROVE (1974)

2. LESTER et al. (1979)

3. STOVELAND et al. (1979)

Fonte: adaptado de DAMASCENO (1996)

DAMASCENO (1996), em seu trabalho observou ainda que a concentração de metais no lodo primário é duas vezes e meia maior que a encontrada no lodo secundário.

A comparação dos sistemas convencionais de tratamento biológico dos esgotos mostrou que as lagoas de estabilização podem suportar cargas

elevadas de metais, principalmente se não são lançadas bruscamente. (CETESB 1989).

3.5.4 Características do sistema australiano de lagoas da ETE, no município de Piracicaba

O Sistema Australiano utilizado na ETE de Piracicaba é constituído por três lagoas (Figura 41) - uma anaeróbia e duas facultativas - em série. A primeira lagoa, com comprimento de 47 m, largura de 29 m e altura da lâmina d'água de 4 m, resultando em um volume de 5.452 m^3 . As duas lagoas seguintes, de mesmas dimensões, são do tipo facultativas e medem 103 m comprimento, 67 m de largura e altura da lâmina d'água de 2 m, resultando em um volume de 13.802 m^3 . A estação foi projetada para tratar 28 l/s de esgoto, embora atualmente receba apenas 12 l/s.

Assim como em todo processo Australiano, a segunda lagoa é responsável pelo tratamento secundário, enquanto a terceira lagoa realiza o polimento do efluente do tratamento secundário, melhorando sua qualidade.



FIGURA 41 - Sistema Australiano da ETE de Piracicaba

4 MATERIAIS E MÉTODOS

Com a finalidade de auxiliar a compreensão dos procedimentos desenvolvidos e apresentá-los na seqüência cronológica de sua realização, o presente capítulo foi dividido em três etapas:

- Determinação da vazão e das características físicas e químicas do chorume gerado no aterro do Pau Queimado e sua compatibilidade com a capacidade de tratamento da ETE existente;
- Concepção e montagem da unidade piloto;
- Variação dos parâmetros operacionais (tempo de detenção hidráulica e taxa de carregamento orgânico) e análises laboratoriais;
- Procedimento para análise dos métodos utilizados na estimativa da taxa de geração de chorume.

4.1 Determinação da Vazão e das Características Físicas e Químicas do Chorume Gerado no Aterro do Pau Queimado e sua Compatibilidade com a Capacidade de Tratamento da ETE existente

A determinação da vazão diária de líquidos percolados gerados no aterro sanitário foi obtida medindo-se a capacidade volumétrica - medição da altura e do diâmetro interno - das três caixas de acumulação, responsáveis pela captação de todo chorume gerado no aterro. Em seguida, com as caixas vazias,

aguardou-se um período de 24 horas para então medir o volume de chorume acumulado nas caixas. Para auxiliar a medição do volume, ao final de cada período, utilizou-se uma haste graduada para medir a altura da lamina d'água (chorume). Este procedimento foi repetido 7 vezes em um período de 20 dias, obtendo-se uma média de 60 m³/dia, previamente à montagem da unidade piloto. Convém frisar que durante o período em que se efetuaram as medições (outubro/1998) ocorreram chuvas intensas atípicas para o período, comprovadas pela comparação do índice pluviométrico do mês de outubro/1998 (183,1 mm/mês) com a média de anos anteriores para o mesmo período (110,3 mm/mês). Portanto, pode-se considerar que a vazão média obtida (60 m³/dia) está acima da média diária anual, uma vez que a taxa de geração de percolado é diretamente proporcional à precipitação pluviométrica. Deve-se ressaltar também que esta vazão foi medida antes da finalização das obras de recuperação do lixão, podendo prever-se que após a configuração e realização da cobertura definitiva dos patamares com solo compactado, a vazão deverá ser reduzida. Contudo, optou-se por adotar este valor como a vazão média anual para assegurar a capacidade de tratamento da ETE na condição mais crítica.

A continuidade do acompanhamento da taxa diária de geração de chorume por um período mais longo foi prejudicada pela obstrução de um dreno subsuperficial de chorume, ocasionando o seu desvio para a caixa de acumulação do aterro novo, na ocasião em início de operação. Em seguida, por determinação CETESB - Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental, iniciou-se a recirculação do chorume da caixa de acumulação sobre os resíduos aterrados, para evitar o transbordo do chorume dos tanques de acumulação. Em decorrência desta operação (recirculação), a vazão afluyente na caixa de acumulação aumentou, inviabilizando a determinação da vazão efetivamente gerada e a parcela decorrente da recirculação.

No período de setembro de 1999 a fevereiro de 2000, após a autorização da CETESB, a recirculação do chorume foi paralisada possibilitando a realização de novas medições da taxa de geração. Durante este período, todo o

chorume gerado era acumulado nas caixas e, em seguida, transportado por caminhão pipa até a ETE. O procedimento adotado foi o mesmo efetuado anteriormente. Os dados obtidos serão apresentados no item 5.4. Convém salientar que os dados de vazão utilizados para discussão foram os obtidos entre setembro de 1999 a fevereiro de 2000 uma vez que as médias obtidas, no início do trabalho, eram específicas para as condições daquela época (sem cobertura dos resíduos e sem drenagem de águas pluviais etc.) e portanto, diferente da atual situação.

Após a definição da taxa de geração de chorume, realizou-se a determinação de suas características físicas e químicas, com a finalidade de verificar a compatibilidade da capacidade de tratamento da ETE-CECAP com o acréscimo da carga orgânica aplicada, decorrente do lançamento do chorume.

Para a caracterização físico-química do chorume foram realizadas, inicialmente, as seguintes análises: sólidos sedimentáveis; sólidos suspensos fixos e voláteis; pH; demanda química de oxigênio; demanda bioquímica de oxigênio; alcalinidade; nitrogênio total e amoniacal; condutividade elétrica; dureza; fósforo total e os metais Zn, Pb, Cd, Ni, Fe, Mn, Cu e Cr total, apresentadas no item 5.1 do capítulo seguinte.

Com base nos valores obtidos para vazão ($60 \text{ m}^3/\text{dia}$) e para demanda química de oxigênio (3.935 mg/l) do chorume, chegou-se a uma estimativa preliminar do acréscimo na carga orgânica aplicada de 236 kg de DQO/dia para a primeira lagoa (anaeróbia). Em seguida, adotou-se eficiência de remoção de carga orgânica de 50% para a lagoa anaeróbia, resultando no acréscimo da ordem de 118 kg de DQO/dia para a segunda lagoa (facultativa). Optou-se por calcular o acréscimo da carga orgânica em termos de DQO, pois este é o parâmetro que melhor caracteriza a carga orgânica do chorume.

No caso da terceira lagoa, não se estimou o acréscimo de carga orgânica, pois partiu-se da hipótese de que os pontos críticos do tratamento eram a primeira lagoa, por receber a maior concentração de metais presentes no

chorume e tratar-se de um processo anaeróbio que, teoricamente, apresenta maior sensibilidade à toxicidade do que processos aeróbios, conforme consulta a literaturas especializadas, e a segunda lagoa, por receber uma carga orgânica muito elevada, podendo ocasionar a sobre carga no sistema.

Um outro parâmetro observado para verificar a compatibilidade da capacidade de tratamento da ETE com o lançamento do chorume foi o tempo de detenção hidráulica. Considerando-se a atual vazão de esgoto afluyente de 12 l/s à ETE, um acréscimo de 60 m³/dia (0,69 l/s) decorrente da vazão de chorume, chega-se a uma redução de 5% no tempo de detenção hidráulica, passando de 5,25 dias (atual) para 4,97 dias (com esgoto + chorume), na primeira lagoa, e de 13,3 dias para 12,6 dias na segunda e na terceira lagoas. Os cálculos realizados são apresentados nos itens 1 e 2 do Anexo 1– Memorial de Cálculo.

Finalmente, investigou-se a capacidade de tratamento da ETE, tanto a especificada no projeto da estação, como a calculada com base em dados práticos, fornecidos por literatura especializada.

Conforme consta no projeto da ETE, a vazão nominal máxima para o sistema em estudo é de 28 l/s. Considerando que atualmente a estação recebe apenas 12 l/s, chega-se uma "folga" de 1.570 kg de DQO/dia, para uma DQO média do esgoto de 1136 mg/l (média de 30 análises, obtidas a partir da consulta do "Boletim de Análise de Esgoto da ETE CECAP", fornecido pelo SEMAE-Serviço Municipal de Água e Esgoto-Piracicaba, no período de janeiro a junho de 1998). Confrontando-se a "folga" na carga orgânica aplicada com o acréscimo decorrente do lançamento do chorume (236 kg de DQO/dia) conclui-se que a capacidade de tratamento da ETE é compatível com o acréscimo da carga orgânica. A seqüência de cálculo é apresentada no item 3 do Anexo 1- Memorial de Cálculo.

Para certificar que realmente a estação não teria sobrecarregada com o lançamento do chorume, foram comparadas as taxas de aplicação das lagoas anaeróbia e facultativa recebendo esgoto e chorume, com os valores

sugeridos pela literatura especializada, conforme apresentado no item 3 do Anexo 1

Ao final dos cálculos, pode-se admitir que a taxa de aplicação volumétrica para a lagoa anaeróbia foi compatível com o aumento da carga orgânica advinda do chorume, enquanto a taxa de aplicação superficial da lagoa facultativa foi acima do sugerido por METCALF e EDDY (1991), conforme apresentado no item 3 do Anexo 1.

4.2 Concepção e Montagem da Unidade Piloto

Com base na etapa anterior, realizou-se então a montagem da unidade piloto para simular o sistema de lagoas existentes na ETE e avaliar o seu comportamento quando submetido ao tratamento do esgoto e chorume. Procurou-se, desta forma, evitar qualquer prejuízo na eficiência do atual sistema e, conseqüentemente, ao corpo d'água receptor.

As dimensões de cada um dos tanque da unidade piloto foram definidas de modo a obter os mesmos parâmetros operacionais - taxa de carregamento orgânico e tempo de detenção hidráulica - do sistema de lagoas existente, conforme apresentado no item 4 do Anexo 1 - Memorial de Cálculo.

A unidade piloto foi concebida com duas linhas idênticas. A linha 1, que recebe apenas esgoto sanitário, com a finalidade de verificar se a unidade montada reproduz de forma adequada o sistema real, e a linha 2, que após atingir o equilíbrio trabalhando apenas com esgoto, recebeu também chorume.

Cada uma das linhas da unidade piloto foi formada por três reservatórios. O primeiro com formato cilíndrico, possui aproximadamente 2,70 m de altura, diâmetro interno de 0,4 m e volume útil de 0,279 m³ (volume total de 0,34 m³), constituído por três tubos de concreto (Figura 42). Como a finalidade deste tanque foi simular a lagoa anaeróbia, as dimensões foram definidas de modo a obter coluna d'água de no mínimo 2,0 m de altura, garantindo desta forma o desenvolvimento de uma região anaeróbia. Após o tanque anaeróbio, dois tanques retangulares com volume total de 1 m³ e volume

útil de $0,7 \text{ m}^3$ (Figuras 43, 44 e 45), simularam as duas lagoas facultativas existentes na ETE. O volume útil desejável de cada reservatório (calculado de forma a reproduzir o sistema real) foi obtido na prática variando-se a altura do orifício de saída do efluente de cada recipiente.

A ligação entre os tanques foi realizada com tubos de PVC com diâmetro de $1/2''$, sendo que na entrada dos tanques uma conexão tipo curva longa de 90° conduz o afluente para o fundo na tentativa de se assegurar o tempo de detenção hidráulica calculado teoricamente.



FIGURA 42 - Tanques anaeróbios das duas linhas da unidade piloto



FIGURA 43 - Tanques facultativos das duas linhas da unidade piloto



FIGURA 44 - Detalhe do sistema de distribuição do afluente nos tanques



FIGURA 45 - Vista geral da unidade piloto montada

O unidade piloto possui ainda dois reservatórios "pulmões", um para armazenar o esgoto que alimenta as duas linhas, com capacidade de 1 m^3 , e o outro com um volume de $0,1 \text{ m}^3$, para armazenar o chorume que alimenta a linha 2. Os dois reservatórios eram renovados com esgoto e chorume, sem a correção ou padronização de suas características qualitativas, duas vezes por semana. Convém frisar que o esgoto e o chorume utilizados nos testes foram coletados na ETE e no aterro, respectivamente, sujeitos portanto a variações de concentração. A Figura 46 apresenta o fluxograma da unidade montada.

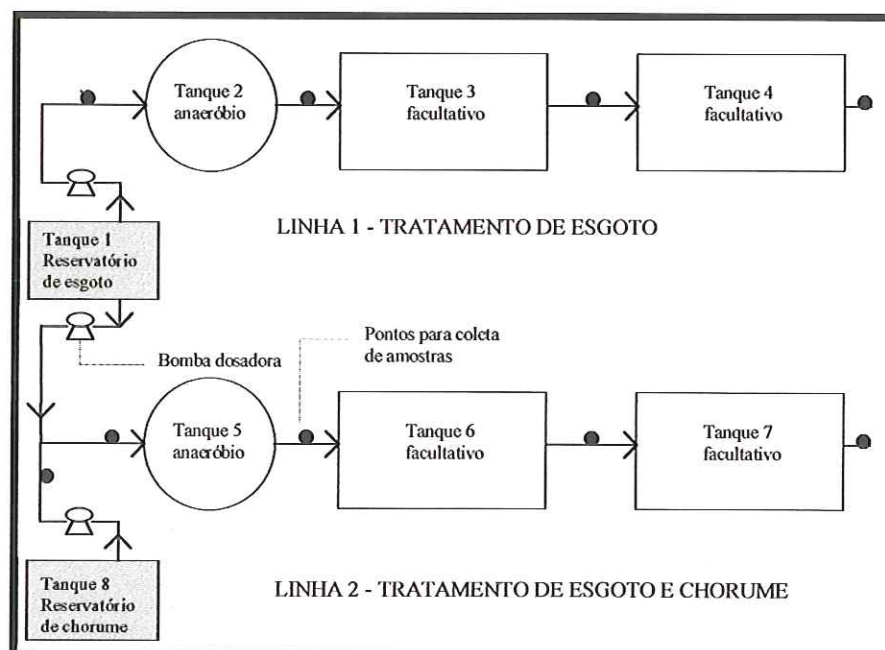


FIGURA 46 - Fluxograma esquemático da unidade piloto montada

A alimentação das linhas foi realizada por três bombas dosadoras peristálticas, assegurando uma vazão constante (Figura 47).

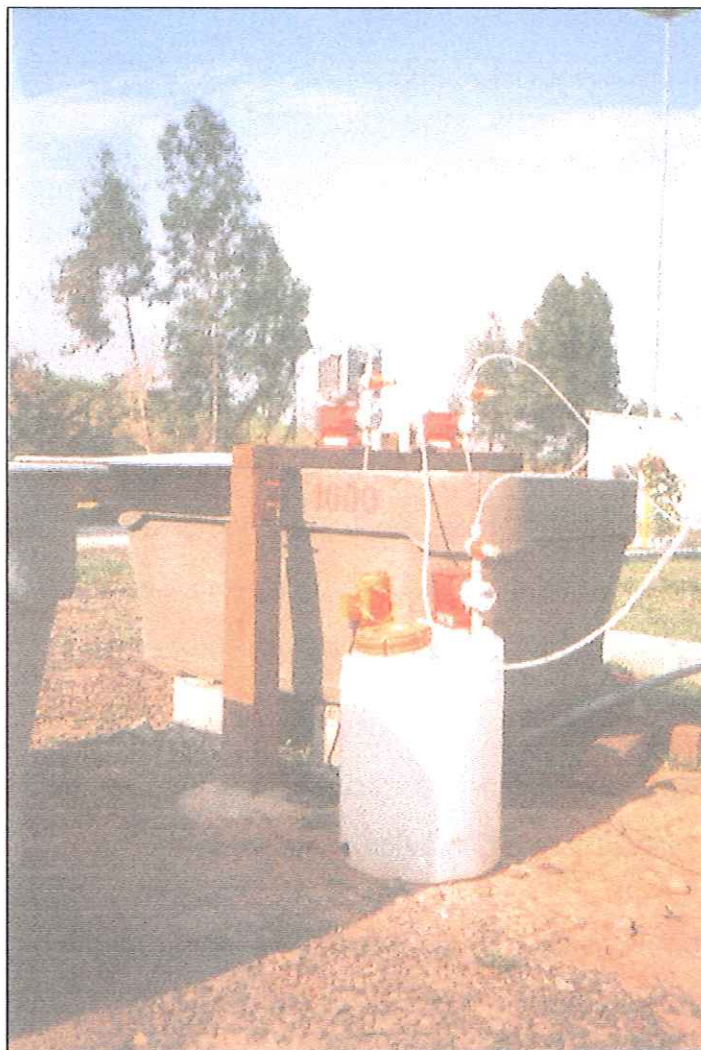


FIGURA 47 - Reservatório de chorume e esgoto com as bombas dosadoras

Para garantir as mesmas condições climáticas da ETE, a unidade foi montada na própria estação de tratamento. Para facilitar a partida e reduzir o tempo necessário para que o sistema entrasse em regime de trabalho, o primeiro tanque (anaeróbio) foi carregado com 20% de seu volume com lodo retirado da lagoa anaeróbia da própria ETE, por meio de uma bomba de sucção. A Tabela 23 apresenta a concentração de sólidos do lodo retirado da lagoa anaeróbia.

TABELA 23 - Concentração de sólidos presentes no lodo utilizado no tanque anaeróbio

VARIÁVEL	VALOR (mg/l)
Sólidos suspensos totais(SST)	13.620
Sólidos suspensos voláteis(SSV)	6.288
Sólidos suspensos fixos (SSF)	7.332

No início da operação os tanques facultativos tiveram seu volume preenchido com uma mistura de 50% de esgoto e o restante completado com água, sendo alimentados com vazão de 53 l/dia de esgoto. Após a partida, realizou-se o acompanhamento diário do pH e a cada quinze dias da DQO, em todos os tanques. Após 60 dias, observou-se uma redução nos valores de DQO no efluente dos tanques anaeróbios, mostrando que o sistema atingiu o regime de trabalho. Iniciou-se então o lançamento de chorume na linha 2, e aumentou-se a frequência das análises da DQO para duas vezes por semana.

4.3 Variação dos Parâmetros Operacionais (Tempo de Detenção Hidráulica e Taxa de Carregamento Orgânico) e análises laboratoriais

Como exposto anteriormente, a proposta inicial da montagem da unidade piloto foi verificar a viabilidade do lançamento do chorume gerado no aterro sanitário de "Pau Queimado" na ETE do CECAP.

Entretanto, com a construção da unidade piloto criou-se a oportunidade de estudos mais amplos, ocasionando a investigação do comportamento do sistema não apenas com a vazão de chorume gerada no aterro, mas sim submetido a vazões crescentes de chorume, representadas pelos Testes 1, 2, 3 e 4.

Nesse sentido, a primeira fase do trabalho (Teste 1), a linha 2 (esgoto + chorume) da unidade piloto foi alimentada com vazão composta por 94,2% ($53,0 \times 10^{-3} \text{ m}^3/\text{dia}$) de esgoto sanitário e 5,8% ($3,26 \times 10^{-3} \text{ m}^3/\text{dia}$) de

chorume, representando a real proporção entre a vazão de esgoto afluyente à ETE e a vazão de chorume a ser lançada. Por se tratar da proporção real, o período de duração deste teste foi mais prolongado, ocorrendo de janeiro a outubro de 1999.

Na segunda e na terceira fase (Teste 2 e Teste 3) a vazão de chorume da linha 2 foi aumentada em 100% ($6,52 \times 10^{-3} \text{ m}^3/\text{dia}$) e 400% ($13,04 \times 10^{-3} \text{ m}^3/\text{dia}$), respectivamente, enquanto a vazão de esgoto manteve-se inalterada nos dois testes. O Teste 2 foi realizado no período de novembro de 1999 a maio de 2000 e o Teste 3 de junho a agosto de 2000.

O período de trabalho do Teste 3 foi reduzido em virtude de uma descarga elétrica (raio) nas proximidades da estação, ocasionando a queima de duas bombas peristálticas que alimentavam as linhas 1 e 2 com esgoto sanitário. Em função deste fato, a linha 1 foi desativada enquanto a linha 2 passou a funcionar apenas com chorume.

Para dar seqüência ao trabalho, optou-se por continuar a operação da linha 2 apenas com chorume, aumentando sua vazão para $26,08 \times 10^{-3} \text{ m}^3/\text{dia}$, correspondendo praticamente a vazão máxima fornecida pela bomba peristáltica utilizada.

Durante todos os Testes 1, 2, 3 e 4, a vazão de esgoto da linha 1 foi mantida constante em $53,0 \times 10^{-3} \text{ m}^3/\text{dia}$, com objetivo de comparar o desempenho do sistema trabalhando só com esgoto e com esgoto mais chorume (linha 2).

Os parâmetros (tempo de detenção hidráulica e taxa de carregamento orgânico) dos testes realizados são apresentados no item 5 do Anexo 1. Na Figura 48 são apresentados os testes realizados.

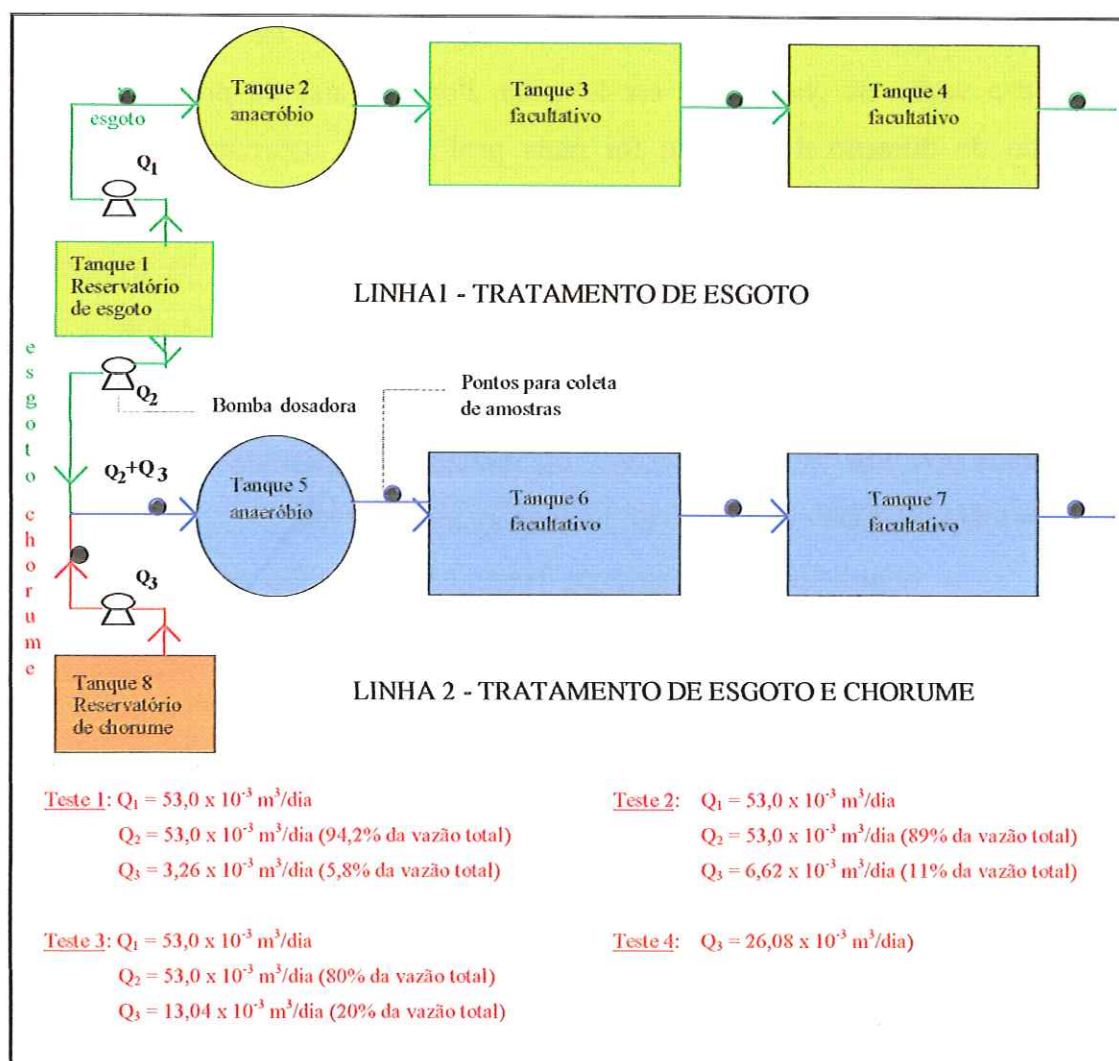


FIGURA 48 - Esquema da realização dos testes na unidade piloto

• Análises laboratoriais

As análises foram definidas visando avaliar a eficiência de remoção da carga orgânica aplicada e o efeito da toxicidade dos metais presente no chorume no tratamento biológico em questão. Nesse sentido foram selecionados os parâmetros e com as respectivas frequências :

- demanda química de oxigênio (DQO) do afluente e do efluente em cada um dos tanques, realizada duas vezes por semana no período de janeiro 1999 a outubro de 2000;
- medição semanal do oxigênio dissolvido nos tanques facultativos;

- medição diária do pH e da temperatura em todos os tanques, inclusive nos tanques de armazenamento de esgoto e chorume;
- determinação (duas análises) das formas de nitrogênio para cada vazão de chorume (Teste 1, 2, 3 e 4);
- determinação (uma análise) de fósforo em todos os tanques, para cada vazão de chorume (Teste 1, 2, 3 e 4);
- determinação dos metais Fe, Zn, Mn, Cu, Cr, Ni, Cd e Pb em todos os tanques, para cada vazão de chorume (2 análises por metal/teste);
- exames de coliformes totais e fecais no afluente e no efluente da unidade piloto;
- determinação da concentração de metais no lodo de cada um dos tanques.

Todos os métodos de análises encontram-se descritos no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater da American Public Health-APHA (1989). Na Tabela 24 são apresentados os métodos de análises dos parâmetros analisados.

TABELA 24 - Parâmetros analisados e métodos de análise utilizados

Parâmetro	Procedimento	Método
pH	medição direta em campo	potenciômetro de campo
oxigênio dissolvido	fixação do oxigênio em campo com solução alcalina e sulfato permanganoso	titulométrico
nitrogênio total	digestão ácida destilação e titulação	titulométrico
nitrogênio amoniacal	destilação e titulação	titulométrico
fósforo	digestão em autoclave leitura no espectrofotômetro	colorimétrico
DQO	digestão e leitura no espectrofotômetro	colorimétrico
metais	digestão ácida a quente filtração e leitura	absorção atômica

4.4 Procedimento para Análise dos Métodos Utilizados na Estimativa da Taxa de Geração de Chorume em Aterros Sanitários

A aferição dos métodos Suíço, Racional e do Balanço Hídrico na previsão da taxa de geração de chorume foi realizada comparando-se mês a mês a estimativa obtida pela aplicação de cada método, com a média mensal dos valores de vazões medidas na caixa de acumulação.

O estudo foi desenvolvido somente no aterro sanitário em operação, uma vez que o aterro controlado, já desativado, foi por longo tempo caracterizado como um lixão, dificultando a previsão de determinados parâmetros (grau de compactação dos resíduos, drenos subsuperficiais existentes) necessários à aplicação dos métodos utilizados. Um outro ponto determinante para exclusão do aterro desativado do estudo foi o fato de sua base não ser impermeabilizada, o que poderia levantar incertezas no momento da análise dos resultados.

A média mensal da vazão de chorume foi obtida a partir de 4 medições (1 por semana) realizadas no período de setembro/99 a fevereiro/00, correspondendo ao período de maior precipitação. O acompanhamento por período mais longo não foi possível em decorrência do desvio de parte do chorume do aterro em operação para as caixas de acumulação do aterro já desativado.

A seguir são apresentados os valores adotados em cada método e as respectivas justificativas.

Método Suíço

Conforme já apresentado na revisão bibliográfica, a estimativa da vazão no método Suíço é dada por:

$$Q = \frac{1}{t} PAK \quad (1)$$

- Q : vazão média (m³/dia)
- P : precipitação média mensal (mm) calculada desde 1917, fornecidas pela estação meteorológica da ESALQ-Escola Superior Luis de Queiroz-USP
- A : área total do aterro 40.090 m². A área foi calculada utilizando os recursos do programa Auto-Cad/2000, com base nos dados do levantamento planialtimétrico realizado na última fase de operação do aterro. É importante ressaltar que a área utilizada para os cálculos é a área total do aterro, pois este já se encontra no final de sua vida útil
- t : número de dias do mês (dia)
- K : coeficiente que depende do grau de compactação dos resíduos. Para aterros fracamente e medianamente compactados, com peso específico de 0,4 a 0,7 t/m³, $\Rightarrow 0,25 \leq K \leq 0,50$. Para aterros fortemente compactados com peso específico acima de 0,7 t/m³, $\Rightarrow 0,15 \leq K < 0,25$. Em aterros operados com trator esteira, caso do aterro em estudo, normalmente o peso específico varia de 0,5 a 0,7 t/m³, dependendo do número de passadas da máquina sobre os resíduos (ALVES, 1978). Para o estudo foi adotado K=0,35

Aplicação do método Racional

$$Q_{\text{perc}} = \left[\frac{(h - h \times C) - EP}{1000} \right] \times A / t \quad (12)$$

- Q : vazão (m³/dia);
- h : precipitação média mensal (mm). Para o cálculo da média foram utilizados dados desde 1917;
- A : área de contribuição 40.009 m² calculada conforme descrito anteriormente;
- t : número de dias do mês (dias);
- C : coeficiente de escoamento superficial ("run-off", adimensional). Com base nas Tabelas 5, 6 e 7 apresentada na revisão bibliográfica, foram adotados dois valores para o escoamento superficial, C = 0,2 aplicado a uma área de 3.874m² sem cobertura de solo e com declive menor que 2%, referente a área de entorno da frente de trabalho, correspondente ao topo do último patamar (calculada a partir dos dados do levantamento planialtimétrico e com recursos do Autocad/200). O outro valor foi C = 0,6, aplicado a uma área de 36.216 m² dotada de cobertura com terra vermelha compactada, cobertura vegetal e declividade aproximada de 18%, relativa às encostas dos taludes de áreas já encerradas;

EP : evapotranspiração potencial (mm). Como o boletim meteorológico fornecido pela estação meteorológica não dispunha de dados de evapotranspiração, estes foram calculados a partir do Método de Blaney e Criddle, apresentado por VILLELA e MATTOS (1975).

$$EP = (t - 0,5T).p \quad (14)$$

t : temperatura média mensal

T : temperatura média anual

p : porcentagem de horas diurnas do mês em relação ao total de horas diurnas do ano. Valor tabelado obtido da Tabela 5.4 (p.96) em relação ao Livro "Hidrologia Aplicada" de VILLELA e MATTOS

Na Tabela 25 são apresentados os valores obtidos para a evapotranspiração.

TABELA 25 - Valores de evapotranspiração EP

Mês	t	T	p	EP
Set/99	21,15	21,51	1,14	11,85
Out/99	25,03	21,51	1	14,28
Nov/99	23,77	21,51	1,09	14,19
Dez/99	24,42	21,51	1,1	15,03
Jan/00	24,65	21,51	1,16	16,12
Fev/00	24,58	21,51	1,17	16,18

Aplicação do Balanço Hídrico

A estimativa da vazão pelo balanço hídrico seguiu o roteiro de cálculo apresentado nas páginas 58 a 62 do item 3.3.1 da revisão bibliográfica, utilizando os mesmos dados de pluviometria e de evapotranspiração dos métodos anteriores.

O valor de "C" adotado foi 0,22 com base na Tabela 3 da revisão bibliográfica.

5 RESULTADOS

Com a finalidade de organizar a apresentação dos resultados obtidos e propiciar uma discussão mais detalhada no capítulo seguinte, os resultados foram agrupados em:

- 5.1- Eficiência da etapa anaeróbia e facultativa da unidade piloto na remoção da carga orgânica (demanda química de oxigênio - DQO) para vazões crescentes de chorume;
- 5.2- Eficiência da unidade piloto na precipitação dos metais presentes no líquido percolado;
- 5.3- Valores obtidos de oxigênio dissolvido, nitrogênio, pH, fósforo coliformes totais e fecais para os tanques anaeróbio e facultativo;
- 5.4- Características qualitativas (pH, DQO, metais) e quantitativas (vazão) do chorume gerado no aterro;
- 5.5- Resultados obtidos pela aplicação dos métodos estimativos da taxa de geração de chorume.

5.1 Eficiência da Etapa Anaeróbia e Facultativa da Unidade Piloto na Remoção da Carga Orgânica (demanda química de oxigênio-DQO) para Vazões Crescentes de Chorume

O Quadro 7 apresenta as análises do chorume, realizadas previamente ao início do trabalho, utilizadas como referência para o cálculo

preliminar das taxas de carregamento da unidade piloto, enquanto o Quadro 8 apresenta o resultado das análises de DQO na entrada e na saída de cada tanque e a respectiva eficiência de remoção para a Linha 1 (esgoto).

QUADRO 7 - Caracterização do chorume preliminarmente à realização do trabalho (1º semestre de 1997)

PARÂMETROS	CHORUME
sólidos sedimentáveis (ml/L)	0,1
sólidos totais (mg/L)	7.437,0
sólidos totais fixos (mg/L)	4.031,0
sólidos totais voláteis (mg/L)	3.406,0
pH	7,8
DQO (mg O ₂ /L)	3.935,0
DBO (mg O ₂ /L)	1.640,0
alcalinidade (mg CaCO ₃ /L)	3.570,0
óleos e graxas (mg/L)	---
nitrogênio total (mg N/L)	868,0
nitrogênio amoniacal (mg N/L)	656,0
nitrogênio orgânico (mg N/L)	212,0
nitrito (mg N/L)	---
nitrito (mg N/L)	---
condutividade elétrica (µs/cm)	15.532,0
dureza total (mg CaCO ₃)	1.090,0
fosfato total (mg PO ₄ /L)	28,0
zinco (mg Zn/L)	0,20
chumbo (mg Pb/L)	N.D.
cádmio (mg Cd/L)	N.D.
níquel (mg Ni/L)	0,19
ferro total (mg Fe/L)	10,0
manganês total (mg Mn/L)	0,85
cobre (mg Cu/L)	0,08
cromo total (mg Cr/L)	N.D.

N.D.- Não detectado

QUADRO 8 - Valor de DQO, em mg/l, obtido no afluente e no efluente de cada um dos tanques e a respectiva eficiência de remoção para a Linha 1 (esgoto)

Data	Esg. Bruto (*)	TQ 2 *	TQ 3 *	TQ 4 *	Eficiência	Eficiência	Eficiência	Eficiência
		Anaeróbio	Facultativo	Facultativo	TQ 2 (%)	TQ 3 (%)	TQ4 (%)	geral(%)
14/1/99	1042	310	404	216	70,2	-30,3	46,5	79,3
21/1/99	292	505	177	279	0,0	65,0	-57,6	4,5
25/1/99	847	423	312	213	50,1	26,2	31,7	74,9
28/1/99	631	252	142	114	60,1	43,7	19,7	81,9
1/2/99	928	642	299	157	30,8	53,4	47,5	83,1
4/2/99	662	407	258	147	38,5	36,6	43,0	77,8
8/2/99	910	451	315	184	50,4	30,2	41,6	79,8
11/2/99	550	431	284	303	21,6	34,1	-6,7	44,9
19/2/99	1247	363	421	113	70,9	-16,0	73,2	90,9
22/2/99	1489	447	338	110	70,0	24,4	67,5	92,6
26/2/99	1046	855	520	136	18,3	39,2	73,8	87,0
2/3/99	1088	482	446	170	55,7	7,5	61,9	84,4
5/3/99	1148	286	468	186	75,1	-63,6	60,3	83,8
8/3/99	1102	293	362	171	73,4	-23,5	52,8	84,5
11/3/99	978	373	408	229	61,9	-9,4	43,9	76,6
15/3/99	694	190	227	112	72,6	-19,5	50,7	83,9
18/3/99	751	340	433	1588	54,7	-27,4	-266,7	0,0
21/3/99	1038	539	608	300	48,1	-12,8	50,7	71,1
25/3/99	818	395	520	312	51,7	-31,6	40,0	61,9
28/3/99	554	380	486	321	31,4	-27,9	34,0	42,1
6/4/99	609	334	394	285	45,2	-18,0	27,7	53,2
8/4/99	1183	308	397	277	74,0	-28,9	30,2	76,6
12/4/99	1165	365	374	288	68,7	-2,5	23,0	75,3
15/4/99	571	320	385	331	44,0	-20,3	14,0	42,0
19/4/99	424	236	288	239	44,3	-22,0	17,0	43,6
22/4/99	483	397	471	378	17,8	-18,6	19,7	21,7
26/4/99	669	316	314	264	52,8	0,6	15,9	60,5
30/4/99	505	294	331	303	41,8	-12,6	8,5	40,0
3/5/99	461	272	329	287	41,0	-21,0	12,8	37,7
6/5/99	1051	295	380	335	71,9	-28,8	11,8	68,1
13/5/99	810	396	348	318	51,1	12,1	8,6	60,7
17/5/99	1273	379	344	308	70,2	9,2	10,5	75,8
21/5/99	619	329	347	306	46,8	-5,5	11,8	50,6
24/5/99	996	404	373	322	59,4	7,7	13,7	67,7
27/5/99	687	348	377	344	49,3	-8,3	8,8	49,9
31/5/99	1107	354	418	337	68,0	-18,1	19,4	69,6
2/6/99	1034	358	448	381	65,4	-25,1	15,0	63,2
10/6/99	516	287	358	321	44,4	-24,7	10,3	37,8
14/6/99	617	342	375	351	44,6	-9,6	6,4	43,1
17/6/99	723	257	319	311	64,5	-24,1	2,5	57,0
22/6/99	680	675	723	401	0,7	-7,1	44,5	41,0
26/6/99	853	283	445	278	66,8	-57,2	37,5	67,4
30/6/99	929	418	491	464	55,0	-17,5	5,5	50,1
9/7/99	691	283	392	633	59,0	-38,5	-61,5	8,4

continua ...

... continuação QUADRO 8

Data	Esg. Bruto (*)	TQ 2 *	TQ 3 *	TQ 4 *	Eficiência	Eficiência	Eficiência	Eficiência
		Anaeróbio	Facultativo	Facultativo	TQ 2 (%)	TQ 3 (%)	TQ4 (%)	geral(%)
13/7/99	1431	360	374	379	74,8	-3,9	-1,3	73,5
15/7/99	763	384	441	373	49,7	-14,8	15,4	51,1
19/7/99	1220	277	402	419	77,3	-45,1	-4,2	65,7
21/7/99	1248	319	422	503	74,4	-32,3	-19,2	59,7
27/7/99	1499	414	457	473	72,4	-10,4	-3,5	68,4
29/7/99	1058	402	420	446	62,0	-4,5	-6,2	57,8
3/8/99	1233	350	463	382	71,6	-32,3	17,5	69,0
5/8/99	856	391	481	426	54,3	-23,0	11,4	50,2
10/8/99	1031	334	400	372	67,6	-19,8	7,0	63,9
16/8/99	872	377	449	364	56,8	-19,1	18,9	58,3
18/8/99	576	443	444	390	23,1	-0,2	12,2	32,3
24/8/99	1.066	484	451	331	54,6	6,8	26,6	68,9
31/8/99	578	308	415	408	46,7	-34,7	1,7	29,4
3/9/99	490	262	436	430	46,5	-66,4	1,4	12,2
7/9/99	550	270	470	395	50,9	-74,1	16,0	28,2
9/9/99	689	289	399	396	58,1	-38,1	0,8	42,5
14/9/99	745	285	328	369	61,7	-15,1	-12,5	50,5
21/9/99	1363	241	329	338	82,3	-36,5	-2,7	75,2
23/9/99	466	247	439	582	47,0	-77,7	-32,6	0,0
28/9/99	1134	313	385	417	72,4	-23,0	-8,3	63,2
30/9/99	959	293	494	426	69,4	-68,6	13,8	55,6
4/10/99	1290	350	421	429	72,9	-20,3	-1,9	66,7
7/10/99	718	411	384	422	42,8	6,6	-9,9	41,2
11/10/99	1228	376	365	420	69,4	2,9	-15,1	65,8
15/10/99	1262	369	360	430	70,8	2,4	-19,4	65,9
18/10/99	1292	314	326	391	75,7	-3,8	-19,9	69,7
22/10/99	499	313	362	422	37,3	-15,7	-16,6	15,4
27/10/99	650	241	462	393	62,9	-91,7	14,9	39,5
30/10/99	377	206	297	442	45,4	-44,2	-48,8	0,0
02/11/99	477	230	294	432	51,8	-27,8	-46,9	9,4
09/11/99	436	246	332	582	43,6	-35,0	-75,3	0,0
12/11/99	484	207	323	492	57,2	-56,0	-52,3	0,0
16/11/99	804	239	342	463	70,3	-43,1	-35,4	42,4
19/11/99	618	411	352	487	33,5	14,4	-38,4	21,2
23/11/99	1225	262	287	415	78,6	-9,5	-44,6	66,1
25/11/99	559	334	395	551	40,3	-18,3	-39,5	1,4
30/11/99	311	203	347	578	34,7	-70,9	-66,6	0,0
02/12/99	503	190	393	503	62,2	-106,8	-28,0	0,0
07/12/99	628	191	388	492	69,6	-103,1	-26,8	21,7
11/12/99	735	180	387	540	75,5	-115,0	-39,5	26,5
14/12/99	331	173	289	379	47,7	-67,1	-31,1	0,0
17/12/99	505	166	314	426	67,1	-89,2	-35,7	15,6
21/12/99	563	151	304	421	73,2	-101,3	-38,5	25,2
29/12/99	467	205	516	507	56,1	-151,7	1,7	0,0
05/01/00	627	192	369	425	69,4	-92,2	-15,2	32,2
07/01/00	610	179	379	444	70,7	-111,7	-17,2	27,2
12/01/00	1020	183	360	410	82,1	-96,7	-13,9	59,8

continua ...

... continuação QUADRO 8

Data	Esg. Bruto (*)	TQ 2 *	TQ 3 *	TQ 4 *	Eficiência	Eficiência	Eficiência	Eficiência
		Anacróbio	Facultativo	Facultativo	TQ 2 (%)	TQ 3 (%)	TQ4 (%)	geral(%)
14/01/00	553	190	375	425	65,6	-97,4	-13,3	23,1
19/01/00	1398	270	400	448	80,7	-48,1	-12,0	68,0
08/02/00	918	271	407	471	70,5	-50,2	-15,7	48,7
10/02/00	702	239	438	522	66,0	-83,3	-19,2	25,6
14/02/00	903	262	342	391	71,0	-30,5	-14,3	56,7
17/02/00	252	239	334	364	5,2	-39,7	-9,0	0,0
22/02/00	484	240	332	368	50,4	-38,3	-10,8	24,0
23/02/00	492	307	566	666	37,6	-84,4	-17,7	0,0
25/02/00	480	222	448	401	53,8	-101,8	10,5	16,5
29/02/00	1206	224	379	419	81,4	-69,2	-10,6	65,3
07/03/00	318	200	366	444	37,1	-83,0	-21,3	0,0
14/03/00	1073	240	406	490	77,6	-69,2	-20,7	54,3
21/03/00	1025	248	384	414	75,8	-54,8	-7,8	59,6
23/03/00	484	217	409	448	55,2	-88,5	-9,5	7,4
28/03/00	916	221	352	359	75,9	-59,3	-2,0	60,8
30/03/00	437	204	348	383	53,3	-70,6	-10,1	12,4
04/04/00	345	175	355	342	49,3	-102,9	3,7	0,9
06/04/00	440	236	590	372	46,4	-150,0	36,9	15,5
10/04/00	470	203	362	354	56,8	-78,3	2,2	24,7
14/04/00	373	206	387	428	44,8	-87,9	-10,6	0,0
18/04/00	328	217	387	393	33,8	-78,3	-1,6	0,0
24/05/00	488	217	516	409	55,5	-137,8	20,7	16,2
01/05/00	401	240	372	592	40,1	-55,0	-59,1	0,0
04/05/00	512	237	401	425	53,7	-69,2	-6,0	17,0
09/05/00	1295	242	390	420	81,3	-61,2	-7,7	67,6
11/05/00	527	339	385	472	35,7	-13,6	-22,6	10,4
16/05/00	508	241	349	393	52,6	-44,8	-12,6	22,6
18/05/00	578	238	407	438	58,8	-71,0	-7,6	24,2
23/05/00	1031	267	368	402	74,1	-37,8	-9,2	61,0
01/06/00	955	256	376	399	73,2	-46,9	-6,1	58,2
07/06/00	606	274	362	392	54,8	-32,1	-8,3	35,3
08/06/00	958	285	400	403	70,3	-40,4	-0,8	57,9
13/06/00	1184	251	392	410	78,8	-56,2	-4,6	65,4
15/06/00	1043	228	384	431	78,1	-68,4	-12,2	58,7
20/06/00	599	278	397	424	53,6	-42,8	-6,8	29,2
26/06/00	1169	270	409	346	76,9	-51,5	15,4	70,4
28/06/00	479	763	441	529	0,0	42,2	-20,0	0,0
28/06/00	1176	254	403	463	78,4	-58,7	-14,9	60,6
11/07/00	558	279	333	462	50,0	-19,4	-38,7	17,2
13/07/00	529	230	335	447	56,5	-45,7	-33,4	15,5
17/07/00	525	290	315	389	44,8	-8,6	-23,5	25,9
21/07/00	1408	362	301	372	74,3	16,9	-23,6	73,6
24/07/00	661	320	299	386	51,6	6,6	-29,1	41,6
01/08/00	443	222	292	349	49,9	-31,5	-19,5	21,2
03/08/00	520	258	307	404	50,4	-19,0	-31,6	22,3

Obs: * DQO em mg/l

O Quadro 9 apresenta o resultado das análises de DQO na entrada e na saída de cada tanque e a respectiva eficiência de remoção para a Linha 2 operando com uma vazão composta por 94% de esgoto sanitário e 6% de chorume (Teste 1).

QUADRO 9 - Valor de DQO, em mg/l, obtido no afluente e no efluente de cada um dos tanques e a respectiva eficiência de remoção para uma vazão composta por 94% de esgoto e 6% de chorume (Teste 1)

Data	Esgoto sanitário	Chorume	Esgoto 94% + 6%chorume	TQ5 anacróbio	TQ6 Facultativo	TQ7 Facultativo	Eficiência TQ 5 (%)	Eficiência TQ 6 (%)	Eficiência TQ 7 (%)	Eficiência global (%)
14/1/99	1.042	1.300	1057,5	278	533	431	73,7	-91,7	19,1	59,2
21/1/99	292	1.100	340,5	334	400	227	1,9	-19,8	43,3	33,3
25/1/99	847	1.609	892,7	326	383	300	63,5	-17,5	21,7	66,4
28/1/99	631	854	644,4	377	358	93	41,5	5,0	74,0	85,6
1/2/99	928	518	903,4	527	376	225	41,7	28,7	40,2	75,1
4/2/99	662	458	649,8	355	382	236	45,4	-7,6	38,2	63,7
8/2/99	910	1003	915,6	473	378	250	48,3	20,1	33,9	72,7
11/2/99	550	844	567,6	508	426	251	10,5	16,1	41,1	55,8
19/2/99	1247	856	1223,5	446	522	280	63,5	-17,0	46,4	77,1
22/2/99	1489	951	1456,7	578	471	296	60,3	18,5	37,2	79,7
26/2/99	1046	733	1027,2	584	472	392	43,1	19,2	16,9	61,8
2/3/99	1088	2080	1147,5	645	587	374	43,8	9,0	36,3	67,4
5/3/99	1148	1970	1197,3	470	630	367	60,7	-34,0	41,7	69,3
8/3/99	1102	1602	1132,0	432	436	361	61,8	-0,9	17,2	68,1
11/3/99	978	1416	1004,3	403	411	321	59,9	-2,0	21,9	68,0
15/3/99	694	358	673,8	308	277	180	54,3	10,1	35,0	73,3
18/3/99	751	1404	790,2	505	534	479	36,1	-5,7	10,3	39,4
21/3/99	1038	2494	1125,4	780	480	621	30,7	38,5	-29,4	41,8
25/3/99	818	708	811,4	440	416	370	45,8	5,5	11,1	54,4
28/3/99	554	808	569,2	319	556	517	44,0	-74,3	7,0	9,2
6/4/99	609	1242	647,0	327	392	418	49,5	-19,9	-6,6	35,4
8/4/99	1183	727	1155,6	341	388	382	70,5	-13,8	1,5	66,9
12/4/99	1165	1232	1169,0	305	323	339	73,9	-5,9	-5,0	71,0
15/4/99	571	1450	623,7	378	531	402	39,4	-40,5	24,3	35,6
19/4/99	424	1042	461,1	299	273	308	35,2	8,7	-12,8	33,2
22/4/99	483	960	511,6	398	462	426	22,2	-16,1	7,8	16,7
26/4/99	669	1307	707,3	332	314	332	53,1	5,4	-5,7	53,1
30/4/99	505	1506	565,1	293	326	352	48,1	-11,3	-8,0	37,7
3/5/99	461	2400	577,3	332	321	331	42,5	3,3	-3,1	42,7
6/5/99	1051	2116	1114,9	330	390	375	70,4	-18,2	3,8	66,4
13/5/99	810	2182	892,3	407	377	357	54,4	7,4	5,3	60,0
17/5/99	1273	2132	1324,5	439	358	367	66,9	18,5	-2,5	72,3
21/5/99	619	2110	708,5	418	360	355	41,0	13,9	1,4	49,9
24/5/99	996	2124	1063,7	474	381	373	55,4	19,6	2,1	64,9
27/5/99	687	2736	809,9	409	414	396	49,5	-1,2	4,3	51,1
31/5/99	1107	2642	1199,1	420	448	435	65,0	-6,7	2,9	63,7
2/6/99	1034	2960	1149,6	446	442	434	61,2	0,9	1,8	62,2
10/6/99	516	2428	630,7	379	418	402	39,9	-10,3	3,8	36,3
14/6/99	617	2694	741,6	403	434	438	45,7	-7,7	-0,9	40,9
17/6/99	723	2350	820,6	389	600	417	52,6	-54,2	30,5	49,2
22/6/99	680	2620	796,4	631	507	487	20,8	19,7	3,9	38,8
26/6/99	853	3340	1002,2	397	483	489	60,4	-21,7	-1,2	51,2
30/6/99	929	2450	1020,3	542	665	556	46,9	-22,7	16,4	45,5
9/7/99	691	4496	919,3	536	629	745	41,7	-17,4	-18,4	19,0
13/7/99	1431	4206	1597,5	450	496	480	71,8	-10,2	3,2	70,0
15/7/99	763	4620	994,4	539	572	605	45,8	-6,1	-5,8	39,2
19/7/99	1220	5004	1447,0	391	533	598	73,0	-36,3	-12,2	58,7

continua ...

... continuação QUADRO 9

Data	Esgoto sanitário	Chorume	Esgoto 94% + 6%chorume	TQ5 anacróbio	TQ6 Facultativo	TQ7 Facultativo	Eficiência TQ 5 (%)	Eficiência TQ 6 (%)	Eficiência TQ 7 (%)	Eficiência global (%)
21/7/99	1248	5440	1499,5	411	649	643	72,6	-57,9	0,9	57,1
27/7/99	1499	5452	1736,2	586	773	638	66,2	-31,9	17,5	63,3
29/7/99	1058	5670	1334,7	460	708	1318	65,5	-53,9	-86,2	1,3
3/8/99	1233	5898	1512,9	440	585	718	70,9	-33,0	-22,7	52,5
5/8/99	856	5592	1140,2	490	921	928	57,0	-88,0	-0,8	18,6
10/8/99	1031	5970	1327,3	452	591	768	65,9	-30,8	-29,9	42,1
16/8/99	872	3924	1055,1	497	584	570	52,9	-17,5	2,4	46,0
18/8/99	576	3660	761,0	581	649	634	23,7	-11,7	2,3	16,7
24/8/99	1.066	3000	1182,0	479	621	555	59,5	-29,6	10,6	53,0
31/8/99	578	2412	688,0	403	623	608	41,4	-54,6	2,4	11,6
3/9/99	490	470	488,8	342	592	589	30,0	-73,1	0,5	0,0
7/9/99	550	2280	653,8	355	823	623	45,7	-131,8	24,3	4,7
9/9/99	689	2532	799,6	381	577	582	52,3	-51,4	-0,9	27,2
14/9/99	745	461	728,0	381	534	640	47,7	-40,2	-19,9	12,1
21/9/99	1363	1758	1386,7	386	537	577	72,2	-39,1	-7,4	58,4
23/9/99	466	2190	569,4	377	634	635	33,8	-68,2	-0,2	0,0
28/9/99	1134	1938	1182,2	385	683	714	67,4	-77,4	-4,5	39,6
30/9/99	959	1572	995,8	366	697	659	63,2	-90,4	5,5	33,8
4/10/99	1290	1608	1309,1	393	670	869	70,0	-70,5	-29,7	33,6
7/10/99	718	1530	766,7	381	714	812	50,3	-87,4	-13,7	0,0
11/10/99	1228	1638	1252,6	409	700	856	67,3	-71,1	-22,3	31,7
15/10/99	1262	1458	1273,8	325	722	813	74,5	-122,2	-12,6	36,2
18/10/99	1292	1434	1300,5	299	700	724	77,0	-134,1	-3,4	44,3

Obs: Valores de DQO em mg/l

O Quadro 10 apresenta o resultado das análises de DQO na entrada e na saída de cada tanque e a respectiva eficiência de remoção para a Linha 2 operando com uma vazão composta por 89% de esgoto sanitário e 11% de chorume (Teste 2).

QUADRO 10 - Valor de DQO, em mg/l, obtido no afluente e no efluente de cada um dos tanques e a respectiva eficiência de remoção para uma vazão composta de 89% de esgoto e 11% de chorume (Teste 2)

Data	Esgoto bruto	chorume	89% esgo + 11% choru	TQ5 Anacróbio	TQ6 Facultativo	TQ7 Facultativo	Eficiência TQ 5 (%)	Eficiência TQ 6 (%)	Eficiência TQ 7 (%)	Eficiência global (%)
22/10/99	499	1.572	617,0	265	772	1044	57,1	-191,3	-35,2	-69,2
27/10/99	650	1.854	782,4	495	588	828	36,7	-18,8	-40,8	-5,8
30/10/99	377	1.812	534,9	398	758	985	25,6	-90,5	-29,9	-84,2
02/11/99	477	1752	617,3	357	667	914	42,2	-86,8	-37,0	-48,1
09/11/99	436	1812	587,4	344	808	1055	41,4	-134,9	-30,6	-79,6
12/11/99	484	1222	565,2	319	711	1064	43,6	-122,9	-49,6	-88,3
16/11/99	804	2628	1004,6	338	725	1035	66,4	-114,5	-42,8	-3,0
19/11/99	618	1920	761,2	417	765	856	45,2	-83,5	-11,9	-12,5
23/11/99	1225	1980	1308,1	359	655	829	72,6	-82,5	-26,6	36,6
25/11/99	559	2626	786,4	249	836	627	68,3	-235,7	25,0	20,3
30/11/99	311	1692	462,9	304	648	609	34,3	-113,2	6,0	-31,6
02/12/99	503	1866	652,9	240	592	570	63,2	-146,7	3,7	12,7
07/12/99	628	1734	749,7	273	436	502	63,6	-59,7	-15,1	33,0
11/12/99	735	1548	824,4	308	492	464	62,6	-59,7	5,7	43,7
14/12/99	331	1692	480,7	113	335	374	76,5	-196,5	-11,6	22,2
17/12/99	505	1092	569,6	251	382	412	55,9	-52,2	-7,9	27,7
21/12/99	563	1068	618,6	242	365	408	60,9	-50,8	-11,8	34,0
29/12/99	467	1380	567,4	310	495	529	45,4	-59,7	-6,9	6,8
05/01/00	627	1510	724,1	373	445	623	48,5	-19,3	-40,0	14,0
07/01/00	610	3834	964,6	341	495	462	64,7	-45,2	6,7	52,1
12/01/00	1020	1938	1121,0	1270	885	440	0,0	30,3	50,3	60,7
14/01/00	553	1656	674,3	267	365	505	60,4	-36,7	-38,4	25,1
19/01/00	1398	2116	1477,0	395	454	426	73,3	-14,9	6,2	71,2
08/02/00	918	1554	988,0	369	543	577	62,7	-47,2	-6,3	41,6
10/02/00	702	1554	795,7	425	515	601	46,6	-21,2	-16,7	24,5
14/02/00	903	1260	942,3	366	457	498	61,2	-24,9	-9,0	47,1
17/02/00	252	1105	345,8	336	537	549	2,8	-59,8	-2,2	-58,7
22/02/00	484	2088	660,4	322	444	576	51,2	-37,9	-29,7	12,8
23/02/00	520	2485	736,2	369	797	905	49,9	-116,0	-13,6	-22,9
25/02/00	480	1898	636,0	299	506	650	53,0	-69,2	-28,5	-2,2
29/02/00	1206	1944	1287,2	306	490	651	76,2	-60,1	-32,9	49,4
07/03/00	318	1422	439,4	285	507	628	35,1	-77,9	-23,9	-42,9
14/03/00	1073	1392	1108,1	324	472	672	70,8	-45,7	-42,4	39,4
17/03/00	984	1550	1046,3	476	728	948	54,5	-52,9	-30,2	9,4
21/03/00	1025	1164	1040,3	320	417	574	69,2	-30,3	-37,6	44,8
23/03/00	484	2160	668,4	290	423	579	56,6	-45,9	-36,9	13,4
24/03/00	629	2965	886,0	349	609	859	60,6	-74,5	-41,1	3,0
28/03/00	916	1728	1005,3	280	389	140	72,1	-38,9	64,0	86,1
30/03/00	437	1782	585,0	282	368	437	51,8	-30,5	-18,8	25,3
04/04/00	345	930	409,4	342	356	471	16,5	-4,1	-32,3	-15,1
06/04/00	440	1008	502,5	375	366	588	25,4	2,4	-60,7	-17,0
07/04/00	584	1120	643,0	386	433	588	40,0	-12,2	-35,8	8,5
10/04/00	470	1122	541,7	309	351	426	43,0	-13,6	-21,4	21,4
14/04/00	373	1782	528,0	337	407	479	36,2	-20,8	-17,7	9,3

continua ...

... continuação QUADRO 10

Data	Esgoto bruto	chorume	89% esgo + 11% choru	TQ5 Anaeróbio	TQ6 Facultativo	TQ7 Facultativo	Eficiência TQ 5 (%)	Eficiência TQ 6 (%)	Eficiência TQ 7 (%)	Eficiência global (%)
15/04/00	536	1230	612,3	392	529	638	36,0	-34,9	-20,6	-4,2
18/04/00	328	1248	429,2	330	373	432	23,1	-13,0	-15,8	-0,7
24/04/00	488	1446	593,4	361	405	456	39,2	-12,2	-12,6	23,2
25/04/00	566	1276	644,1	423	546	698	34,3	-29,1	-27,8	-8,4
31/04/00	716	2448	906,5	338	490	624	62,7	-45,0	-27,3	31,2
01/05/00	401	2214	600,4	403	438	512	32,9	-8,7	-16,9	14,7
04/05/00	512	1896	664,2	478	415	471	28,0	13,2	-13,5	29,1
05/05/00	792	3180	1054,7	692	625	678	34,4	9,7	-8,5	35,7
09/05/00	1295	2604	1439,0	494	495	470	65,7	-0,2	5,1	67,3
11/05/00	527	2496	743,6	542	497	490	27,1	8,3	1,4	34,1
16/05/00	508	2658	744,5	552	491	507	25,9	11,1	-3,3	31,9
18/05/00	578	2790	821,3	732	610	590	10,9	16,7	3,3	28,2
18/05/00	776	3640	1091,0	810	820	800	25,8	-1,2	2,4	26,7
23/05/00	1031	1962	1133,4	527	524	553	53,5	0,6	-5,5	51,2
26/05/00	720	2640	931,2	707	834	871	24,1	-18,0	-4,4	6,5

Obs: DQO em mg/l

O Quadro 11 apresenta o resultado das análises de DQO na entrada e na saída de cada tanque e a respectiva eficiência de remoção para a Linha 2 operando com uma vazão composta por 80% de esgoto sanitário e 20% de chorume (Teste 3).

QUADRO 11 - Valor de DQO, em mg/l, obtido no afluente e no efluente de cada um dos tanques e a respectiva eficiência de remoção para uma vazão composta por 80% de esgoto e 20% de chorume (Teste 3)

Data	Esgoto Bruto	Chorume	80% esgo + 20% choru	TQ 5 Anaeróbio	TQ 6 Facultativo	TQ 7 Facultativo	Eficiência TQ 5 (%)	Eficiência TQ 6 (%)	Eficiência TQ 7 (%)	Eficiência geral (%)
01/06/00	955	2916	1347	728	552	606	46,0	24,2	-9,8	55,0
02/06/00	1030	3435	1511	930	811	840	38,5	12,8	-3,6	44,4
07/06/00	606	2154	916	766	633	574	16,3	17,4	9,3	37,3
08/06/00	958	2724	1311	403	690	641	69,3	-71,2	7,1	51,1
09/06/00	950	2552	1270	965	984	897	24,0	-2,0	8,8	29,4
13/06/00	1184	3024	1552	869	671	671	44,0	22,8	0,0	56,8
15/06/00	1043	2988	1432	734	680	707	48,7	7,4	-4,0	50,6
16/06/00	1200	4490	1858	968	952	920	47,9	1,7	3,4	50,5
20/06/00	599	3138	1107	1186	770	763	-7,2	35,1	0,9	31,1
26/06/00	1169	3484	1632	1023	843	764	37,3	17,6	9,4	53,2
28/06/00	479	3372	1058	1202	1065	799	-13,7	11,4	25,0	24,5
29/06/00	571	4620	1381	1090	1068	898	21,1	2,0	15,9	35,0
06/07/00	520	5270	1470	1036	1094	1208	29,5	-5,6	-10,4	17,8
11/07/00	558	2592	965	908	988	1019	5,9	-8,8	-3,1	-5,6
13/07/00	529	2892	1002	945	1056	985	5,7	-11,7	6,7	1,7
17/07/00	525	3342	1088	1064	964	978	2,2	9,4	-1,5	10,1
19/07/00	759	4480	1503	1200	1176	1292	20,2	2,0	-9,9	14,1
21/07/00	1408	2928	1712	1309	1121	1027	23,5	14,4	8,4	40,0
22/07/00	1536	4310	2091	1440,0	1102,0	1142,0	31,1	23,5	-3,6	45,4
24/07/00	661	2952	1119	1276	770	750	-14,0	39,7	2,6	33,0
01/08/00	443	1782	711	1146	871	860	-61,2	24,0	1,3	-21,0
03/08/00	520	2058	828	1246	954	931	-50,6	23,4	2,4	-12,5

Obs: Valores de DQO em mg/l

O Quadro 12 apresenta o resultado das análises de DQO na entrada e na saída de cada tanque e a respectiva eficiência de remoção para a Linha 2 operando com uma vazão composta por 100% de chorume.

QUADRO 12 - Valor de DQO, em mg/l, obtido no afluente e no efluente de cada um dos tanques e a respectiva eficiência de remoção trabalhando com 100% de chorume (Teste 4)

Data	Chorume	TQ 5 Anaeróbio	TQ 6 Facultativo	TQ 7 Facultativo	Eficiência TQ 5 (%)	Eficiência TQ 6 (%)	Eficiência TQ 7 (%)	Eficiência global (%)
04/08/00	2950	682	1334	1200	76,9	-95,6	10,0	59,3
07/08/00	1816	1168	1169	1175	35,7	-0,1	-0,5	35,3
10/08/00	3320	2608	1243	1380	21,4	52,3	-11,0	58,4
09/08/00	2094	310	1352	1311	85,2	-336,1	3,0	37,4
15/08/00	1638	2310	1047	1152	-41,0	54,7	-10,0	29,7
17/08/00	1680	346	1329	1202	79,4	-284,1	9,6	28,5
18/08/00	2590	2680	1264	1320	-3,5	52,8	-4,4	49,0
22/08/00	2040	1968	1245	1355	3,5	36,7	-8,8	33,6
24/08/00	1962	1812	1128	1068	7,6	37,7	5,3	45,6
25/08/00	2660	2600	1510	1488	2,3	41,9	1,5	44,1
29/08/00	1974	1632	1162	1237	17,3	28,8	-6,5	37,3
05/09/00	1293	1620	1207	1253	-25,3	25,5	-3,8	3,1
06/09/00	2430	2672	1404	1372	-10,0	47,5	2,3	43,5
12/09/00	1518	1238	1302	1248	18,4	-5,2	4,1	17,8
14/09/00	1686	1530	1644	1404	9,3	-7,5	14,6	16,7
15/09/00	2050	1890	1725	1575	7,8	8,7	8,7	23,2
19/09/00	1362	3174	1536	1500	-133,0	51,6	2,3	-10,1
22/09/00	1626	1632	2178	1434	-0,4	-33,5	34,2	11,8
27/09/00	1818	1566	2148	1414	13,9	-37,2	34,2	22,2
29/09/00	2340	1850	1950	1705	20,9	-5,4	12,6	27,1
03/10/00	1944	1824	1848	1578	6,2	-1,3	14,6	18,8
06/10/00	1662	1794	1812	1536	-7,9	-1,0	15,2	7,6
10/10/00	2385	1900	2340	1830	20,3	-23,2	21,8	23,3

Observa-se nos Quadros 8, 9, 10, 11 e 12 que alguns valores de DQO obtidos no efluente dos tanques facultativos foram mais elevados do que os obtidos no afluente, ocasionando valores negativos para eficiência. Tal ocorrência é justificada pela proliferação de algas nos tanques facultativos, conforme Figuras 49, 50 e 51, prejudicando a qualidade das amostras coletadas.

Como as análises de DQO foram realizadas na amostra bruta, sem qualquer filtração prévia - por acreditar que esta operação poderia superestimar a eficiência, não correspondendo aos valores que seriam atingidos na escala real -, parte da demanda química de oxigênio foi decorrente da oxidação das algas.

Nesse sentido, a verificação da eficiência de cada um dos tanques facultativos foi prejudicada, sendo então avaliada a eficiência da etapa anaeróbia (tanque 2) e a eficiência global envolvendo todo o processo.



FIGURA 49 - Algas azuis (cianofíceas) na superfície dos tanques facultativos



FIGURA 50 - Detalhe das algas no tanque facultativo



FIGURA 51 - Detalhe da coloração esverdeada dos tanques indicando a presença de algas verdes

5.2 Eficiência da Unidade Piloto na Precipitação de Metais

- **Linha 1 - Esgoto sanitário**

Os Quadros 13, 14, 15 e 16 apresentam, respectivamente, as concentrações de ferro, zinco, manganês e cobre encontradas no afluente e no efluente de cada tanque.

QUADRO 13 - Concentração de ferro encontrada no efluente de cada tanque e a eficiência de remoção para a Linha 1- esgoto

Data	Esgoto	TQ2	TQ3	TQ4	Eficiência (%)
05/03/99	1,52	----	----	0,05	96,7
05/04/99	0,42	----	----	0,05	88,1
05/05/99	1,47	----	----	0,36	75,5
24/09/99	1,74	1,92	0,8	1,2	31,0
15/10/99	20,4	0,93	1,8	0,45	97,8
09/05/00	1,6	0,49	2,4	0,34	78,8
26/06/00	0,77	0,8	0,48	0,78	-1,3

Obs: Concentração de ferro em mg/l
(----) Sem coleta de amostra

QUADRO 14 - Concentração de zinco encontrada no efluente de cada tanque e a eficiência de remoção para a Linha 1 - esgoto

Data	Esgoto	TQ2	TQ3	TQ4	Eficiência (%)
05/03/99	0,25	----	----	0,01	96,0
05/04/99	0,1	----	----	0,12	-20,0
05/05/99	3,15	----	----	3,2	-1,6
24/09/99	0,2	0,17	0,13	0,14	30,0
15/10/99	0,25	0,07	0,09	0,08	68,0
09/05/00	0,12	0,03	0,06	0,04	66,7
26/05/00	0,13	0,16	0,16	0,14	-7,7

Obs: Concentração de zinco em mg/l
(----) Sem coleta de amostra

QUADRO 15 - Concentração de manganês encontrada no efluente de cada tanque e a eficiência global de remoção para a Linha 1

Data	Esgoto	TQ2	TQ3	TQ4	Eficiência (%)
24/09/99	0,05	0,03	0,02	0,01	80,0
15/10/99	0,13	0,04	0,03	0,03	76,9
09/05/00	0,05	0,05	0,03	0,04	20,0
26/06/00	0,04	0,03	0,03	0,04	0,0

Obs: Concentração de manganês em mg/l

QUADRO 16 - Concentração de cobre encontrada no efluente cada tanque e a eficiência de remoção na Linha 1

Data	Esgoto	TQ2	TQ3	TQ4	Eficiência (%)
24/09/99	0,04	0,03	0,03	0,03	25,0
15/10/99	0,06	0,01	0,03	0	100,0
09/05/00	0,03	ND	0,02	0	100,0
26/05/00	0,05	0,04	0,04	0,06	-20,0

Obs: Concentração de cobre em mg/l

• Linha 2

A seguir os Quadros 17, 18, 19 e 20 apresentam as concentrações de ferro, zinco, manganês e cobre em cada tanque da Linha 2 e a eficiência global de remoção. A concentração de cada metal no afluente da Linha 2 (esgoto + chorume) foi obtida multiplicando-se a concentração do metal no esgoto e no chorume, obtidas nas análises laboratoriais, pela porcentagem da vazão de cada um em relação a vazão total.

Foram analisadas ainda amostras de lodo com relação à presença de metais. A primeira amostragem foi realizada durante o descarte de lodo dos tanques facultativos (tanques 3 e 4 da Linha 1, e 6 e 7 da Linha 2), em janeiro de 2000.

Na segunda amostragem, realizada após o término da parte experimental, foi possível coletar amostras nos tanques anaeróbios. Os Quadros 21 e 22 apresentam a concentração de metais no lodo dos tanques da unidade piloto.

QUADRO 17 - Concentração de ferro no efluente dos tanques da Linha 2 e a eficiência de remoção

Data	Esgoto	chorume	Esgoto + chorume	TQ5	TQ6	TQ7	Eficiência (%)
05/03/99	1,52	7,4	1,8728	---	---	0,13	93,1
05/04/99	0,42	1,25	0,4698	---	---	0,05	89,4
05/05/99	1,47	4,64	1,6602	---	---	0,26	84,3
24/09/99	1,74	4,15	1,8846	0,95	1,15	4,05	-114,9
15/10/99	20,4	4,2	19,428	5,15	0,7	0,3	98,5
09/05/00	1,6	5,34	2,0114	0,7	0,54	0,74	63,2
26/06/00	0,77	8,3	1,5983	1,15	0,88	0,59	63,1
16/10/00		3,65	3,65	1,75	1,45	0,77	78,9

Obs.: valores expressos em mg/l

QUADRO 18 - Concentração de zinco no efluente dos tanques da Linha 2 e a eficiência de remoção

Data	Esgoto	chorume	Esgoto + chorume	TQ5	TQ6	TQ7	Eficiência (%)
05/03/99	0,25	0,12	0,2422	---	---	0,04	83,5
05/04/99	0,1	0,15	0,103	---	---	0,02	80,6
05/05/99	3,15	4,65	3,24	---	---	3,15	2,8
24/09/99	0,2	0,26	0,2036	0,16	0,17	0,16	21,4
15/10/99	0,25	0,25	0,25	0,12	0,05	0,02	92,0
09/05/00	0,12	0,5	0,1618	0,12	0,12	0,14	13,5
26/05/00	0,13	0,68	0,1905	0,16	0,18	0,17	10,8
		0,22			0,33	0,13	40,9

Obs.: valores expressos em mg/l

QUADRO 19 - Concentração de manganês no efluente dos tanques da Linha 2 e a eficiência de remoção

Data	Esgoto	chorume	Esgoto + chorume	TQ5	TQ6	TQ7	Eficiência (%)
24/09/99	0,05	0,14	0,0554	0,04	0,07	0,05	9,7
15/10/99	0,13	0,4	0,1462	0,1	0,07	0,03	79,5
09/05/00	0,05	0,35	0,083	0,1	0,1	0,05	39,8
26/06/00	0,04	0,26	0,0642	0,06	0,06	0,05	22,1
		0,56			0,13	0,12	78,6

Obs.: valores expressos em mg/l

QUADRO 20 - Concentração de cobre no efluente dos tanques da Linha 2 e a eficiência de remoção

Data	Esgoto	chorume	Esgoto + chorume	TQ5	TQ6	TQ7	Eficiência (%)
24/09/99	0,04	0,07	0,0418	0,03	0,06	0,1	-139,2
15/10/99	0,06	0,03	0,0582	0,03	0,02	0,02	65,6
09/05/00	0,03	0,06	0,0333	0,02	0,04	0,05	-50,2
26/06/00	0,05	0,13	0,0588	0,04	0,04	0	100,0
16/10/00		0,07			0,05	0,04	42,9

Obs.: valores expressos em mg/l

QUADRO 21 - Concentração de metais no lodo retirado dos tanques facultativos das Linhas 1 e 2. Data da coleta 14/01/00

Metais (mg/l)	TQ 2	TQ 3	TQ 4	TQ 5	TQ 6	TQ 7
Fe	-----	275,00	14,50	-----	33,00	176,00
Zn	-----	6,00	0,29	-----	1,60	3,00
Cu	-----	1,35	0,17	-----	0,43	0,75
Mn	-----	1,90	0,36	-----	0,92	3,49
Pb	-----	1,60	0,10	-----	0,42	0,87
Cd	-----	nd	nd	-----	nd	nd
Ni	-----	0,19	nd	-----	nd	0,36
Cr	-----	0,89	nd	-----	0,37	0,85

QUADRO 22 - Concentração de metais no lodo retirado dos tanques anaeróbio e facultativo das Linhas 1 e 2. Data da coleta 16/10/00

Metais (mg/l)	TQ 2	TQ 3	TQ 4	TQ 5	TQ 6	TQ 7
Fe	10,50	50,70	73,50	218,00	130,00	170,00
Zn	1,50	16,00	2,00	10,40	14,00	20,00
Cu	0,18	0,39	0,26	105,00	0,61	0,61
Mn	0,14	1,36	1,36	2,00	2,60	3,80
Pb	0,01	0,40	0,36	1,00	0,80	0,94
Cd	0,18	0,39	0,26	1,50	0,61	0,61
Ni	nd	0,1	0,13	0,62	0,66	0,85
Cr	0,08	0,12	0,13	0,84	0,57	0,85

Obs.: As concentrações de metais no lodo do tanque 2 podem estar abaixo da real, pois no momento da coleta ocorreu um problema no registro utilizado na drenagem, impedindo a retirada da amostra imediatamente no início do descarte do lodo.

5.3 Valores Obtidos de Oxigênio Dissolvido, Nitrogênio, pH, Fósforo, Coliformes Totais e Fecais para Cada um dos Tanques

O Quadro 23 apresenta a concentração de oxigênio dissolvido para os tanques facultativos das Linhas 1 e 2, obtidos por titulação.

QUADRO 23 - Valores de oxigênio dissolvido (OD), em mg/l, obtidos pelo método Winkler

DATA	VALORES DE OD (mg/l) EM CADA TANQUE				Horário de coleta e observações
	Linha 1		Linha 2		
	TQ ₃	TQ ₄	TQ ₆	TQ ₇	
7/01	18,0	10,6	17,4	5,6	10:30 - sol
14/01	19,2	8,28	17,6	7,6	10:00 - sol
28/01	11,18	23,4	7,72	5,26	10:00 - sol
4/02	3,3	2,1	3,6	1,7	10:00 - sol
10/02	7,4	3,82	2,8	2,20	10:00 - sol
25/2	16,2	4,7	9,0	5,4	10:00 - sol
2/3	10,1	4,2	14,2	7,8	10:00 - sol
11/3	1,7	3,72	1,82	4,04	muita chuva
26/3	4,9	8,0	4,24	11,0	10:00 - sol
31/3	2,6	5,0	1,5	1,5	10:00 - sol
8/4	2,34	4,4	5,3	2,2	nublado
22/4	2,6	1,88	7,1	4,2	10:00 - sol
28/4	5,2	3,9	6,7	8,0	10:00 - sol
6/5	11,2	8,4	14,0	20,3	12:00 - sol
13/5	8,1	9,2	14,6	14,2	12:00 - sol
27/5	3,2	3,2	8,0	4,9	9:00 sol
10/6	4,0	4,2	11,0	6,0	10:00 - sol fraco
16/6	8,0	5,4	7,0	7,8	9:00
24/6	10,1	7,2	7,6	7,2	12:00
1/7	10,0	9,2	10,4	13,2	11:00 - sol
9/7	8,2	6,1	9,4	10,5	11:00 - sol
29/7	2,86	4,34	3,2	13,0	11:00 - sol
5/8	5,2	6,8	6,2	7,2	11:00 - sol
12/8	1,3	1,4	0,0	0,6	8:00 -sol
19/8	0,8	1,0	0,72	0,70	8:00 -sol
26/8	0,6	1,0	0,4	0,0	8:00 -sol
2/9	0,6	1,0	0,2	0,0	8:00 -sol

continua ...

... continuação do QUADRO 23

9/9	3,00	5,00	5,1	1,7	9:00 chuva
8/10	1,0	0,8	1,68	2,42	9:00 / sem sol
22/10	5,28	2,8	9,8	2,8	13:00 / sol
29/10	0,0	3,8	10,0	4,3	9:00/ sol
10/11	2,28	2,86	6,0	3,7	10;30 / sol
18/11	3,0	5,2	10,1	4,2	10;30 / sol
25/11	6,2	8,0	9,2	0,8	1300 / sol
02/12	3,8	5,8	13,0	1,3	12:00 / sol
10/12	20,4	13,2	8,6	6,8	12:00 / sol
17/12	18,0	18,6	20,0	20,1	12:00 / sol
5/01	20,0	21,2	25,4	----	12:00 / sol
12/01	20,1	20,4	23,0	21,8	tqs esgotados
18/01	17,1	18,7	18,0	18,7	12:00 / sol
25/01	12,0	10,2	15,7	17,1	12:00 / sol
4/02	21,1	15,4	21,0	23,5	nublado
10/02	20	5,5	14,2	13,8	chuva
17/02	7,5	4,0	16,2	20,2	chuva
23/02	17,2	13,6	24,0	16,4	12:00 / sol
15/03	7,4	10,8	10,9	-----	nublado
22/03	22,0	22,8	28,6	30,1	11:00 -sol
30/03	9,4	17,0	4,0	28,0	11:00 -sol
7/04	15,2	8,6	9,8	18,8	11:00 -sol
5/05	7,0	5,6	8,0	8,4	Algas verm./nubla
2/06	0,5	----	8,4	9,2	Algas verm/nubla
15/06	2,4	----	12,4	20,0	11:00 -sol
28/06	0,0	-----	7,2	12,0	11:00 -sol
07/07	0,0	0,6	5,2	10,2	11:00 -sol
13/07	0,0	18,0	4,7	9,8	nublado
21/07	0,8	2,6	0,6	5,0	muito frio/12;00
04/08	0,5	-----	12,0	11,00	11:00 -sol

continua ...

... continuação do QUADRO 23

17/08	(*)	(*)	1,6	3,0	chuva
25/08	(*)	(*)	9,6	9,2	11:00 -sol
15/09	(*)	(*)	9,6	5,2	11:00 -sol
22/09	(*)	(*)	4,8	7,8	11:00 -sol
29/09	(*)	(*)	1,0	3,8	11:00 -sol
06/10	(*)	(*)	4,0	2,10	chuva

(*)Desativação da linha1

OBS.: 1- Bomba de alimentação de esgoto entupida do dia 14 ao dia 21

2- Paralisação da bomba dosadora

Nota-se que alguns valores de oxigênio dissolvido apresentados no Quadro 23 estão bem acima dos níveis da saturação, devido ao excesso de algas nos tanques facultativos.

Os Quadros 24 e 25 apresentam, respectivamente, os resultados dos exames bacteriológicos e das análises de nitrogênio e de fósforo para os tanques das Linhas 1 e 2.

Os valores diários de pH dos tanques obtidos no período de março/1999 a outubro/2000, foram apresentados no Anexo 2, em virtude da quantidade de dados.

QUADRO 24 - Resultado das análises de nitrogênio para a Linha 1 e a eficiência de remoção

Data	Parâmetro	Esgoto bruto	TQ 2	TQ 3	TQ 4	Eficiência
5/3/99	N total	54,0	-----	-----	14,0	74,1
	N amoniacal	44,6	-----	-----	12,4	72,2
	N orgânico	9,4	-----	-----	1,6	54,3
	N nitrito	-----	-----	-----	-----	-----
	N nitrato	-----	-----	-----	-----	-----
	N total	94,0	-----	-----	9,0	90,4
	N amoniacal	87,0	-----	-----	5,8	93,3

continua ...

... continuação do QUADRO 24

5/4/99	N orgânico	7,0	-----	-----	3,2	54,3
	N nitrito	-----	-----	-----	-----	-----
	N nitrato	-----	-----	-----	-----	-----
5/5/99	N total	72,0	-----	-----	18,0	75,0
	N amoniacal	48,0	-----	-----	12,0	75,0
	N orgânico	24,0	-----	-----	6,0	75,0
	N nitrito	-----	-----	-----	-----	-----
	N nitrato	-----	-----	-----	-----	-----
16/8/99	N total	57,3	56,8	41,72	35,9	37,3
	N amoniacal	36,3	44,5	12,0	5,2	85,7
	N orgânico	21,0	12,3	29,72	30,7	-46,2
	N nitrito	0,005	0,005	0,010	0,05	-----
	N nitrato	5,10	4,62	4,30	3,27	-----
9/9/99	N total	62,1	58,5	51,2	68,8	0,0
	N amoniacal	38,9	41,9	13,0	5,2	86,6
	N orgânico	23,2	16,6	38,2	63,6	-174,1
	N nitrito	0,012	0,003	0,017	0,006	-----
	N nitrato	10,84	4,00	4,27	7,40	-----
8/5/00	N total	106,1	67,3	20,1	35,2	66,8
	N amoniacal	159,6	107,5	16,1	0,0	100,0
	N orgânico	-53,5	-40,2	4,0	35,2	165,8
	N nitrito	-----	-----	-----	-----	-----
	N nitrato	-----	-----	-----	-----	-----
22/5/00	N total	63,0	60,0	52,0	60,5	7,9
	N amoniacal	60,0	55,0	12,0	2,8	99,5
	N orgânico	3,0	5,0	40,0	57,72	-1824,0
	N nitrito	-----	-----	-----	-----	-----
	N nitrato	-----	-----	-----	-----	-----

QUADRO 25 - Resultado das análises de nitrogênio na Linha 2 e a eficiência de remoção

Data	Parâmetro	clorume	clorume + esgoto (*)	TQ 5	TQ 6	TQ 7	Eficiência (%)
5/3/99	N total	450,0	77,8	----	----	22,0	71,7
	N amoniacal	220,0	55,1	----	----	17,8	67,7
	N orgânico	230,0	22,7	----	----	4,2	94,2
	N nitrito	-----	----	----	----	-----	----
	N nitrato	-----	----	----	----	-----	----
5/4/99	N total	876,0	140,9	----	----	9,0	93,6
	N amoniacal	670,8	122,0	----	----	7,9	93,5
	N orgânico	205,2	18,9	----	----	1,1	94,2
	N nitrito	-----	----	----	----	-----	----
	N nitrato	-----	----	----	----	-----	----
5/5/99	N total	840,0	118,1	----	----	24,0	79,7
	N amoniacal	466,0	73,1	----	----	9,6	86,9
	N orgânico	374,0	45,0	----	----	14,4	68,0
	N nitrito	-----	----	----	----	-----	----
	N nitrato	-----	----	----	----	-----	----
16/8/99	N total	1.234,0	127,9	136,9	82,04	64,0	50,0
	N amoniacal	1.228,3	107,8	122,9	42,7	22,1	79,5
	N orgânico	5,7	20,1	14,0	39,34	41,9	-108,6
	N nitrito	0,005	0,0	0,025	0,013	0,017	----
	N nitrato	97,9	10,7	8,16	8,14	6,79	----
9/9/99	N total	1.954,4	175,6	142,8	93,8	118,9	32,3
	N amoniacal	1234,1	110,6	119,7	40,7	22,9	79,3
	N orgânico	720,3	65,0	23,1	53,1	96,0	-47,6
	N nitrito	0,055	0,0	0,006	0,055	0,073	----
	N nitrato	122,5	17,5	9,28	7,92	8,55	----
	N total	2.681,0	389,3	423,0	197,3	143,5	63,1
	N amoniacal	2215,0	385,7	371,7	125,5	26,1	93,2

continua ...

... continuação do **QUADRO 25**

8/5/00	N orgânico	466,0	222,9	51,3	71,8	117,4	47,3
	N nitrito	----	----	----	----	----	----
	N nitrato	----	----	----	----	----	----
22/5/00	N total	1.100,0	270,4	219,0	133,0	64,0	76,3
	N amoniacal	752	198,4	193,0	101,0	27,0	86,4
	N orgânico	348	72,0	26	32	37	48,6
	N nitrito	----	0,0	----	----	----	----
	N nitrato	----	0,0	----	----	----	----

(*) A concentração afluyente à Linha 2 foi obtida pela multiplicação das concentrações de esgoto e chorume pelas respectivas porcentagem de vazão de esgoto e chorume em relação à vazão total.

As análises de nitrito e nitrato foram paralisadas em função da elevada turbidez apresentada pelas amostras mesmo após submetidas a floculação, decantação e filtração em membrana de 25 μ m, prejudicando a confiabilidade do resultado. No Quadro 26 são apresentados os resultados das análises de fósforo total.

QUADRO 26 - Resultado das análises de fósforo total

Data	Esgoto	Linha 1			Linha 2			Chorume	
	TQ ₁	TQ ₂	TQ ₃	TQ ₄	esg + chor	TQ ₅	TQ ₆	TQ ₇	TQ ₈
05/3/99	1,45	----	----	0,87	1,38	----	----	1,00	0,25
05/4/99	4,0	----	----	1,4	4,04	----	----	2,1	4,6
05/5/99	2,75	----	----	1,70	2,89	----	----	1,75	5,00
16/8/99	33,94	31,60	34,54	31,42	33,59	31,48	24,65	38,36	28,15
09/9/99	30,17	29,69	30,70	31,10	29,94	27,56	31,43	33,23	26,28

5.4 Características Qualitativas (pH, DQO, Metais) e Quantitativas (Vazão) do Chorume Gerado no Aterro

Os resultados apresentados a seguir têm por finalidade acompanhar as variações das características quali/quantitativas do percolato gerado no aterro de "Pau Queimado" ao longo das estações do ano, para posteriormente investigar possíveis correlações com a pluviometria local.

As concentrações de metais e DQO no chorume foram apresentadas nos quadros anteriores e as medições de vazão do chorume gerado no aterro de Pau Queimado são apresentados no Quadro 27.

QUADRO 27 - Vazão de chorume medida na caixa de acumulação

Data	Vazão (m ³ /h)	MÉDIA (m ³ /h)	MÉDIA (m ³ /dia)
23/09/99	0,37	0,49	11,85
30/09/99	0,62		
07/10/99	0,80	0,78	18,73
14/10/99	1,00		
21/10/99	0,67		
28/10/99	0,65		
04/11/99	0,84	0,47	11,40
11/11/99	0,45		
18/11/99	0,30		
25/11/99	0,31		
02/12/99	0,33	1,83	44,00
09/12/99	1,47		
16/12/99	3,21		
23/12/99	3,16		
30/12/99	1,00		
06/01/00	9,30	5,52	132,49
13/01/00	5,31		
20/01/00	3,87		
27/01/00	3,61		
03/02/00	1,77	2,11	50,72
10/02/00	2,56		
17/02/00	1,43		
24/02/00	2,70		

5.5 Resultados Obtidos pela Aplicação dos Métodos Estimativos da Taxa de Geração de Chorume

A seguir, nas Tabelas 26, 27 e 28, são apresentados os cálculos e os resultados das estimativas de vazão de chorume obtidos pela aplicação dos métodos Suíço, Racional e Balanço Hídrico.

Aplicação do método Suíço

TABELA 26 - Valores estimados de vazão calculados pelo método Suíço

Mês/Ano	Precipitação mensal média (mm)	Vazão estimada método Suíço (m ³ /dia)
Setembro 1999	63,91	29,89
Outubro 1999	110,30	49,92
Novembro 1999	130,39	60,99
Janeiro 2000	200,95	101,60
Fevereiro 2000	224,47	92,24
Dezembro 1999	184,07	90,96
Média	152,35	70,93
Total		914,09

Obs.: K = 0,35 e área total de 40.009m²

Aplicação do método Racional

TABELA 27 - Valores estimados de vazão calculados pelo método Racional

Mês/Ano	Número de dias/mês	Precipitação mensal (mm)	Evapotranspiração (mm)	Vazão da A1 (C=0,6) (m ³ /dia)	Vazão da A2 (C=0,2) (m ³ /dia)	Vazão total (A1+A2) (m ³ /dia)
Setembro 1999	30	63,91	17,15	10,16	4,39	14,54
Outubro 1999	31	110,30	19,45	28,83	8,60	37,42
Novembro 1999	30	130,39	19,66	39,23	10,93	50,17
Dezembro 1999	31	200,95	19,96	70,58	17,60	88,18
Janeiro 2000	31	224,47	20,66	80,76	19,86	100,62
Fevereiro 2000	28	184,07	20,36	68,90	17,56	86,46
Média		152,35	19,54	49,74	13,15	62,90
Total		914,09	117,23	298,47	78,93	377,40

Obs.: A1 = (área já desativada/cobertura com solo compactado) 36.216 m²

A2 = (área em operação/ sem cobertura) 3.874 m²

Aplicação do método do Balanço Hídrico

TABELA 28 - Cálculo estimativo da vazão de chorume pelo método do balanço hídrico

	Setembro 1999	Outubro 1999	Novembro 1999	Dezembro 1999	Janeiro 2000	Fevereiro 2000
precipitação (P)	63,91	110,30	130,39	200,95	224,47	184,07
evapotranspiração.(EP)	17,15	19,45	19,66	19,96	20,66	20,36
coeficiente de escoamento sup (c')	0,22	0,22	0,22	0,22	0,22	0,22
escoamento superficial (ES = c'.P)	14,06	24,27	28,69	44,21	49,38	40,50
infiltração (I = P - ES)	49,85	86,03	101,70	156,74	175,09	143,57
(I - EP)	32,70	66,59	82,05	136,78	154,43	123,22
soma valor negativos (I - EP)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Armazenamento (AS =250 X 0,3)	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00
Delta de AS	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
evaporação real (ER)	(*)	(*)	(*)	(*)	(*)	(*)
Percolação (PERC=P-ES-AS-EP)	-67,30	-33,41	-17,95	36,78	54,43	23,22
Vazão (Q=PERC . área / número dias do mês)	0	0	0	67,00	91,23	56,40

Obs.: 1) todas unidades em mm, com exceção da vazão;

2) (*) Como a infiltração foi maior que a evapotranspiração ER=EP;

3) Valores negativos de PERC indicam que não ocorreu percolação.

6 DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

Devido as particularidades do estudo realizado, a discussão dos resultados foi abordada por partes, possibilitando detalhar alguns aspectos relevantes do trabalho. Nesse sentido, este capítulo foi dividido em:

- 6.1- Avaliação da eficiência da etapa anaeróbia e global da unidade piloto na remoção da carga orgânica (demanda química de oxigênio-DQO) para vazões crescentes de chorume e correlação entre eficiência e DQO afluente;
- 6.2- Avaliação da eficiência da unidade piloto na precipitação dos metais presentes no líquido percolado;
- 6.3- Comportamento dos parâmetros: oxigênio dissolvido; nitrogênio, pH;
- 6.4- Comportamento das características qualitativas (DQO, pH e metais) e quantitativas (vazão) do líquido percolado gerado no aterro de Pau Queimado e sua relação com o índice pluviométrico;
- 6.5- Avaliação das estimativas de vazão de chorume pela aplicação dos métodos Suíço, Racional e Balanço Hídrico.

6.1 Avaliação da Eficiência da Etapa Anaeróbia e Facultativa da Unidade Piloto na Remoção da Carga Orgânica (demanda química de oxigênio-DQO) para Vazões Crescentes de Chorume e Correlações Entre Eficiência e DQO Afluente

Conforme apresentado no item 5.1 do capítulo anterior, a eficiência de remoção de DQO nos tanques facultativos apresentou ampla faixa de variação, decorrente do excesso de algas, dificultando a análise confiável do sistema facultativo. Dessa maneira, optou-se por avaliar, separadamente, a eficiência do sistema anaeróbio (tanques nº 2 e nº 5 das Linhas 1 e 2, respectivamente) e a eficiência global de cada linha.

Conforme apresentado na revisão bibliográfica, concentrações elevadas de algas em lagoas facultativas estão associadas a desequilíbrio de nutriente (deficiência ou excesso) e a elevadas cargas orgânicas. Para o caso em questão, a hipótese para a presença de algas está associada a elevadas cargas orgânicas aplicadas às linhas 1 e 2. No caso da linha 2, a elevada concentração de nitrogênio no chorume também contribuiu para o crescimento excessivo de algas.

A floração das algas azuis nos tanques facultativos dificultou a penetração de luz nos tanques, prejudicando o processo de fotossíntese das algas verdes localizadas mais abaixo da superfície.

O desenvolvimento de algas nos tanques ocorreu de forma progressiva até cobrir praticamente toda a superfície dos tanques, permanecendo nestas condições (com a superfície coberta por algas) por 15 a 25 dias aproximadamente. Após esse período começavam a desaparecer, sendo registrados, neste momento, os menores valores de oxigênio dissolvido (próximos de zero) e de eficiência.

Nas primeiras ocorrências de algas nos tanques tentou-se, sem sucesso, retirá-las com auxílio de peneiras mas alguns dias depois reapareciam. Uma outra alternativa testada foi aspergir jatos d'água sobre a superfície dos tanques para remover as algas, que também se mostrou ineficiente, resolvendo o problema apenas por um pequeno intervalo de tempo.

- **Eficiência de Remoção de carga orgânica (DQO) nas Linhas 1 (esgoto) e 2 (esgoto mais chorume) da unidade piloto**

Linha 1 (esgoto)

A eficiência da etapa anaeróbia (tanque 2) e a eficiência global da Linha 1 são apresentadas no Figura 52.

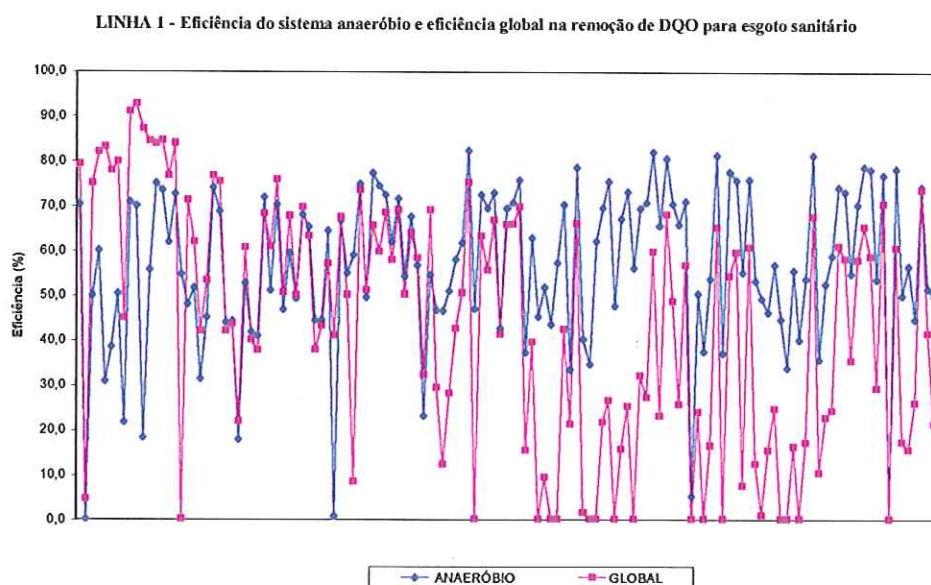


FIGURA 52 -Variação da eficiência do sistema anaeróbio e da eficiência global na remoção de DQO para a Linha 1

Nota-se na Figura 52 (obtida a partir dos dados do Quadro 8 do item 5.1) que, com exceção de alguns pontos, a eficiência do sistema anaeróbio manteve-se entre 40 e 70%, enquanto a eficiência global apresentou grande variação, com eficiência zero para determinadas condições. Como já exposto anteriormente, este fato se deve à grande ocorrência de algas nos tanques facultativos.

Com a finalidade de facilitar a análise dos dados foi calculada a média das eficiências mês a mês, desprezando as eficiências negativas, representadas na Figura 52 pelo valor zero, por não representarem a real condição do sistema. A seguir, na Figura 53, são apresentados os valores mensais médios de eficiência.

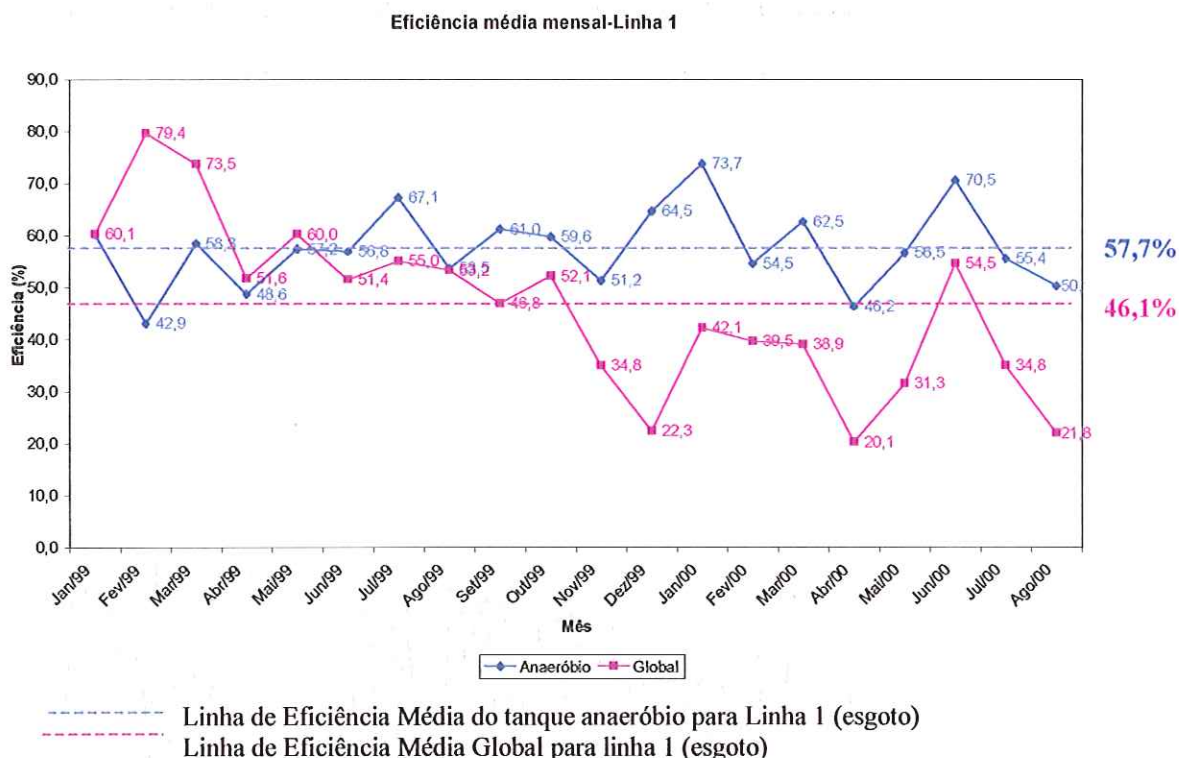


FIGURA 53 - Eficiência média do tanque anaeróbico e eficiência média global da Linha 1

Com base na Figura 53, observa-se uma tendência de redução da eficiência global ao longo dos meses de trabalho. Tal fato pode estar associado, entre outros fatores, ao excesso de lodo formado nos tanques facultativos. A justificativa para tal hipótese está fundamentada no aumento da eficiência ocorrida nos meses de janeiro, fevereiro e março de 2000, período subsequente à descarga de fundo dos tanques facultativos para retirada do lodo, realizada no início de janeiro.

Deve-se ponderar, também, que este período coincide com a estação climática de maior insolação, o que pode ter contribuído para aumentar a eficiência do processo aeróbico. Entretanto, se realmente a insolação foi o fator determinante no aumento da eficiência nos meses de janeiro e fevereiro (para o caso em estudo), os meses de novembro e dezembro deveriam ter apresentado eficiências mais elevadas, já que também possuem esta característica.

A eficiência média de 57,7% para uma taxa de carregamento orgânico de 0,148 kg de DQO/m³ (DQO média de 781mg/l) para o tanque

anaeróbio foi semelhante a eficiência da lagoa anaeróbia (64%) da ETE/CECAP, podendo afirmar o tanque reproduziu de forma satisfatória o sistema real.

A eficiência global média de 46% da unidade piloto foi abaixo dos valores normalmente relatados na bibliografia e também a abaixo da eficiência da ETE/CECAP que apresenta uma eficiência média de 81% para o mesmo parâmetro. Como já exposto a baixa eficiência está associada à presença de algas nas amostras coletadas, as quais eram analisadas sem prévia filtração, contribuindo para aumentar a demanda de oxigênio durante o processo de oxidação química.

Linha 2

Assim como na Linha 1, o excesso de algas nos dois tanques facultativos prejudicou a verificação de sua eficiência, sendo avaliadas, separadamente, a eficiência do tanque anaeróbio e a eficiência global da Linha 2.

A operação da Linha 2 foi dividida em:

Teste 1: Vazão total composta por 94% de esgoto sanitário e 6% de chorume, representando a proporção real entre a vazão de afluente de esgoto na ETE e a vazão de chorume a ser lançada na ETE;

Teste 2: Vazão total composta por 89% de esgoto sanitário e 11% de chorume;

Teste 3: Vazão total composta por 80% de esgoto sanitário e 20% de chorume;

Teste 4: Vazão total composta por 100% de chorume.

Considerando que o objetivo principal do trabalho foi verificar a viabilidade do tratamento do chorume em conjunto com esgoto sanitário na ETE existente, o período de ensaio do Teste 1 foi mais prolongado que os demais, tendo em vista que este representa a proporção real de esgoto e chorume a ser

lançada na estação. Sendo assim, os resultados obtidos durante o Teste 1 são discutidos separadamente, enquanto os dados dos Testes 2, 3 e 4 são discutidos em conjunto pois a finalidade destes era avaliar não a viabilidade do tratamento (objeto do Teste 1), mas o comportamento do sistema quando submetido a vazões crescentes de chorume.

A seguir são apresentados na Figura 54 a eficiência global da linha 2 e a eficiência do tanque anaeróbio durante o Teste 1 (94% de esgoto e 6% de chorume).

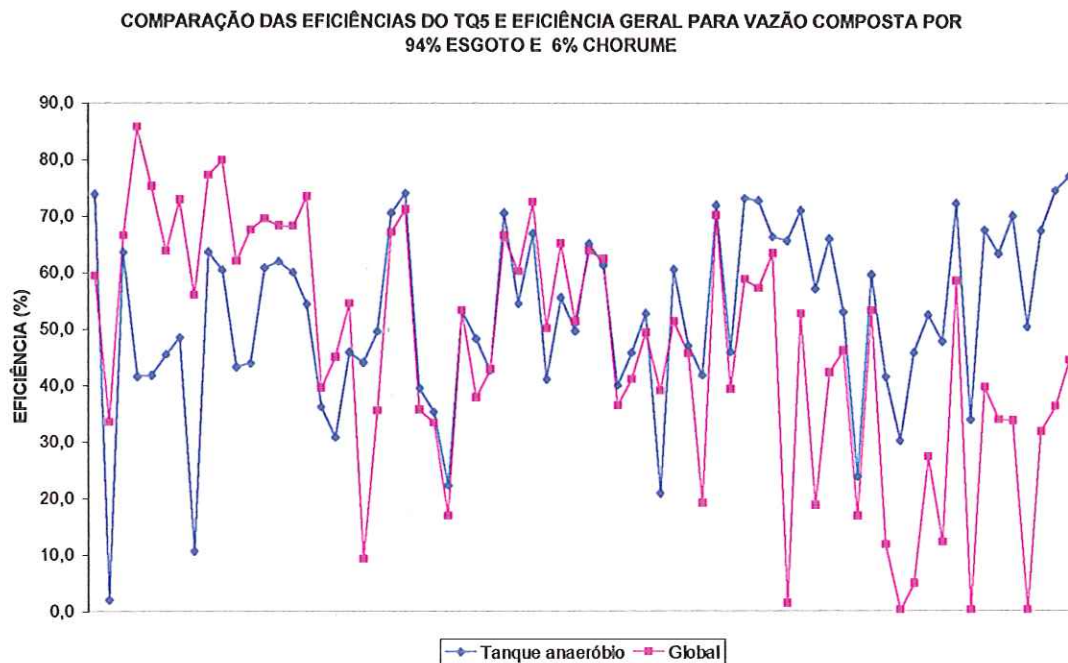


FIGURA 54 -Variação da eficiência do tanque anaeróbio e a eficiência global para vazão total composta por 94% de esgoto e 6% de chorume

Pode-se observar pela Figura 54 (obtida a partir dos resultados do Quadro 9, do item 5.1) a grande variação da eficiência global, ocorrendo valores "negativos" de eficiência, representados na figura pelos valores iguais a zero.

Com a finalidade de avaliar o comprometimento da eficiência do tratamento com o lançamento de chorume, a Figura 55 apresenta as eficiências médias mês a mês obtida na Linha 1 (só esgoto) e na Linha 2 operando com

esgoto e chorume na mesma proporção a ser lançada na ETE (94% de esgoto e 6% chorume).

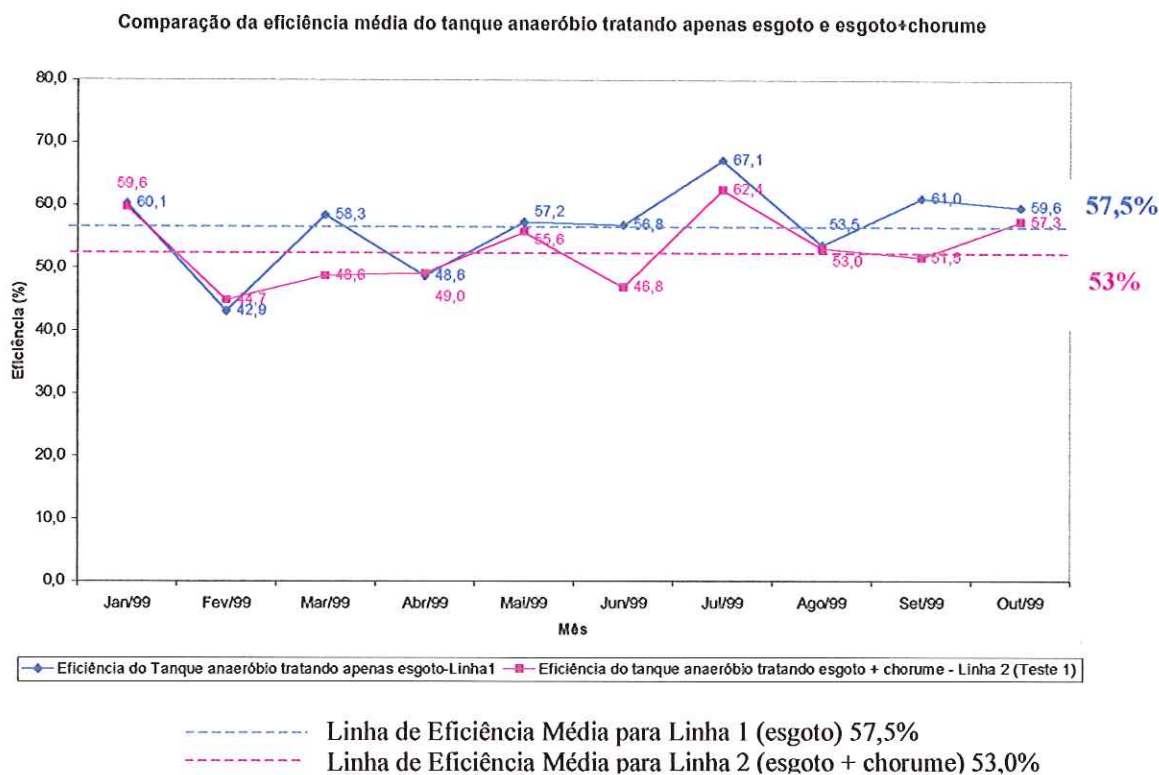


FIGURA 55 - Comparação da eficiência média dos tanques anaeróbios da Linha 1 e 2

Pela comparação da eficiência média da Linha 1 (57,5%) com a da Linha 2 (53%) pode-se concluir que, de um modo geral, a eficiência da parte anaeróbia não sofreu grandes alterações, apresentando uma redução de 7% na eficiência, para uma taxa de carregamento orgânico de 0,195 kg de DQO/m³, 32% acima da aplicada na linha 1.

Na Figura 56 (obtida a partir dos dados dos Quadros 8 e 9 do item 5.1) são apresentadas a variação da eficiências global da linha 1 (esgoto) e da linha 2 (94% de esgoto e 6% de chorume).

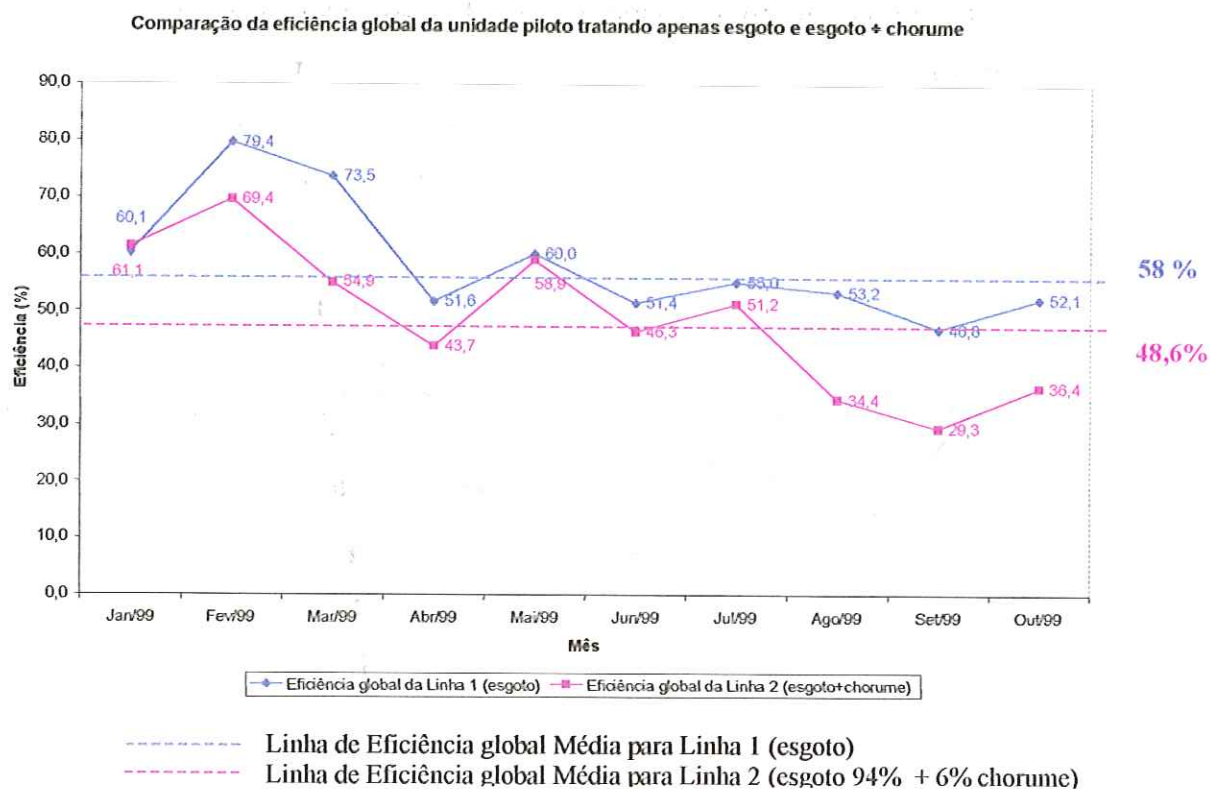


FIGURA 56 - Comparação da eficiência global da unidade piloto tratando apenas esgoto e esgoto mais chorume

Observa-se pela Figura 56 que a eficiência média global da unidade piloto tratando esgoto e chorume (Linha 2) foi de 48,6%, enquanto a média da eficiência global tratando apenas esgoto (Linha 1), para o mesmo período em que se realizou o teste 2 (janeiro a outubro de 1999), foi de 58%.

No entanto, como já comentado anteriormente, a eficiência média global da Linha 1 apresentou uma redução ao longo do experimento, que se for considerado para o cálculo da média global o período total de janeiro/99 a junho/00, a eficiência média da linha 1 passa a 46,1%.

Contudo, pode-se afirmar, que em vista dos resultados obtidos na Linha 1 e na Linha 2 da unidade piloto, o tratamento de chorume em conjunto com esgoto sanitário na proporção de 6% e 94% na unidade é viável, apresentando uma eficiência de remoção de DQO semelhante à eficiência obtida

no tratamento apenas de esgoto sanitário, não apresentando, para a proporção em questão, sinais de toxicidade decorrente da presença de metais no chorume.

Portanto, considerando que a unidade piloto montada simulou o sistema de lagoas existente, conclui-se que é viável o tratamento do chorume em conjunto com esgoto sanitário na ETE do CECAP.

Os resultados e os comentários apresentados a seguir tem por objetivo avaliar o comportamento da eficiência de remoção de DQO com o aumento da vazão de chorume na Linha 2. Na Figura 57 são apresentadas as eficiências médias mensais do tanque anaeróbico para o teste 1 (94% de esgoto e 6% de chorume), teste 2 (89% de esgoto e 11% de chorume), teste 3 (80% de esgoto e 20% de chorume) e teste 4 (100% de chorume). Como fator de comparação, foi lançado também a eficiência média da Linha 1.

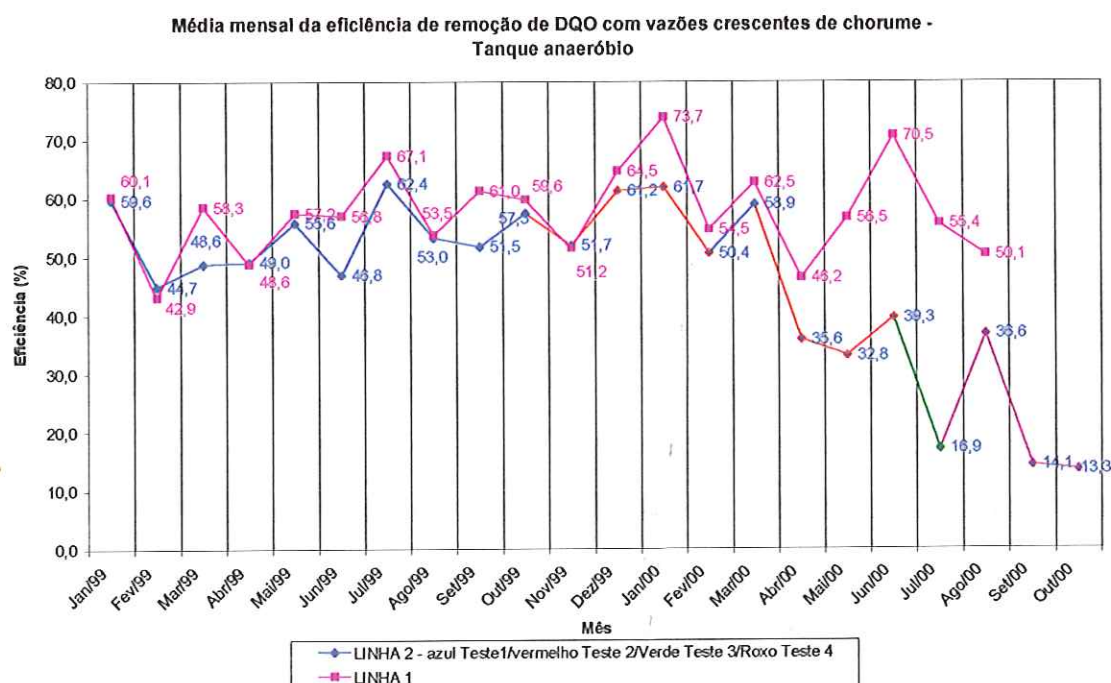


FIGURA 57- Comparação da eficiência do tanque anaeróbico da linha 1 (esgoto) com a eficiência obtida na Linha 2 para vazões crescentes de chorume.

Examinando a Figura 57, verifica-se a diminuição da eficiência de remoção de DQO à medida que a vazão de chorume aumenta, enquanto a eficiência da Linha 1 se manteve constante. A taxa de carregamento orgânico e o tempo de detenção hidráulica do tanque anaeróbio durante os testes foram:

Teste 1 (vazão total: 94% de esgoto e 6% de chorume): Taxa de carregamento orgânico $0,196 \text{ kg DQO/m}^3$ e tempo de detenção hidráulica de 4,96 dias.

Teste 2 (vazão total: 89% de esgoto e 11% de chorume): Taxa de carregamento orgânico $0,165 \text{ kg DQO/m}^3$ e tempo de detenção hidráulica de 4,69 dias.

Teste 3 (vazão total: 80% de esgoto e 20% de chorume): Taxa de carregamento orgânico $0,311 \text{ kg DQO/m}^3$ e tempo de detenção hidráulica de 4,23 dias.

Teste 4 (100% de chorume): Taxa de carregamento orgânico $0,190 \text{ kg DQO/m}^3$ e tempo de detenção hidráulica de 10,7 dias.

De início observa-se que, apesar da vazão crescente de chorume durante os Testes 1, 2 e 3, a taxa de carregamento orgânico do Teste 2 foi inferior à do Teste 1, contrariando as expectativas. Tal ocorrência está associada a coincidência do período de trabalho do Teste 2 com os meses do ano de maior precipitação pluviométrica (novembro a maio), acarretando a diminuição da DQO média do chorume, conforme apresentado na Figura 58.

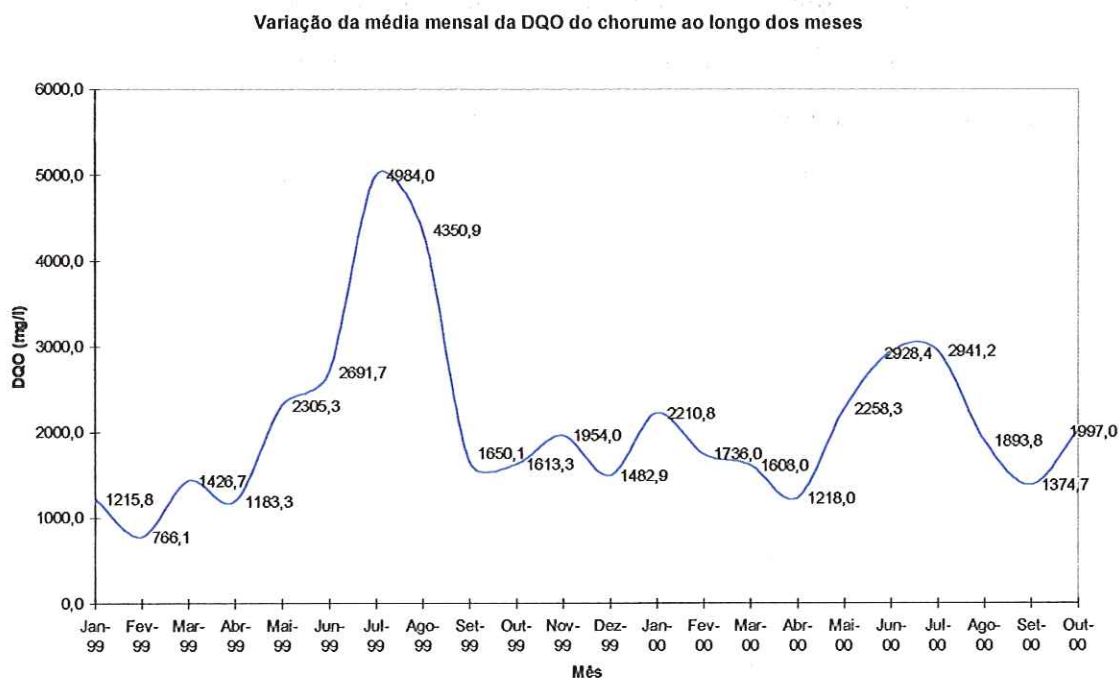


FIGURA 58 - Variação da concentração de DQO do chorume

Portanto, nota-se claramente o decaimento da eficiência com o aumento da vazão de chorume, mesmo quando este não está associado ao aumento da taxa de carregamento orgânico (caso do teste 2). Deve-se observar também que mesmo a taxa de carregamento orgânico mais elevada de $0,311 \text{ kg DQO/m}^3$ não representa um valor acima dos praticados nos projetos das lagoas anaeróbias, mostrando que este parâmetro definitivamente não foi a causa da queda de eficiência do processo anaeróbio.

Por outro lado, considerando a idade avançada do aterro sanitário do "Pau Queimado" e a relação DBO/DQO de 0,41 pode-se supor que o chorume encontra-se com parte da matéria orgânica passível de degradação biológica já estabilizada - decorrente da idade dos resíduos aterrados e do processo de recirculação do chorume -, restando em sua maioria compostos orgânicos de difícil degradação biológica. Deve-se ressaltar que os valores de DBO utilizados no cálculo da relação acima foram obtidos antes do início do trabalho, quando ainda não se realizava a recirculação do chorume, significando que a relação DBO/DQO atual é menor que a apresentada anteriormente.

Com relação a redução do tempo de detenção hidráulica em 15% do teste 1 para o teste 3, em razão do aumento da vazão de chorume, não foi significativo tendo em vista que o menor tempo de detenção obtido no trabalho foi de 4,23 dias e está dentro dos valores praticados em lagoas anaeróbias.

A possível correlação da perda de eficiência observada nos testes 1, 2 e 3 com o aumento da concentração de metais decorrente do aumento da vazão de chorume, foi descartada em função das concentrações de metais no afluente das duas linhas serem semelhantes, com exceção do manganês, conforme Tabela 34 apresentada no item 6.2 deste capítulo.

Contudo, pode-se concluir que, para o chorume utilizado e para as condições de trabalho da unidade piloto, o aumento da vazão de chorume reduziu a eficiência do processo anaeróbio na remoção de DQO.

Na eficiência global do sistema, também foi observada queda com o aumento da vazão (Linha 2), mas como a Linha 1 também apresentou comportamento semelhante, atribuir a queda da eficiência exclusivamente ao aumento da vazão de chorume, pode ser precipitada, sendo provável que existam outros fatores como, por exemplo: excesso de lodo nos tanques facultativos; existência de zonas mortas e algas, que também contribuíram para a redução da eficiência tanto na Linha 1 como na Linha 2.

A seguir, na Figura 59 é apresentada a eficiência global da Linha 2 durante os testes 1, 2, 3, e 4 e a eficiência da Linha 1, enquanto a Figura 60 apresenta as eficiências gerais médias obtidas no trabalho.

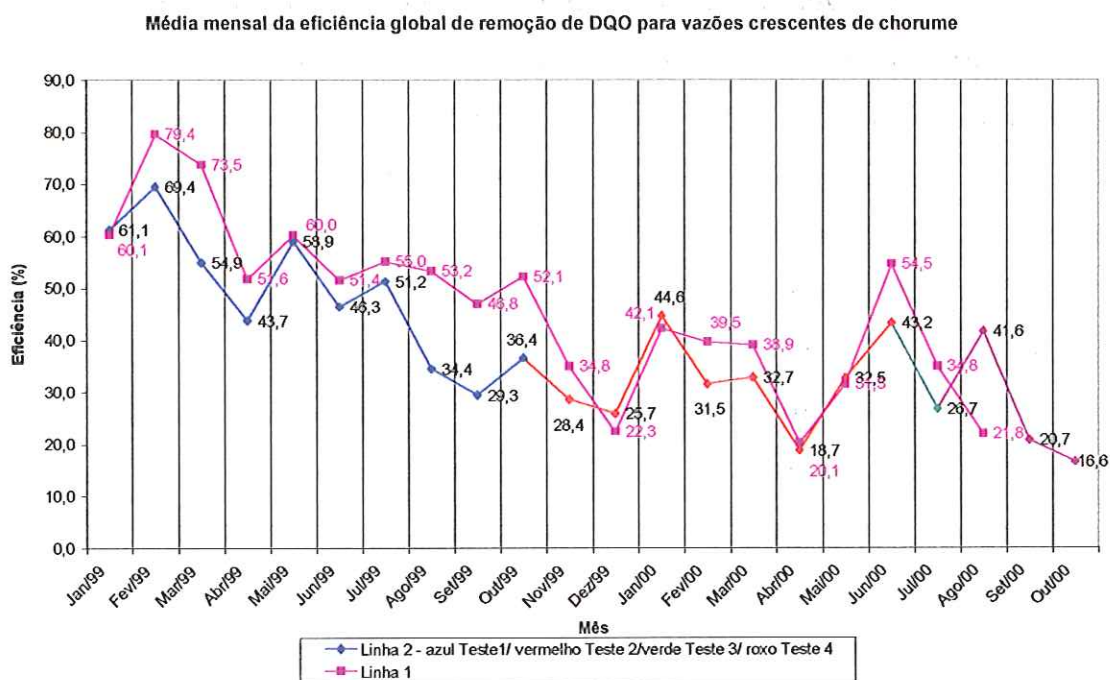


FIGURA 59 -Média mensal da eficiência global para a Linha 1 e para a Linha 2 operando com vazões crescentes de chorume.

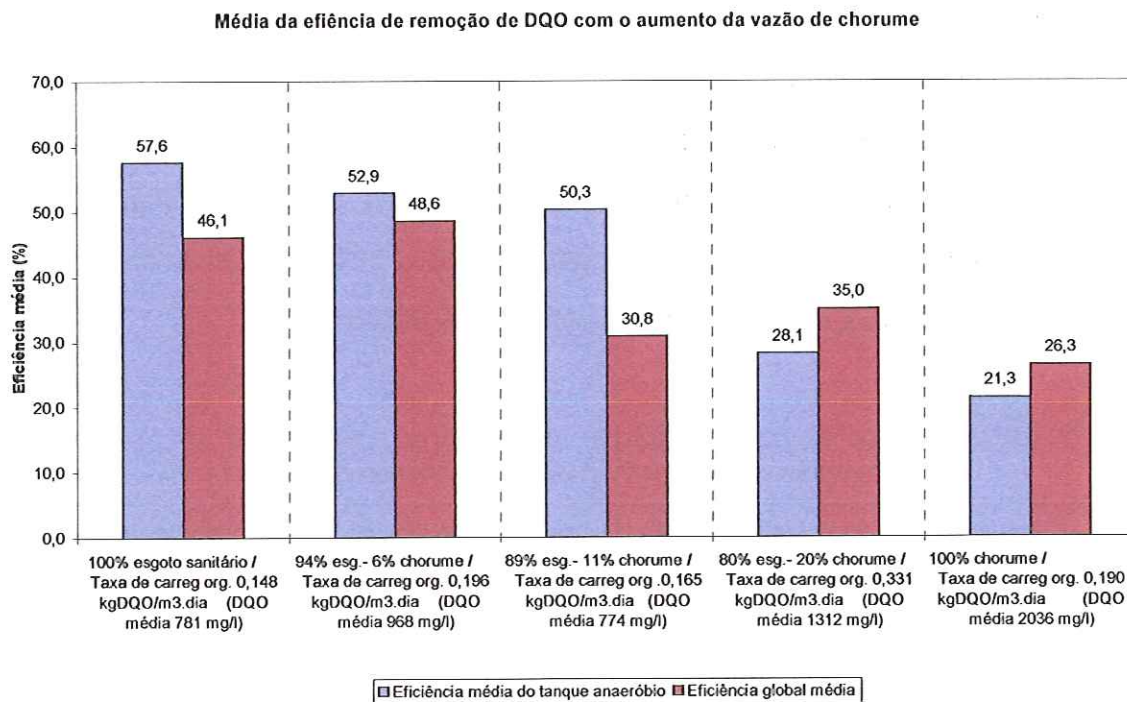


FIGURA 60 - Média da eficiência com o aumento da vazão de chorume

Contudo, pode-se concluir que o emprego de sistema Australiano de Lagoas no tratamento do chorume gerado em aterros mais antigos, deve ser visto com cautela.

Tal afirmação é sustentada nos resultados obtidos no teste 4, que apesar da baixa taxa de carregamento orgânico e do elevado tempo de detenção hidráulica (10,7 dias), este apresentou a menor eficiência do experimento com 21%.

Um outro ponto que deve ser observado é a comparação das taxas de carregamento do teste 2 (0,196 kg DQO/dia) com a do teste 4 (0,190 kg DQO/dia) que, apesar de serem praticamente iguais, as eficiências obtidas foram 57,7% e 21,3%, respectivamente.

A comparação anterior permite dizer ainda que, nas condições do trabalho e para as características do chorume, a utilização de tratamento biológico do chorume juntamente com esgoto sanitário (teste 2) apresenta melhor desempenho do que o tratamento isolado do chorume (teste 4).

Como a unidade foi montada na própria ETE de Piracicaba e recebeu o esgoto sanitário afluente da estação, algumas análises apresentaram grande variação de DQO. Nesse sentido, foi investigada a possível correlação entre concentração de DQO afluente à unidade piloto com a eficiência de remoção, na tentativa de explicar a variação ocorrida na eficiência de remoção. A Tabela 29 apresenta o coeficiente de correlação entre eficiência do tanque anaeróbico e DQO no afluente (esgoto bruto) e a Tabela 30 o coeficiente de correlação entre a eficiência global com a DQO afluente.

TABELA 29- Coeficiente de correlação entre eficiência de remoção de DQO no tanque anaeróbico com concentração de DQO afluente das Linhas 1 e 2

Composição da vazão afluente/carga orgânica (kgDQO/dia)	Coeficiente de correlação
100% esgoto sanitário / 0,148	0,69
94% esgoto + 6% chorume / 0,195	0,78
89% esgoto + 11% chorume / 0,165	0,54
80% esgoto + 20% chorume / 0,311	0,48
100% chorume / 0,190	0,10

TABELA 30 - Coeficiente de correlação entre eficiência global de remoção de DQO com concentração de DQO afluyente para as Linhas 1 e 2

Composição da vazão afluyente	Coeficiente de correlação
100% esgoto sanitário	0,81
94% esgoto + 6% chorume	0,35
89% esgoto + 11% chorume	0,66
80% esgoto + 20% chorume	0,50
100% chorume	0,82

Com base nos dados das Tabela 29 e 30 pode-se dizer - para as condições em que se desenvolveu a pesquisa -, que para vazão composta por 100% de esgoto ocorreu uma boa correlação entre concentração de DQO afluyente x eficiência de remoção, tanto para o tanque anaeróbio (Tabela 29) como para o sistema como um todo (Tabela 30). Uma hipótese é que com o aumento da carga orgânica a relação alimento/microrganismo também aumente, facilitando a assimilação da matéria orgânica pelos microrganismos.

Já os coeficientes de correlação entre DQO x eficiência de remoção para a vazão composta por esgoto e chorume foram pouco significativos, não apresentando uma uniformidade nos testes. Tal fato pode estar associado a compostos orgânicos de difícil degradação biológica, presentes no chorume, que apesar de contribuírem para o aumento da DQO não são degradados biologicamente.

6.2 Considerações Gerais sobre a Eficiência da Unidade Piloto na Precipitação dos Metais Presentes no Líquido Percolado

A seguir, são apresentadas no Quadro 28 a média das porcentagens de remoção de cada metal para as Linhas 1 e 2 e as concentrações médias obtidas para o chorume e para o esgoto.

QUADRO 28 - Eficiência na Precipitação de metais para as Linhas 1 e 2

Metais	Concentração média (mg/l) entrada		Porcentagem média de remoção	
	L1- Esgoto	L2 - Chlorume+esgoto	Linha 1	Linha 2
Ferro	3,99	4,10	66,7	71,3
Zinco	0,60	0,58	43,2	33,1
Manganês	0,07	0,18	45,9	44,2
Cobre	0,05	0,05	41,7	51,3

Obs: L1 – Linha 1 e L2 – Linha 2

Apesar de os resultados apresentados nos Quadros 13 a 22 e nos Quadros 15 e 16 terem mostrado uma redução na concentração de metais no efluente e a presença de elevadas concentrações de metais no lodo dos tanques indicarem uma possível precipitação, é difícil atribuir um percentual de remoção confiável com base nos dados deste trabalho.

O Quadro 19 mostra que, com exceção do manganês, as concentrações de metais no afluente da entrada da linha 2 foram semelhantes às encontradas na Linha 1, descartando a associação da queda da eficiência de remoção de DQO da Linha 2 pelo aumento da concentração de metais.

6.3 Comportamento dos Parâmetros: Oxigênio Dissolvido; Nitrogênio, pH

- **Oxigênio Dissolvido**

A variação da concentração de oxigênio dissolvido nos tanques facultativos das duas linhas da unidade piloto foi elevada, atingindo valores máximos de 30,0 mg/l e mínimos próximos ou iguais a zero, para todos os tanques facultativos, conforme as Figuras 61 e 62.

As elevadas concentrações de O.D. foram associadas ao excesso de algas fotossintetizantes nos tanques, as quais introduziram elevadas concentrações de oxigênio, acima do limite de saturação normalmente encontrado em águas isentas de poluição.

Por outro lado, o crescimento descontrolado de algas fez com que uma camada espessa se formasse na superfície dos tanques, dificultando a penetração de luz no seu interior, impedindo o processo de fotossíntese nas camadas inferiores à superfície e levando à morte das algas. A partir deste momento, a matéria orgânica disponível aumentava, acarretando no aumento da população de microrganismos aeróbios (devido à disponibilidade de oxigênio), que consumiam grandes quantidades de oxigênio, provocando então a queda na concentração de oxigênio dissolvido.

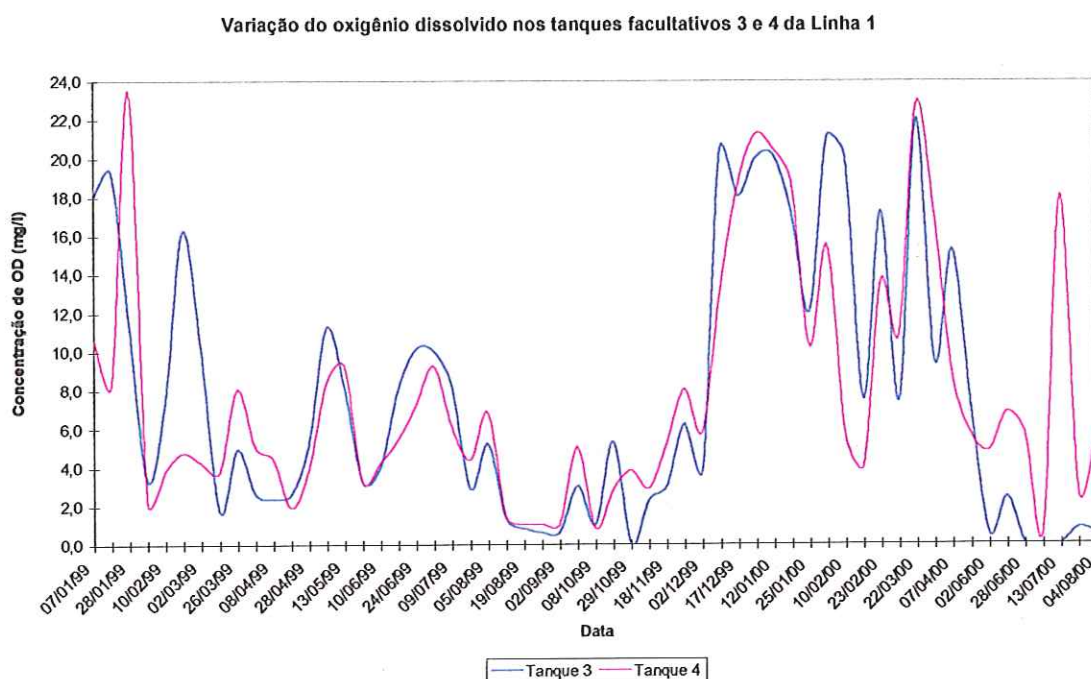


FIGURA 61 - Variação da concentração de oxigênio dissolvido nos tanques 3 e 4 da Linha 1 (esgoto)

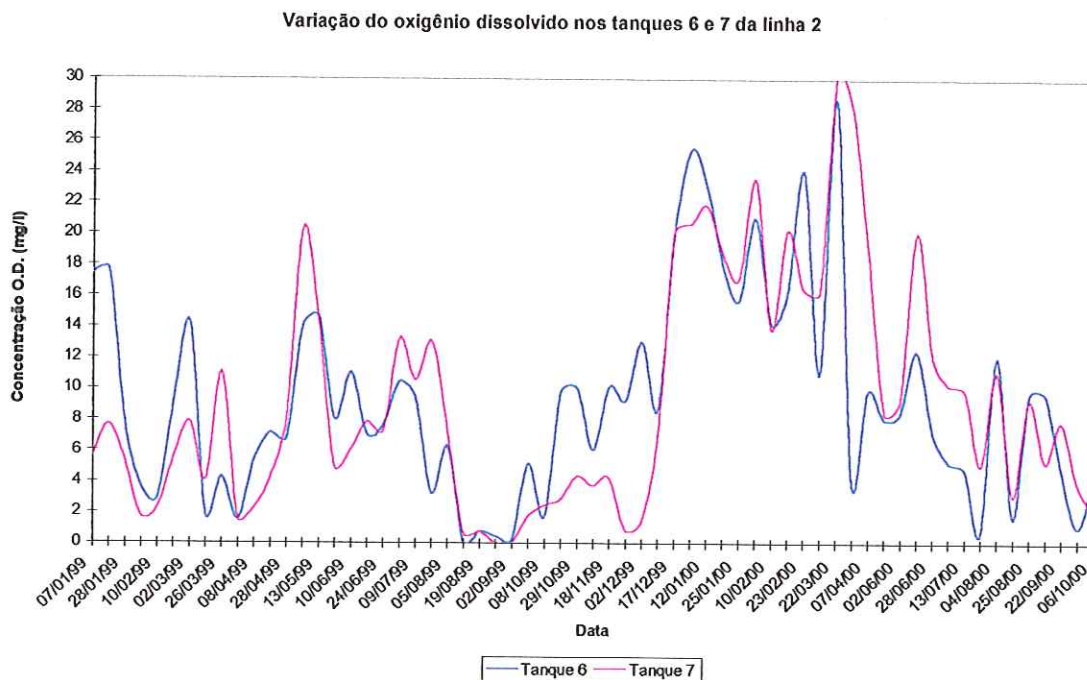


FIGURA 62 - Variação da concentração de oxigênio dissolvido nos tanques 6 e 7 da Linha 2 (esgoto e chorume)

Comparando as concentrações de oxigênio nas Linhas 1 e 2 observa-se que, para o experimento realizado, o lançamento de chorume não reduziu a concentração de oxigênio dissolvido nos tanques, permanecendo as duas linhas com comportamento muito semelhantes, conforme apresentam as Figuras 63 e 64.

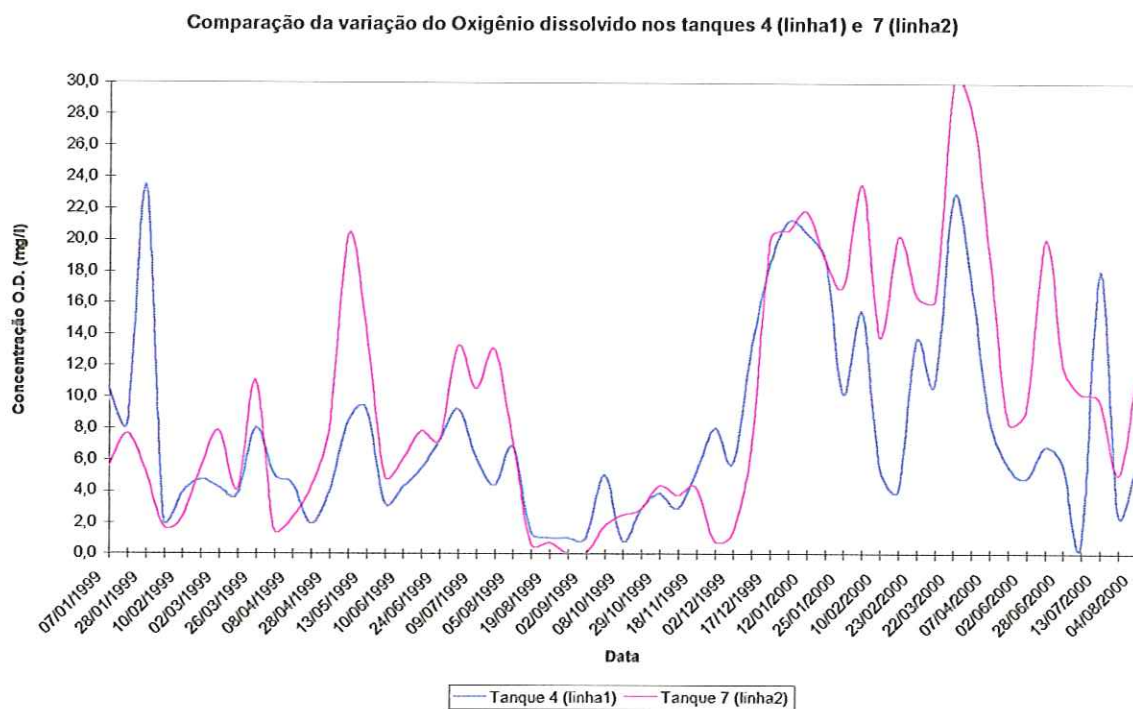


FIGURA 63 - Comparação da variação da concentração de oxigênio dissolvido nos tanques 4 (linha 1) e 7 (linha 2)

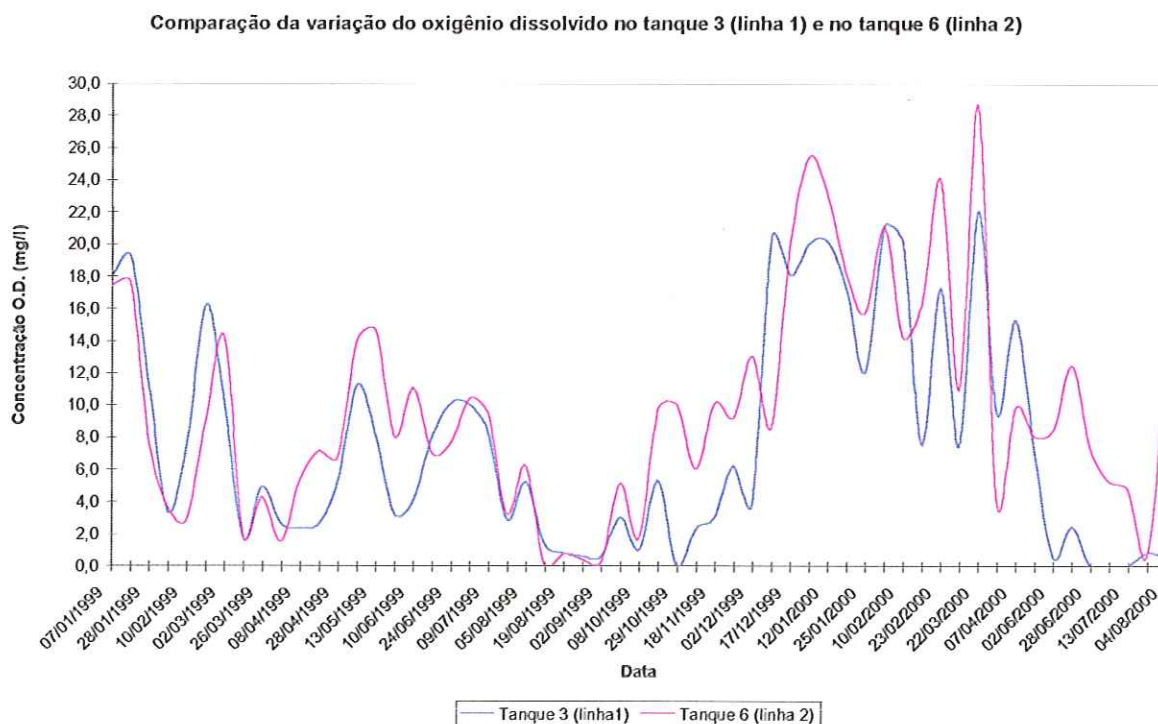


FIGURA 64 - Comparação da variação da concentração de oxigênio dissolvido nos tanques 3 (linha 1) e 6 (linha 2).

- **Nitrogênio e Fósforo**

Observa-se, em função dos resultados das formas de nitrogênio encontradas nos tanques da unidade piloto, que os tanques anaeróbios contribuíram significativamente para a transformação de grande parte do nitrogênio orgânico para a forma amoniacal e, em seguida, para nitrito e nitrato, nos tanques facultativos.

Com base nos resultados dos Quadros 24 e 25 do item 5.3, obteve-se uma eficiência média de remoção de nitrogênio total e amoniacal na unidade piloto de 50,2% e 87,5% para a Linha 1 e 66,5% e 82,5% para a Linha 2, respectivamente. A eficiência elevada de remoção de nitrogênio pode estar associada à grande presença de algas nos tanques, que utilizavam parte do nitrogênio no seu desenvolvimento.

Convém frisar que mesmo a Linha 2 recebendo uma concentração mais elevada de nitrogênio do que a Linha 1, a ocorrência da proliferação de algas na linha 2 não foi mais acentuada, comportando-se as duas da mesma maneira em relação ao excesso de algas.

Com relação à remoção de fósforo da unidade piloto, esta ficou em torno de 20% para as duas linhas.

- **pH**

Os valores de pH foram praticamente constantes em todos os tanques, mantendo-se acima de 7,8 tanto na Linha 1 como na linha 2, não apresentando diferença significativa entre as duas linhas, com exceção do pH do tanque anaeróbio da Linha 2 que permaneceu acima dos valores do tanque anaeróbio da Linha 1, conforme Figuras 65, 66, 67 e 68.

Deve-se acrescentar que não ocorreu qualquer adição de produto químico para a correção do pH do esgoto utilizado nos testes.

Observou-se um aumento do pH ao longo do processo de tratamento, o que pode ser atribuído à elevada quantidade de algas que, ao consumirem dióxido

de carbono, promoviam a dissociação do íon bicarbonato em OH^- e CO_2 , favorecendo o aumento do pH. No entanto, após um período de 5 a 10 dias do "pico" da proliferação das algas, notou-se, sempre, uma pequena redução do pH, chegando a valores próximos de 7,0.

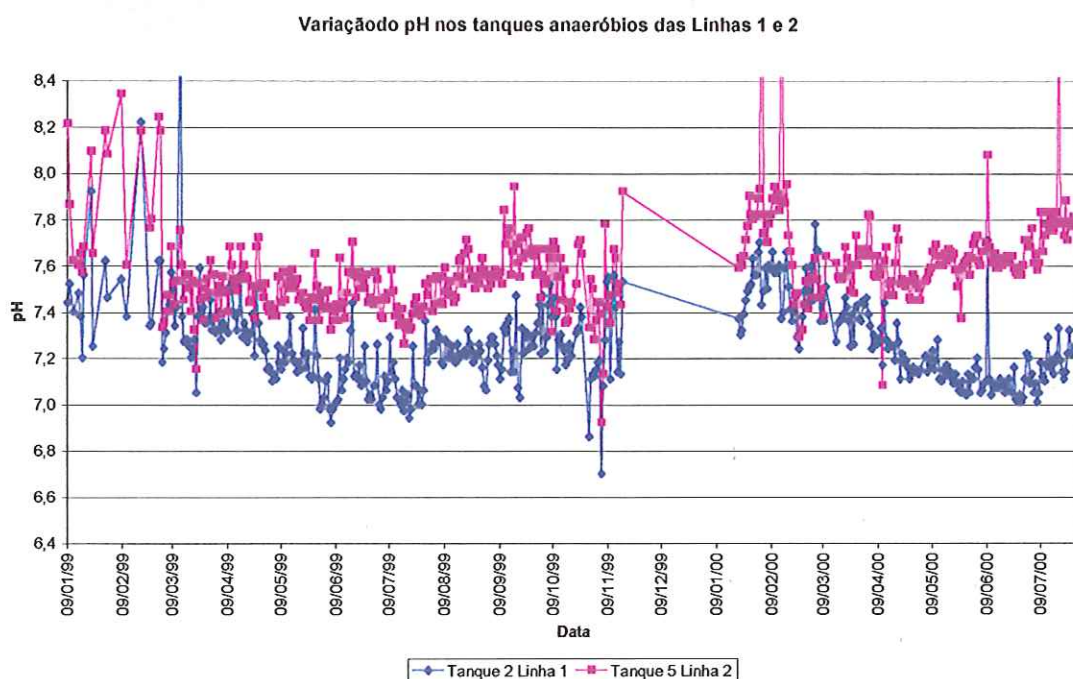


FIGURA 65 - Variação do pH nos tanques anaeróbios das Linhas 1 e 2

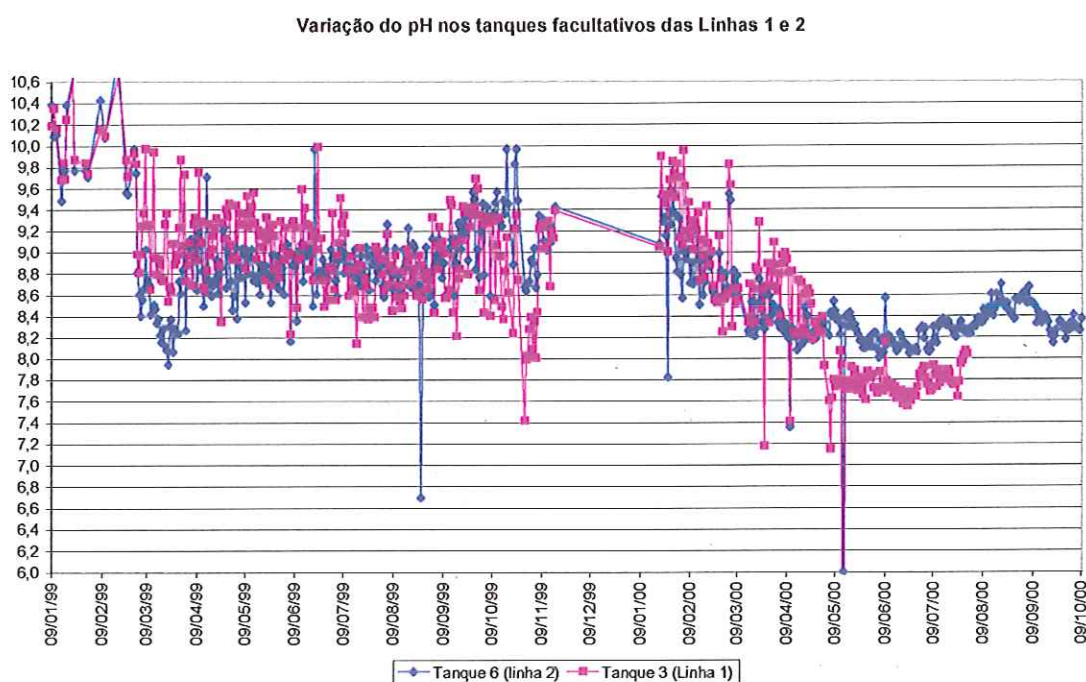


FIGURA 66 - Variação do pH nos tanques facultativos das Linhas 1 e 2

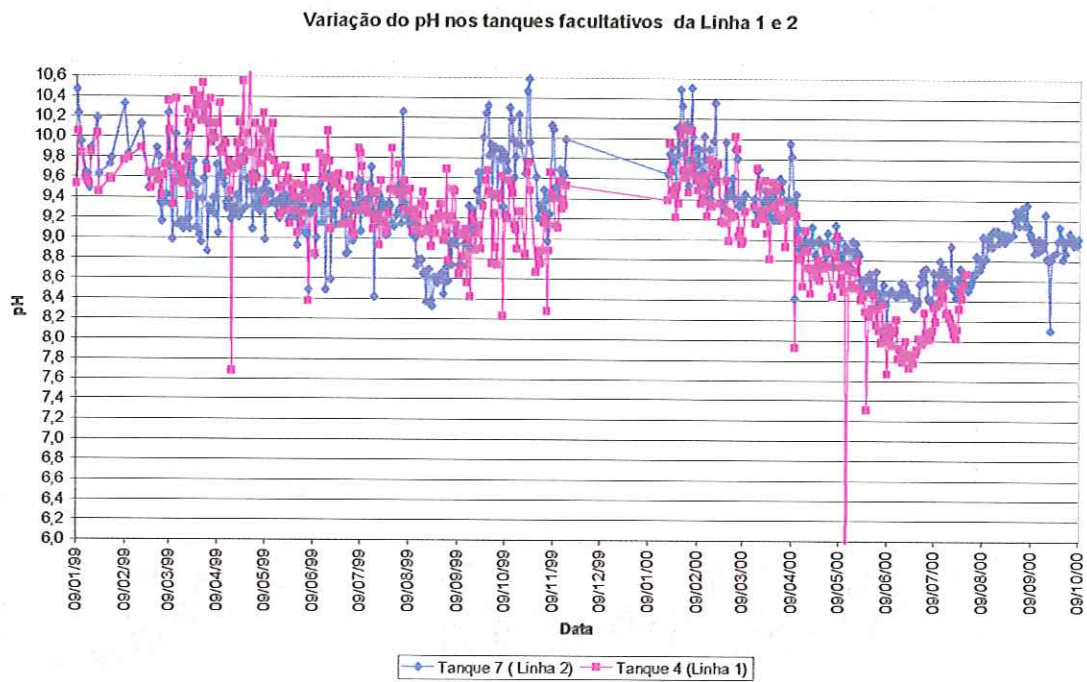


FIGURA 67 - Variação do pH nos tanques facultativos das Linhas 1 e 2

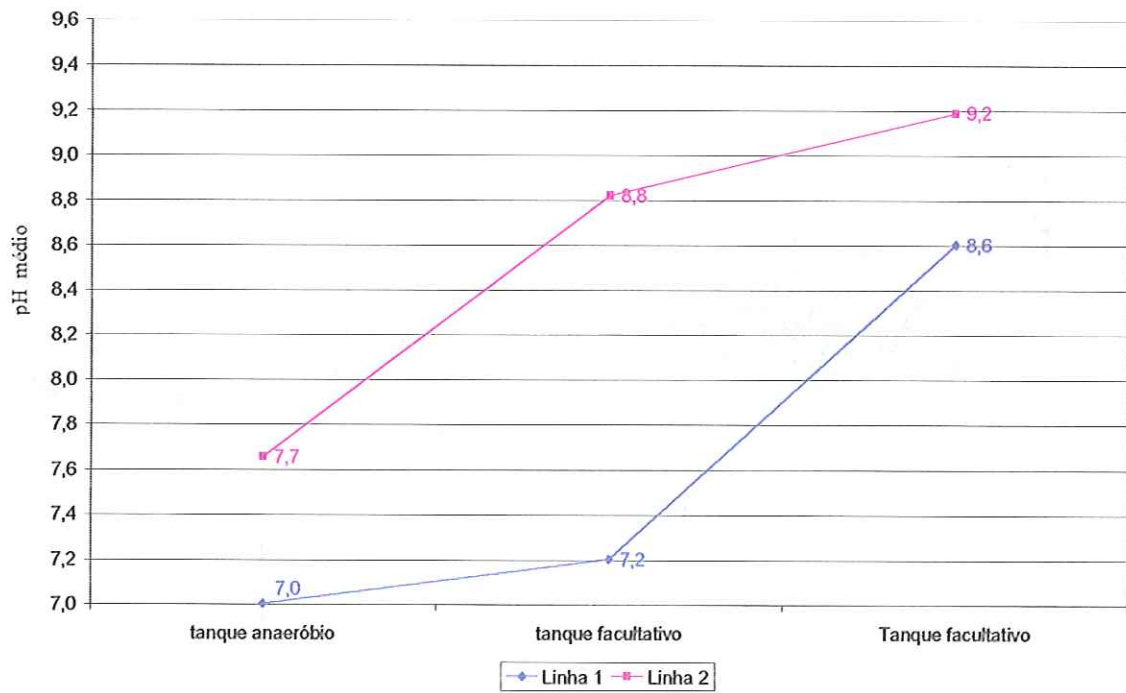


FIGURA 68 - Valor médio do pH obtido nos tanques das Linhas 1 e 2

6.4 Comportamento das Características Qualitativas (DQO, Metais, Nitrogênio e pH) e Quantitativas (Vazão) do Líquido Percolado Gerado no Aterro de Pau Queimado e sua Relação com o Índice Pluviométrico

Conforme apresentado na revisão bibliográfica, os dados apresentados sobre as características do chorume são, na sua maioria, relativos a outros países, os quais apresentam suas próprias particularidades com relação a concepção do projeto, forma de operação do aterro e a própria composição dos resíduos.

Nesse sentido, os comentários apresentados a seguir, tem por finalidade avaliar o comportamento das características quali/quantitativas do chorume gerado em aterro sanitário, levando em consideração as particularidades do projeto e da forma de operação, sob a influência das condições climáticas de nosso país.

- **DQO**

A primeira característica avaliada foi o comportamento da concentração média mensal de DQO com a precipitação pluviométrica mensal, apresentada na Figura 69.

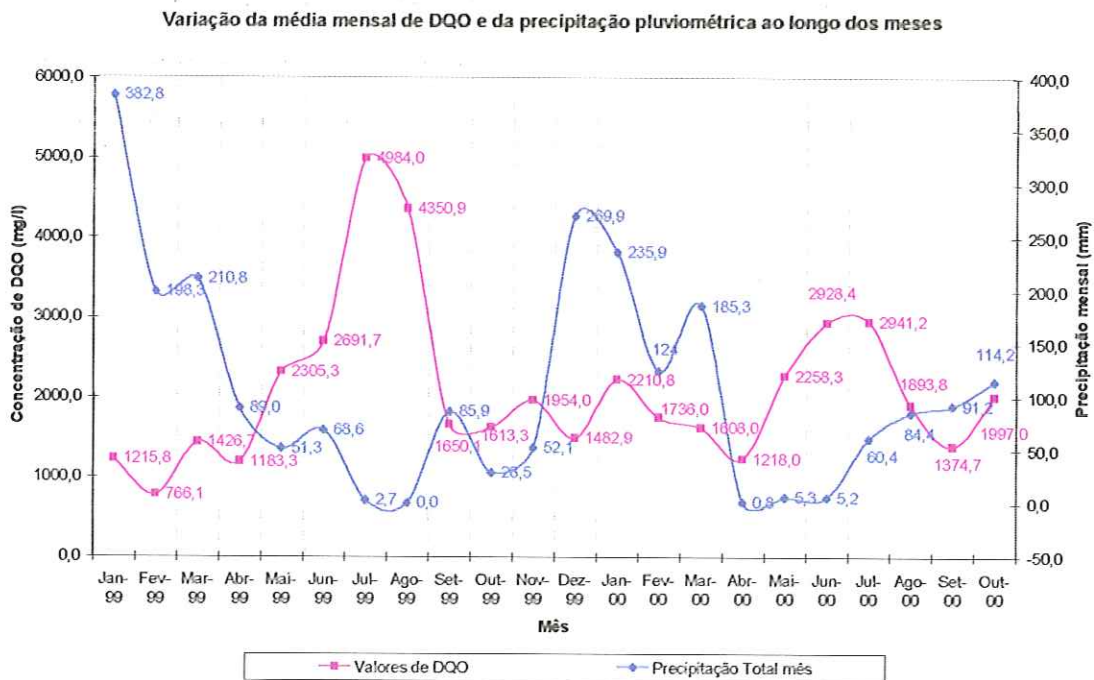


FIGURA 69 - Variação da média mensal de DQO e a precipitação mensal

Com base na Figura 69, pode-se observar que para os meses que apresentaram uma maior precipitação mensal, a concentração média de DQO do chorume foi reduzida, enquanto para os períodos de estiagem, de maio a agosto, obteve-se as maiores concentrações de DQO

Analisando os valores máximos e mínimos de DQO para cada ano, observa-se que a menor concentração de DQO (766 mg/l), registrada no mês de fevereiro, foi 6,5 vezes menor que a maior concentração (4.984mg/l) ocorrida no mês de julho, no ano de 1999. Para o ano de 2000, a menor concentração foi registrada em abril, apresentando um valor de 1218 mg/l, 2,4 vezes menor que a maior concentração (2.941 mg/l), também ocorrida em julho.

A média mensal de DQO para o ano 1999 (de janeiro a dezembro) foi de 2.135 mg/l, para uma precipitação mensal média de 120 mm, enquanto para o ano de 2000 (de janeiro a outubro) a média foi de 2.016 mg/l, para uma precipitação mensal média de 90,7 mm. Deve-se destacar que em função das médias de DQO e de precipitação obtidas para o ano de 2000 não terem incluído os meses de novembro e dezembro, que normalmente apresentam menores valores de DQO e elevados índices de precipitação pluviométrica, a média obtida

para a DQO certamente está acima daquela que seria obtida caso se computasse os valores de novembro e dezembro. Portanto, para viabilizar a comparação das médias de 1999 e 2000, calculou-se os valores referentes a 1999 de janeiro a outubro, uniformizando os períodos utilizados.

Na Tabela 32 são apresentadas a média mensal de DQO, a precipitação mensal média e a precipitação total para o período de janeiro a outubro dos anos de 1999 e 2000.

TABELA 32 - Valores médios de DQO e Precipitação no período de janeiro a outubro, para os anos de 1999 e 2000

Ano	DQO média mensal (mg/l)	Precipitação média mensal (mm)	Precipitação acumulada no período (mm)
1999	2.219	112	1.118
2000	2.017	91	907

Com base nos dados da Tabela 32, verifica-se que a concentração média de DQO teve uma redução de aproximadamente 10% durante no período de um ano. Deve ser ressaltado que a redução da concentração de DQO em 2000 ocorreu independentemente deste ano ter apresentado uma menor precipitação em relação ao ano de 1999, condição esta que contribui para o aumento da concentração do chorume.

Portanto, pode-se afirmar que a recirculação do chorume em aterros mais antigos contribui, de forma menos pronunciada do que a observada em aterros mais recentes, para a redução da carga orgânica.

Com o objetivo de investigar melhor a redução da concentração da DQO do chorume com o aumento da precipitação, partiu-se da hipótese de que a redução da concentração está relacionada com a "diluição" do chorume pelo aumento da infiltração de água pluvial precipitada sobre a área do aterro em períodos chuvosos.

Nesse sentido, pesquisou-se a relação entre Vazão de chorume x Precipitação mensal através do cálculo do coeficiente de correlação, apresentado na Tabela 33.

TABELA 33 - Coeficiente de correlação entre precipitação e vazão de chorume

Mês/Ano	Precipitação mensal (mm)	Vazão medida (m ³ /dia)
Setembro 1999	63,91	11,85
Outubro 1999	110,30	18,70
Novembro 1999	130,39	11,40
Dezembro 1999	200,95	44,00
Janeiro 2000	224,47	132,49
Fevereiro 2000	184,07	50,72
Coeficiente de correlação		0,797759

O coeficiente de correlação apresentado na Tabela 33 confirma portanto a relação existente entre a precipitação e a vazão de chorume no aterro em estudo, refletida na concentração da DQO.

Portanto, em projetos de aterros sanitários localizados em regiões com elevado índice pluviométrico deve ser estudada a viabilidade de impermeabilização superficial com geomembrana que, apesar de apresentar um custo mais elevado que a utilização apenas de camada de solo compactado, pode reduzir os custos envolvidos na tratamento de elevadas vazões de chorume.

As Figuras 70 e 71 apresentam o comportamento da vazão de chorume com a precipitação pluviométrica.

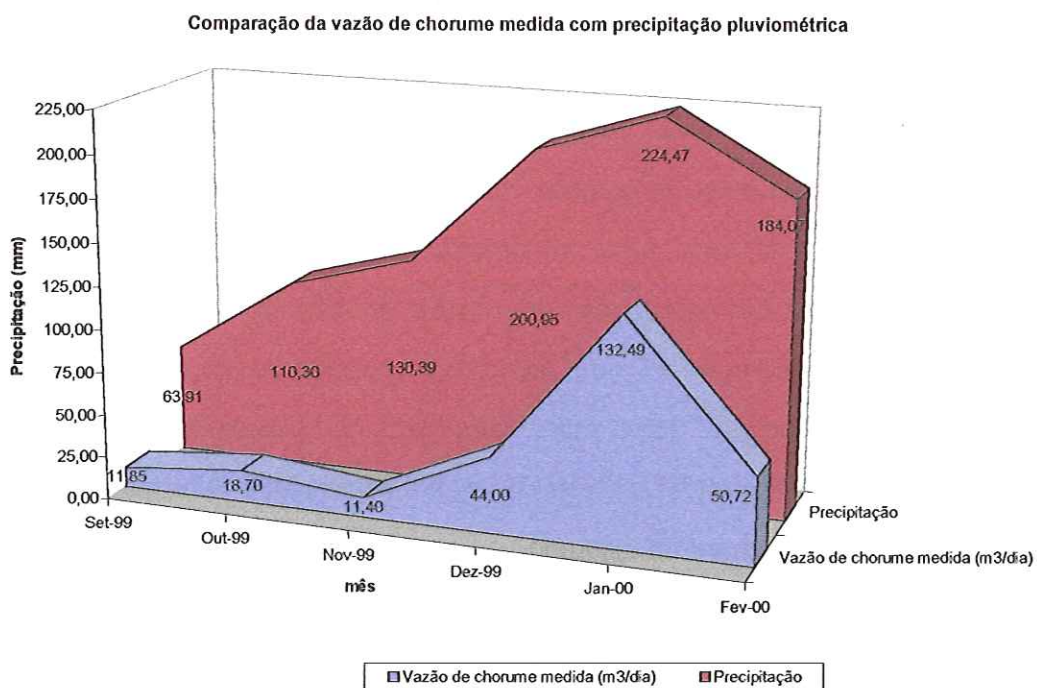


Figura 70 - Comportamento da vazão de chorume em relação à precipitação

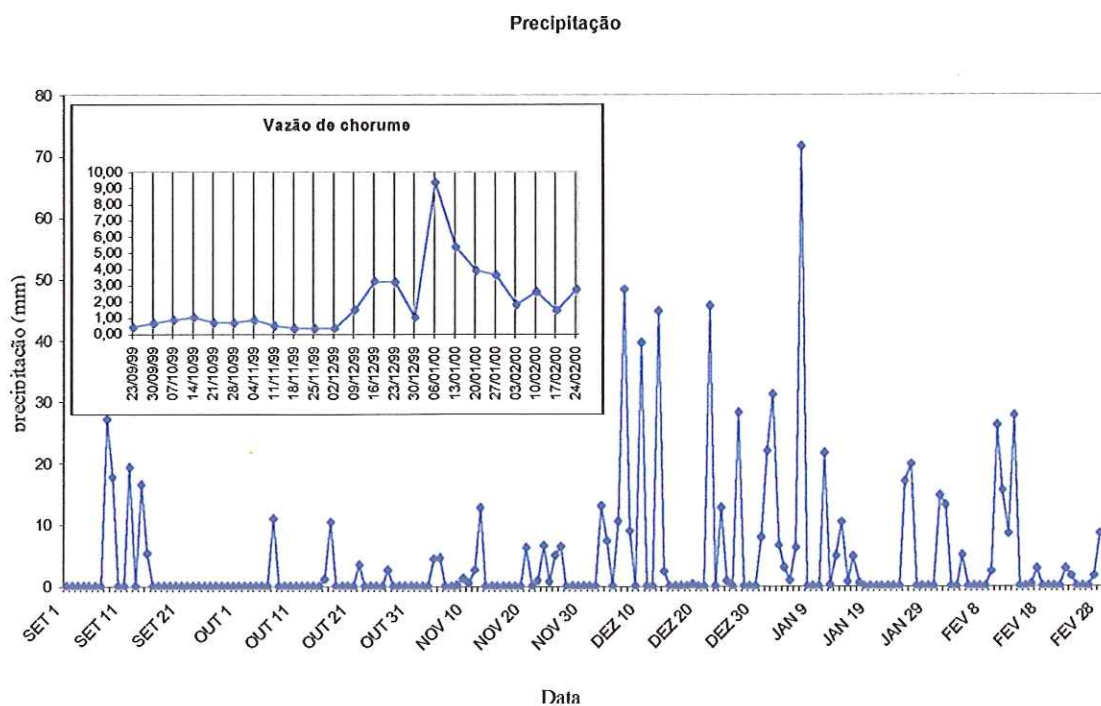


FIGURA 71 - Comparação da taxa de geração de chorume com a precipitação pluviométrica

Nota-se nas Figuras 70 e 71 que as primeiras precipitações pluviométricas ocorridas nos meses de setembro a novembro não aumentaram a taxa de geração de chorume, sendo verificadas alterações a partir das intensas chuvas ocorridas no mês de janeiro. Isto se deve ao fato da capacidade dos resíduos aterrados de reter água precipitada sobre o aterro, evitando que esta chegue aos drenos sub-superficiais na forma de chorume. Entretanto, pode-se verificar também que após o "pico" de chuva ocorrida no mês de janeiro, a taxa de geração de chorume ficou mais "sensível" às variações de precipitação, conforme mostra a Figura 71, mostrando que a capacidade de armazenamento de água na massa de resíduos foi atingida.

A investigação da correlação entre concentração de DQO e vazão de chorume levou a um coeficiente pouco expressivo de 0,29, podendo ser decorrente do fato da não coincidência entre os dias de coleta de amostras para DQO e a medição de vazão. A Figura 72 apresenta a variação da concentração de DQO com a vazão de chorume medida na caixa de acumulação do aterro sanitário.

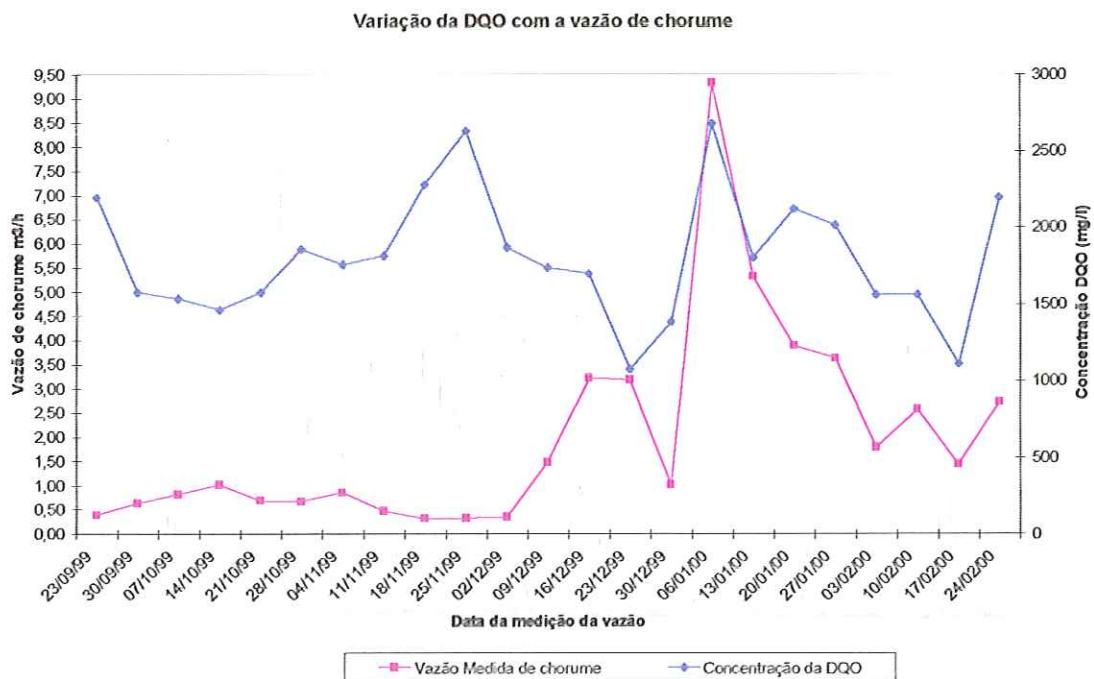


FIGURA 72 - Variação da concentração de DQO com a vazão de chorume medida na caixa de acumulação do aterro sanitário

- **Metais**

A concentração de metais encontradas no chorume estudado foram inferiores às apresentadas na literatura, mesmo quando comparada com o chorume de aterros mais antigos. Tal fato pode ser decorrente do processo de recirculação, realizado desde 1997.

Em vista das baixas concentrações de metais no chorume, o risco de toxicidade à processos biológicos pode ser descartado, principalmente no caso de lagoas de estabilização. A seguir, na Tabela 34, são apresentadas as concentrações médias de cada metal, a faixa de variação e os valores de referência encontrados na bibliografia.

TABELA 34 - Concentração média e faixa de variação das concentrações de metais obtidas no trabalho

Metais (mg/l)	Faixa de variação	Média	Faixa de variação dos valores encontrados no Brasil
Ferro	1,25 – 8,30	4,87	8,7 - 63 (* ¹)
Zinco	0,12 – 4,65	0,9	6,3 - 10,4 (* ²)
Manganês	0,14 – 0,56	0,34	2,4 - 15,2 (* ²)
Cobre	0,03 – 0,13	0,072	0,14 - 0,29 (* ²)

Fonte: (*¹) PESSIN et al. (2000)

(*²) RUSSO (2000)

A relação entre a concentração de metais no chorume e a precipitação pluviométrica não apresentou um bom coeficiente de correlação, com exceção do ferro, que aparentemente variou inversamente com a precipitação. A seguir, nas Figuras 73 e 74 são apresentadas as variações da concentração de metais com a precipitação mensal.

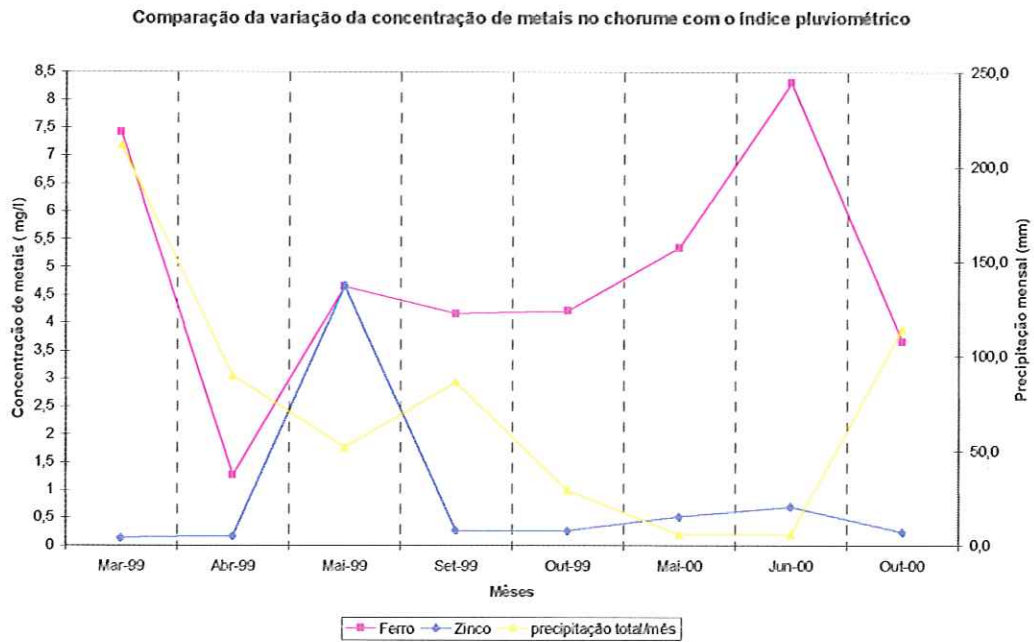


FIGURA 73 - Variação da concentração de ferro e zinco do chorume com a precipitação pluviométrica

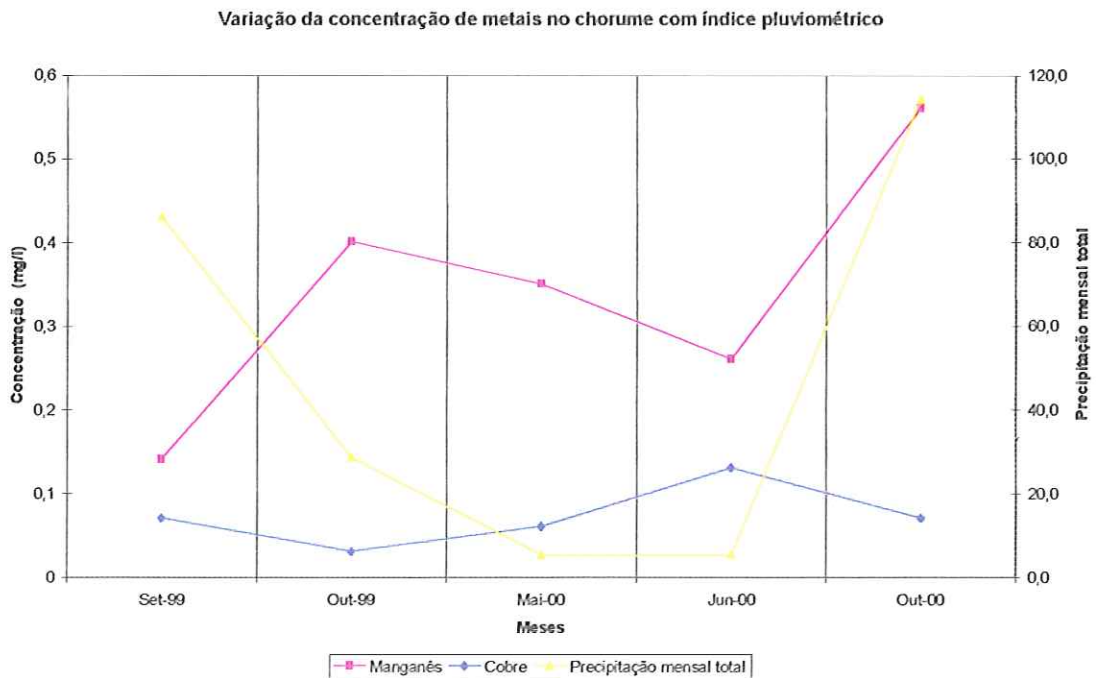


FIGURA 74 - Variação da concentração de cobre e manganês do chorume com a precipitação pluviométrica

• pH e Nitrogênio

A variação do pH do chorume é apresentada na Figura 75.

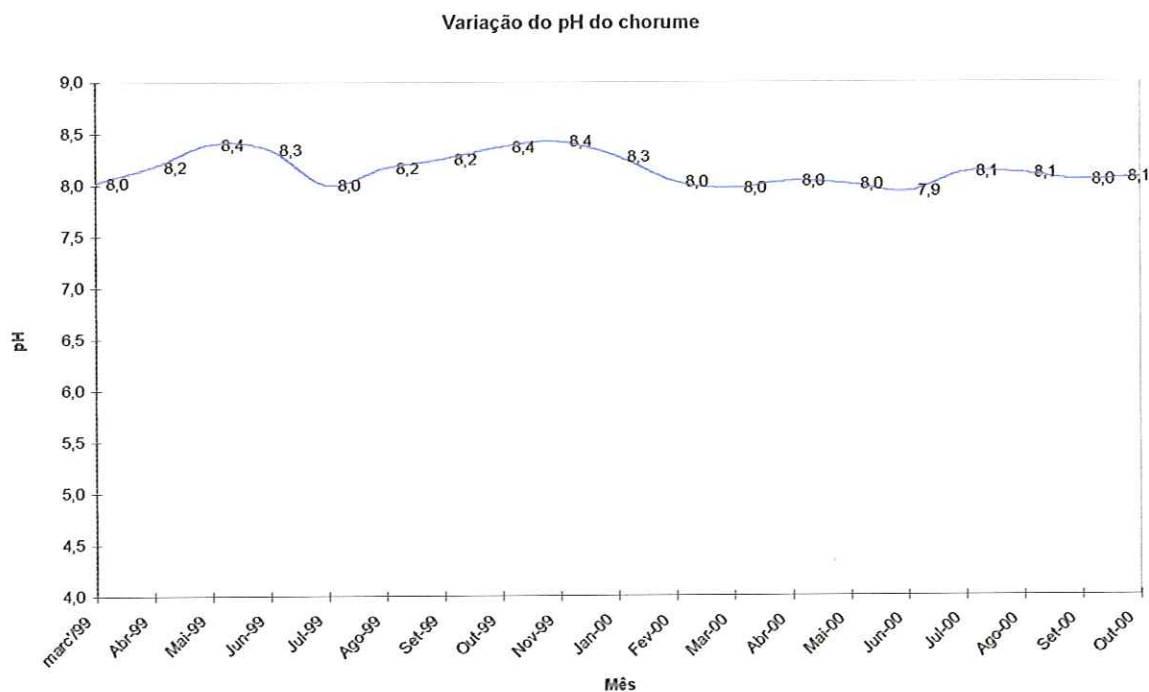


FIGURA 75 - Variação do pH

A observação da Figura 75 mostra que o pH do chorume variou muito pouco ao longo do período de realização dos testes, não apresentando para o trabalho em questão qualquer relação com a precipitação ou com a concentração de DQO.

Acredita-se que o comportamento estável do pH do chorume seja decorrente do estágio avançado de degradação da matéria orgânica.

A concentração de nitrogênio orgânico e amoniacal do chorume utilizado no trabalho foi de 665 mg/l e 673 mg/l respectivamente. Os valores de concentração encontrados no trabalho estão bem acima dos encontrados para líquidos percolados gerado em aterros recentes, que apresentam valores que variam na faixa de 56 a 482 mg/l para o nitrogênio na forma amoniacal e em média 170 mg/l para o nitrogênio orgânico.

Um aspecto que deve ser questionado são os elevados valores de nitrato apresentados nas amostras de chorume sem justificativa aparente, a não ser pelo fato da elevada turbidez apresentada pelas amostras, mesmo após serem submetidas a floculação, decantação e, posteriormente, filtradas em membrana de 25 μ m, prejudicando a confiabilidade da leitura no espectrofotômetro.

6.5 Avaliação das Estimativas de Vazão de Chorume pela Aplicação dos Métodos Suíço, Racional e Balanço Hídrico

A seguir, são apresentados os comentários a respeito das estimativas de vazão obtidas pela aplicação dos métodos, sendo também avaliados os coeficientes adotados para o cálculo.

Método Suíço

A Tabela 35, apresenta a comparação da vazão estimada pelo método Suíço e a vazão medida.

TABELA 35 - Comparação da vazão estimada pela aplicação do método Suíço com a medida.

Mês/Ano	Precipitação mensal média(*)	Vazão medida (m ³ /dia)	Vazão estimada método Suíço (m ³ /dia)	Diferença (%)
Setembro 1999	63,91	11,85	29,89	-152,25
Outubro 1999	110,30	18,70	49,92	-166,98
Novembro 1999	130,39	11,40	60,99	-434,96
Dezembro 1999	200,95	44,00	90,96	-106,72
Janeiro 2000	224,47	132,49	101,60	23,31
Fevereiro 2000	184,07	50,72	92,24	-81,87
Média	152,35	44,86	70,93	-58,1
Total	914,09	269,16	425,60	- 58,1

Obs.:

- 1) Os valores negativos representam que a vazão estimada ficou acima da obtida na prática.
- 2) (*) medidas em mm, média desde 1917
- 3) Adotado K=0,35

Com base na Tabela 35 pode-se observar que a aplicação do método Suíço para estimativa de vazão de chorume conduziu a valores acima dos medidos em campo, apresentando maiores erros em meses de menor precipitação. Na média, a vazão estimada ficou 58% acima da real observada representando, portanto, uma vazão média observada de 44,86 m³/dia contra uma média estimada de 70,93 m³/dia para a vazão estimada.

Com a finalidade de aferir os valores utilizados para o cálculo e subsidiar a melhor seleção do valor do coeficiente "K" para as diversas condições encontradas em aterros sanitários, investigou-se a diferença entre a precipitação média mensal (calculada desde 1917) com a efetiva precipitação ocorrida em cada mês. Em seguida, aplicou-se os valores de precipitação ocorridos à fórmula para verificar se para o valor de "K" adotado (K=0,35) era compatível com as características locais. A Tabela 36 apresenta o cálculo da vazão de chorume para precipitação mensal efetivamente ocorrida em cada mês.

TABELA 36 - Comparação da precipitação média e a precipitação ocorrida

Mês/Ano	Precipitação efetiva (mm)	Vazão Medida (m ³ /dia)	Aplicação método Suíço para a precipitação ocorrida
Setembro 1999	85,9	11,85	40,18
Outubro 1999	28,5	18,70	12,90
Novembro 1999	52,1	11,40	24,37
Dezembro 1999	296,9	44,00	134,39
Janeiro 2000	235,9	132,49	106,78
Fevereiro 2000	124	50,72	62,14
Média	137,22	44,86	63,46
Total	823,30	269,16	380,75

(*) Média calculada desde 1917

Observa-se a partir da Tabela 36, que, mesmo trabalhando com o valor de precipitação ocorrida em cada mês, o método Suíço não mostrou, para o estudo em questão, desempenho satisfatório apresentando como valor médio de vazão de 63 m³/dia, bem acima do observado. Nesse momento, investigou-se o valor de K, utilizando os valores de precipitação efetivamente ocorridos a cada mês, que fornecia a melhor estimativa afim de calibrar o método para as condições locais, e aplica-lo novamente na estimativa da vazão, utilizando as precipitações médias.

Ao final dos cálculos chegou-se a um valor de $K = 0,25$ que está no limite inferior da faixa de variação deste parâmetro ($0,25 < K < 0,50$) para o peso específico do lixo de 0,4 a 0,7 t/m³. A utilização deste novo valor é justificável tendo em vista, como já citado anteriormente, que mais de 90% da área do aterro já está encerrada, com cobertura definitiva com solo compactado e boa parte já com cobertura vegetal. Os valores obtidos com a aplicação do novo valor de $K=0,25$ (anteriormente adotado 0,35) são apresentados na Tabela 37.

TABELA 37 - Estimativa das vazões pelo método Suíço utilizando $K = 0,25$

Mês	Número de dias	Precipitação mensal (mm)	Vazão medida (m ³ /dia)	vazão estimada método Suíço (m ³ /dia)
Setembro-99	30	63,91	11,85	21,35
Outubro-99	31	110,30	18,70	35,66
Novembro-99	30	130,39	11,40	43,56
Dezembro-99	31	200,95	44,00	64,97
Janeiro-00	31	224,47	132,49	72,57
Fevereiro-00	28	184,07	50,72	65,89
Média		152,35	44,86	50,67
Total		914,09	269,16	304,00

Com base nos resultados da Tabela 37 pode-se dizer que, para o estudo em questão, o valor adotado para "K" de 0,25 fornece um erro na estimativa de 13% acima da vazão média medida em campo. Deve ser salientado que a precipitação efetivamente ocorrida nos meses estudados foi, na média, 11% menor do que a média mensal utilizada no cálculo, contribuindo para a superestimativa dos valores calculados.

Com relação a seleção do valor de "K", para o caso particular do aterro sanitário de Piracicaba, a aplicação do valor de 0,25 foi coerente com as condições locais e com o grau de compactação dos resíduos, já que é executada com trator de esteira. Entretanto, a utilização deste valor para outros aterros que apresentam características semelhantes deve ser feita com cautela, tendo em vista a influencia de condições particulares de concepção e de operação de cada aterro.

NETO (1999) aplicando o método Suíço para estimar a vazão de chorume gerado no aterro localizado em Caucaia-CE, concebido na forma de trincheiras, obteve um valor 84 vezes acima da vazão observada na prática, utilizando um valor de $K = 0,2$ e uma precipitação mensal média ao longo do ano de 137 mm.

A seguir, na Tabela 38, são apresentadas as estimadas das vazões pelo método Racional.

TABELA 38 - Estimativa da vazão de chorume pela aplicação do método Racional

Mês/Ano	Número de dias	Precipitação mensal (mm)	Evapotranspiração (mm)	Vazão da A1 (C=0,6) (m ³ /dia)	Vazão da A2 (C=0,2) (m ³ /dia)	Vazão total (A1+A2) (m ³ /dia)	Vazão medida (m ³ /dia)
Setembro 1999	30	63,91	17,15	10,16	4,39	14,54	11,85
Outubro 1999	31	110,30	19,45	28,83	8,60	37,42	18,70
Novembro 1999	30	130,39	19,66	39,23	10,93	50,17	11,40
Dezembro 1999	31	200,95	19,96	70,58	17,60	88,18	44,00
Janeiro 2000	31	224,47	20,66	80,76	19,86	100,62	132,49
Fevereiro 2000	28	184,07	20,36	68,90	17,56	86,46	50,72
Média		152,35	19,54	49,74	13,15	62,90	44,86
Total		914,09	117,23	298,47	78,93	377,40	269,16

Obs: A1 = (área já encerrada, com cobertura de solo compactado) = 36.216m²

A2 = (área em operação, sem cobertura definitiva) = 3.874m²

A partir da Tabela 38 verifica-se que as estimativas estão acima dos valores obtidos na prática, com exceção no mês de janeiro, assim como ocorreu com o método Suíço, apresentando uma vazão média 40% acima da obtida na prática.

Assim como realizado no método Suíço, verificou-se o comportamento dos resultados utilizando-se os valores de precipitação efetivamente ocorridos nos meses em estudo. A Tabela 39 apresenta os resultados obtidos para o cálculo utilizando a precipitação ocorrida.

TABELA 39 - Cálculo da vazão utilizando-se os valores de precipitação efetivamente ocorridos

Mês/Ano	Precipitação mensal ocorrida (mm)	Vazão da A1 (C=0,6) (m ³ /dia)	Vazão da A2 (C=0,2) (m ³ /dia)	Vazão total (A1+A2) (m ³ /dia)	Vazão medida (m ³ /dia)
Setembro-99	85,90	20,78	6,66	27,43	11,85
Outubro-99	28,50	-9,40	0,42	-8,98	18,70
Novembro-99	52,10	1,43	2,84	4,27	11,40
Dezembro-99	296,90	115,42	27,19	142,61	44,00
Janeiro-00	235,90	86,10	21,00	107,11	132,49
Fevereiro-00	124,00	37,83	10,91	48,73	50,72
Média	137,22	42,03	11,50	53,53	44,86
Total	823,30	252,16	69,02	321,18	269,16

Conforme observado na Tabela 39, mesmo utilizando o valor da precipitação ocorrida a cada mês, as estimativas ficaram, em média, 20% acima da observada. Assim como no método Suíço, realizou-se a aferição do valor de C (coeficiente de escoamento) com as condições locais do aterro, utilizando-se os valores de precipitação ocorridos, chegando a um valor de 0,65 para a A1.

A consulta às Tabelas 5, 6 e 7 mostra que a utilização do coeficiente de escoamento de 0,65 para áreas impermeabilizadas com solo compactado e declividade acima de 7% não está fora da faixa de aplicação.

A seguir na Tabela 40 são apresentados os valores estimados de vazão obtidos pela aplicação do método do Balanço Hídrico.

TABELA 40 - Cálculo estimativo da vazão de chorume pelo método do balanço hídrico

	Setembro 1999	Outubro 1999	Novembro 1999	Dezembro 1999	Janeiro 2000	Fevereiro 2000	Média	TOTAL
Precipitação (P)	63,91	110,30	130,39	200,95	224,47	184,07	152,35	914,09
Evapotransp.(EP)	17,15	19,45	19,66	19,96	20,66	20,36		
Coefficiente de escoamento (c)	0,22	0,22	0,22	0,22	0,22	0,22		
Escoamento superficial (ES = c.P)	14,06	24,27	28,69	44,21	49,38	40,50		
Infiltração (I = P - ES)	49,85	86,03	101,70	156,74	175,09	143,57		
(I - EP)	32,70	66,59	82,05	136,78	154,43	123,22		
Soma valor negativos de (I - EP)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00		
Armazenamento (AS = 250 X 0,4)	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00		
Delta de AS	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00		
Evaporação real (ER)	(*)	(*)	(*)	(*)	(*)			
Percolação (PERC=P-ES-AS-EP)	-67,30	-33,41	-17,95	36,78	54,43	23,22		114,43
Vazão estimada (m ³ /dia)	0,00	0,00	0,00	47,56	70,39	33,25	25,20	151,20
Vazão medida (m ³ /dia)	11,85	18,7	11,40	44,00	132,49	50,72	44,86	269,16

Obs.: 1) todas unidades em mm, com exceção da vazão

2) Como a infiltração foi maior que a evapotranspiração ER=EP

3) Valores negativos indicam que não ocorreu percolação

Com base na Tabela 40, observa-se que as estimativas estão abaixo dos valores medidos em campo, sendo o único modelo que apresentou esta característica. A média estimada foi de 25,2 m³/dia, 44% abaixo da medida em campo. A aplicação das precipitações ocorridas nos referidos meses, fornece uma vazão média de 32m³/dia que também está a baixo da média ocorrida.

NETO (1999) trabalhando com o método do balanço hídrico no aterro do município de Caucaía-CE, para estimar a vazão de chorume, obteve um valor vezes 80 vezes acima da observada na prática.

Na Figura 76 são comparados os valores estimados de vazão com os valores de medidos em campo.

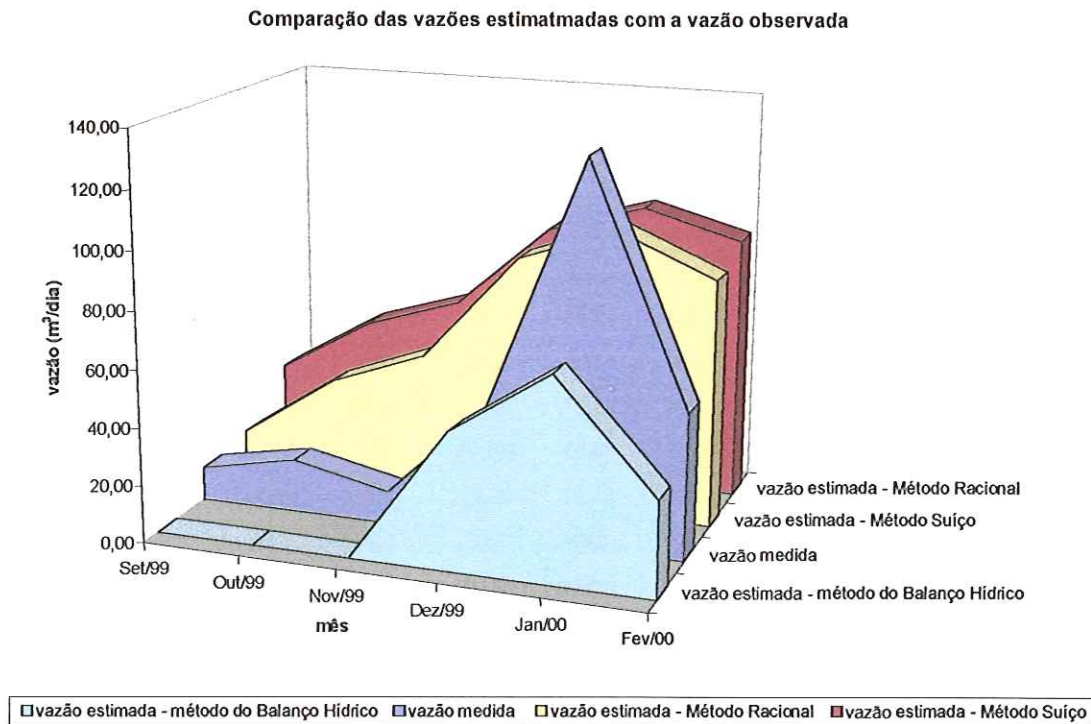


FIGURA 76 - Comparação das vazões estimadas com a vazão ocorrida

Com base na Figura 76 pode observar que os métodos Suíço e Racional acompanham as variações ocorridas na vazão real, com valores sempre acima do real, com exceção do pico ocorrido em janeiro.

Com relação ao Balanço Hídrico, observa-se que seu comportamento é diferente dos modelos anteriores, apresentado valor zero para os meses de menor precipitação.

De uma forma geral os modelos apresentados não representaram de forma satisfatória os valores reais de vazão para o caso em estudo, e para o caso particular do trabalho, o método Suíço foi o que apresentou menor erro na estimativa da vazão.

Uma outra relação utilizada como primeira estimativa é a taxa de geração de chorume por hectare, que para o caso do trabalho foi de 11,19 m³/ha.dia para uma precipitação mensal média de 152,35 mm ou 1.272mm de média anual.

Comparando com os valores apresentados por ERIC (1983) na revisão bibliográfica, de $5\text{m}^3/\text{ha.dia}$ para aterros altamente compactados e $7,5\text{ m}^3/\text{ha.dia}$ para aterros fracamente compactados em locais com precipitação anual média de 750 mm, observa-se que o valor obtido para o caso particular do estudo está acima dos valores propostos pelo autor. Deve-se atentar ainda para a condição desfavorável a geração de chorume em que se encontra o aterro, com 90% de sua área já desativada e com cobertura definitiva, e mesmo nestas condições apresentou valor mais elevado. No caso de RUSSO (1999), os valores sugeridos são ainda menores, variando de 2,5 a $3\text{ m}^3/\text{ha.dia}$.

7. CONCLUSÕES

Com base nos resultados alcançados no trabalho, pode-se concluir que:

- o tratamento do chorume em conjunto com esgoto sanitário na Estação de Tratamento de Esgoto (CECAP), na proporção estudada, é viável tendo visto que a eficiência apresentada foi semelhante a obtida no tratamento apenas de esgoto sanitário;
- a eficiência da utilização de lagoas de estabilização no tratamento de chorume gerado em aterros sanitários mais antigos é reduzida;
- a correlação entre concentração de DQO afluente e a eficiência de remoção deste parâmetro, em processos biológicos, foi expressiva para o caso de esgoto sanitário, enquanto para o caso específico de chorume mais antigo esta correlação foi pouco significativa;
- a eficiência na precipitação de metais na unidade piloto foi muito variada, dificultando a aferição da eficiência de remoção;
- A concentração de DQO do chorume é inversamente proporcional à precipitação pluviométrica sobre o aterro, ocorrendo variações na concentração de DQO de até seis vezes entre o menor e o maior valor observado, no período de um ano;

- a correlação da concentração de metais no chorume a e precipitação pluviométrica foi pouco significativa, para as condições do trabalho;
- o pH do chorume gerados em aterros sanitários mais antigos varia muito pouco, não se verificando qualquer relação com a precipitação pluviométrica.
- A aplicação dos métodos Suíço e Racional na estimativa da vazão de chorume conduz a valores superestimados de 13% e 20%, respectivamente, acima da vazão média medida em campo, enquanto a aplicação do balanço hídrico gerou um valor 44% inferior a vazão média observada em campo.

8. SUGESTÕES E RECOMENDAÇÕES

Com a finalidade de contribuir para a continuidade de trabalhos na mesma linha de pesquisa e, tendo em vista os resultados obtidos, a seguir são sugeridos alguns temas. Nesse sentido, recomenda-se:

- O estudo do tratamento de chorume em estações de Tratamento de Esgoto que utilizem outros processos de tratamento;
- Com base nos resultados das análises de DQO do chorume, que apresentaram uma variação de 600% no período de um ano, recomenda-se a recirculação do chorume como pré-tratamento, e forma de abrandamento e equalização de suas características poluentes;
- Realização de ensaios de infiltração horizontal em aterros sanitários como alternativa para recircular o chorume;
- Estudos para o desenvolvimento de tecnologias e equipamentos nacionais voltados à área de resíduos sólidos como, por exemplo, “evaporador” de chorume com a utilização dos gases gerados em aterros sanitários;
- No momento da elaboração de projetos de aterros deve-se conceber o sistema de drenagem subsuperficial de chorume de forma que se caracterizem duas bacias com drenagens independentes, uma correspondente à primeira fase de operação e a outra com a fase final de operação, evitando que o chorume

gerado em células com resíduos mais recentes, com concentrações mais elevadas, “contamine” o chorume com processo de estabilização mais avançado, com concentrações de poluentes já atenuadas;

- O desenvolvimento de estudos e ensaios práticos que possibilitem o melhor balizamento na escolha dos coeficientes utilizados nos métodos aplicados na estimativa de vazão.

ANEXO 1

**MEMORIAL DE CÁLCULO DOS PARÂMETROS DA
UNIDADE PILOTO**

MEMORIAL DE CÁLCULO

Dados do Sistema Australiano da ETE

V_1 - Volume da lagoa anaeróbia, 5.452,0 m³

V_2 - Volume da primeira lagoa facultativa, 13.802,0 m³

V_3 - Volume da segunda lagoa facultativa, 13.802,0 m³

Q_{esg} - Vazão diária atual de esgoto no Sistema Australiano da ETE, 1.036,8 m³/dia (12 l/s.)

Q_{max} - Vazão máxima de tratamento de esgoto, segundo dados de projeto, 2.419,0 m³/dia. (28 l/s)

θ_1 - Tempo de detenção hidráulico da lagoa anaeróbia, em dias

θ_2 - Tempo de detenção hidráulico da primeira lagoa facultativa, em dias

θ_3 - Tempo de detenção hidráulico da segunda lagoa facultativa, em dias

$C.O_1$ - Taxa de carregamento orgânico da lagoa anaeróbia, em Kg de D.Q.O/m³dia

$C.O_2$ - Taxa de carregamento orgânico da primeira lagoa facultativa, em Kg de D.Q.O/m³dia

DQO_{esg} - Demanda Química de Oxigênio do esgoto bruto, 1.136,0 g/m³ (média de 30 análises, realizadas no período de 6 meses – Dado fornecido pelo SEMAE)

$DQO_{\text{esg}1}$ - Demanda Química de Oxigênio do efluente da lagoa anaeróbia (50% da DQO_{esg}) 568g/ m³

DBO_{esg} - Demanda Bioquímica de Oxigênio do esgoto bruto, 990,0 g/ m³ esgoto bruto (média de 4 análises realizadas antes do início do trabalho)

Dados referentes ao chorume

Q_{ch} - Vazão diária de chorume a ser tratada no Sistema Australiano da ETE, 60 m³/dia. (0,69 l/seg.)

DQO_{ch} - Demanda Química de Oxigênio do chorume, 3.935,0 g/ m³

DBO_{ch} - Demanda Bioquímica de Oxigênio do chorume, 1.640,0 g/ m³

1- Cálculo do atual tempo de detenção hidráulico e da taxa de carregamento orgânico das lagoas da ETE recebendo somente esgoto

- Tempo de detenção hidráulico

$$\theta_1 = V_1 / Q_{\text{esg}}$$

$$\theta_1 = \frac{5.452 \text{ m}^3}{1.036,8 \text{ m}^3/\text{dia}} = 5,25 \text{ dias}$$

$$\theta_2 = V_2 / Q_{\text{esg}}$$

$$\theta_2 = \frac{13.802 \text{ m}^3}{1.036,8 \text{ m}^3/\text{dia}} = 13,31 \text{ dias}$$

$$V_2 = V_3, \text{ portanto } \theta_3 = \theta_2 = 13,31 \text{ dias}$$

- Taxa de carregamento orgânico

$$C.O_1 = Q_{\text{esg}} \cdot DQO_{\text{esg}} / V_1 \times 10^3$$

$$C.O_1 = \frac{1.036,8 \cdot 1136}{5.452 \cdot 10^3} = 0,216 \text{ Kg DQO} / \text{m}^3 \text{ dia}$$

$$C.O_2 = Q_{\text{esg}} \cdot DQO_{\text{esg}1} / V_2 \cdot 10^3$$

$$C.O_2 = \frac{1.036,8 \cdot 568}{13802 \cdot 10^3} = 0,043 \text{ Kg DQO} / \text{m}^3 \text{ dia}$$

(obs. Adotado uma redução de 50% da DQO na lagoa anaeróbia).

2- Cálculo do tempo de detenção hidráulico e da taxa de carregamento orgânico das lagoas da ETE quando submetidas ao tratamento de esgoto+chorume, para vazão de chorume de 60 m³/dia

- Tempo de detenção hidráulico para esgoto + chorume

$$\theta_{1 \text{ esg+dkr.}} = V_1 / Q_{\text{esg+ch}}$$

$$\theta_{1 \text{ esg+dkr.}} = \frac{5.452 \text{ m}^3}{(1.036,8 + 60) \text{ m}^3/\text{dia}} = 4,97 \text{ dias}$$

$$\theta_{2 \text{ esg+dkr.}} = V_2 / Q_{\text{esg+ch}}$$

$$\theta_{2 \text{ esg+dkr.}} = \frac{13.802 \text{ m}^3}{1.096,8 \text{ m}^3/\text{dia}} = 12,6 \text{ dias}$$

$$V_2 = V_3, \text{ portanto } \theta_{3 \text{ esg+dkr.}} = \theta_{2 \text{ esg+dkr.}} = 12,6 \text{ dias}$$

Redução de 5% no tempo de detenção

- Taxa de carregamento orgânico para esgoto + chorume nas lagoas

$$Q_{\text{esg+ch}} \cdot DQO_{\text{esg+ch}} = Q_{\text{esg}} \cdot DQO_{\text{esg}} + Q_{\text{ch}} \cdot DQO_{\text{ch}}$$

$$DQO_{\text{esg+ch}} = \frac{Q_{\text{esg}} \cdot DQO_{\text{esg}} + Q_{\text{ch}} \cdot DQO_{\text{ch}}}{Q_{\text{esg+ch}}}$$

$$DQO_{\text{esg+ch}} = \frac{1036,8 \cdot 1136 + 60 \cdot 3935}{1096,8}$$

$$DQO_{\text{esg+ch}} = 1.290 \text{ g/m}^3$$

$$C.O_{1 \text{ esg+dior}} = Q_{\text{esg}} \cdot DQO_{\text{esg+ch}} / V_1 \cdot 10^3$$

$$C.O_{1 \text{ esg+dior}} = \frac{1.096,8 \cdot 1290}{5.452 \cdot 10^3} = 0,26 \text{ Kg DQO} / \text{m}^3 \text{ dia}$$

$$C.O_{2 \text{ esg+dior}} = Q_{\text{esg}} \cdot \frac{1}{2} DQO_{\text{esg+ch}} / V_2 \cdot 10^3$$

(adotando 50% de redução da DQO_{esg+ch} na primeira lagoa)

$$C.O_{2 \text{ esg+dior}} = \frac{1.096,8 \cdot 645}{13802 \cdot 10^3} = 0,051 \text{ Kg DQO} / \text{m}^3 \text{ dia}$$

Aumento de 21,3% na taxa de carregamento com o lançamento de 60m³/dia de chorume

3- Estudo da compatibilidade da capacidade de tratamento da ETE com o aumento da carga orgânica aplicada decorrente do lançamento de 60 m³/dia de chorume

Máxima Taxa de Carregamento orgânico da ETE (Dado de projeto)

$$C.O_{1 \text{ máxima}} = Q_{\text{máxima esg}} \cdot DQO_{\text{esg}} / V_1 \times 10^3 \text{ (lagoa anacróbia)}$$

$$C.O_{1 \text{ máxima}} = \frac{2419 \cdot 1136}{5.452 \cdot 10^3} = 0,504 \text{ Kg DQO} / \text{m}^3 \text{ dia}$$

$$C.O_{1 \text{ esg+dior}} \text{ (obtida do item 2 anterior)} = 0,26 \text{ Kg DQO} / \text{m}^3 \text{ dia}$$

Portanto, a taxa de carregamento orgânico com o lançamento de chorume está bem abaixo da máxima taxa de carregamento

Adotando 50% de redução da DQO na primeira lagoa, chega-se a uma máxima carga orgânica aplicada na segunda lagoa (facultativa) listada abaixo

$$C.O_{2 \text{ máxima}} = Q_{\text{máxima esg}} \cdot \frac{1}{2} DQO_{\text{esg}} / V_1 \times 10^3 \text{ (lagoa facultativa)}$$

$$C.O_{2 \text{ máxima}} = \frac{2419 \cdot 568}{13802 \cdot 10^3} = 9,955 \times 10^{-2} \text{ Kg DQO} / \text{m}^3 \text{ dia}$$

$$C.O_{2 \text{ esg+dior}} \text{ (obtida do item 2 anterior)} = 0,051 \text{ Kg DQO} / \text{m}^3 \text{ dia}$$

Portanto, a taxa de carregamento orgânico com o lançamento de chorume está bem abaixo da máxima taxa de carregamento sugerida no projeto

Verificação com base em dados fornecidos por literatura especializada

Tomando por base a Tabela elaborada por Kellner, que reúne a taxa de aplicação volumétrica (λ_v) sugerida por alguns autores, e comparando os valores do presente trabalho com os sugeridos na Tabela 1

Tabela 1- Taxas de aplicação volumétrica para lagoas anaeróbias

λ_v (g DBO/m ³ .dia)	Profundidade (m)	Fonte
50 - 150	3,0 - 4,5	Pessoa & Jordão
190 - 240	3,0 - 5,0	Uchara & Vidal
200 - 250	2,0 - 4,0	Mara & Silva

$$DBO_{\text{chor} + \text{esg}} = 0,94 \cdot (DBO_{\text{esgoto}}) + 0,06/DBO_{\text{cho}}$$

$$DBO_{\text{chor} + \text{esg}} = 0,94 (990) + 0,06 (1640) = 1.029$$

$$V = \frac{DBO_{\text{chor} + \text{esg}} \cdot Q_{\text{chor} + \text{esg}}}{\lambda_v}$$

$$\lambda_v = \frac{DBO_{\text{chor} + \text{esg}} \cdot Q_{\text{chor} + \text{esg}}}{V} = \frac{1029 \cdot 1096,8}{5452} = 207 \text{ g DBO/m}^3 \cdot \text{dia}$$

Portanto, a nova taxa de carregamento orgânico (chorume + esgoto) é teoricamente compatível com a capacidade de tratamento da ETE

Supondo uma redução de 50% da DBO na primeira lagoa (anaeróbia) chega-se a uma taxa de aplicação superficial para a primeira lagoa facultativa de:

$$\text{Área (ha)} = \frac{DBO_{\text{chor} + \text{esg}} \cdot Q_{\text{chor} + \text{esg}}}{\lambda_s}$$

$$\lambda_s = \frac{DBO_{\text{chor} + \text{esg}} \cdot Q_{\text{chor} + \text{esg}}}{\text{Área}} = \frac{514 \cdot 1096,8}{0,69} \cdot 10^{-3} = 817 \text{ Kg DBO/ha.dia}$$

$$\lambda_s \text{ do atual sistema (só esgoto)} = \frac{495 \cdot 1036,8 \times 10^3}{0,69} = 743,22 \text{ Kg DBO/ha.dia}$$

Comparando agora a taxa de aplicação superficial λ (só esgoto) e λ_s (esgoto+chorume) da lagoa facultativa da ETE com a sugerida por METCALF & EDDY (1991), de 56 a 200 Kg DBO/ha. dia, em lagoas facultativas com altura variando entre 1,2 e 2,4 metros e tempo de detenção hidráulico entre 5 e 30 dias, verifica-se que as taxas de aplicação estão acima da sugerida pelos autores citados, tanto a atual como a decorrente do lançamento de chorume.

4- DIMENSIONAMENTO DA UNIDADE PILOTO

t_{q1} - Volume do tanque para tratamento anaeróbia, $0,279\text{m}^3$

t_{q2} - Volume do primeiro tanque para tratamento facultativo, $0,7\text{m}^3$

t_{q3} - Volume do segundo tanque para tratamento facultativo, $0,7\text{m}^3$

$Q_{P_{ch}}$ - Vazão diária de chorume a ser tratada na unidade piloto $3,26 \cdot 10^{-3} \text{ m}^3/\text{dia}$

$Q_{P_{esg}}$ - Vazão diária de esgoto a ser tratada na unidade piloto (linha 1), $53,0 \cdot 10^{-3} \text{ m}^3/\text{dia}$

$Q_{P_{esg+ch}}$ - Vazão diária de esgoto e chorume a ser tratada na unidade piloto (linha 2) $56,26 \cdot 10^{-3} \text{ m}^3/\text{dia}$

θP_1 - Tempo de detenção hidráulico do tanque anaeróbio, em dias

θP_2 - Tempo de detenção hidráulico do primeiro tanque facultativo, em dias

θP_3 - Tempo de detenção hidráulico do segundo tanque facultativo, em dias

C.O P_1 - Taxa de carregamento orgânico do tanque anaeróbio, em Kg de DQO/ m^3

C.O P_2 - Taxa de carregamento orgânico do primeiro tanque facultativo, em Kg de DQO/ m^3

C.O P_3 - Taxa de carregamento orgânico do segundo tanque facultativo, em Kg de DQO/ m^3

LINHA 1- ESGOTO

- cálculo do tempo de detenção hidráulico

$$\theta P_1 = t_{q1} / Q_{P_{esg}}$$

$$\theta P_1 = \frac{0,279 \text{ m}^3}{0,053 \text{ m}^3/\text{dia}} = 5,26 \text{ dias} \quad (\text{semelhante ao } \theta_1 \text{ da lagoa anaeróbia})$$

$$\theta P_2 = t_{q2} / Q_{P_{esg}}$$

$$\theta P_2 = \frac{0,7 \text{ m}^3}{0,053 \text{ m}^3/\text{dia}} = 13,20 \text{ dias} \quad (\text{semelhante ao } \theta_2 \text{ da lagoa facultativa})$$

$$t_{q2} = t_{q3}, \text{ portanto } \theta P_3 = \theta P_2 = 13,20 \text{ dias}$$

- Cálculo da taxa de carregamento

$$C.O P_1 = Q_{P_{esg}} \cdot DQO_{esg} / t_{q1} \cdot 10^3$$

$$C.O P_1 = \frac{0,053 \cdot 1136}{0,279 \cdot 10^3} = 0,216 \text{ Kg DQO} / \text{m}^3 \quad (\text{igual ao } C.O_1 \text{ da lagoa anaeróbia})$$

$$C.O P_2 = QP_{\text{esg}} \cdot DQO_{\text{esg1}} / tq_2 \cdot 10^3$$

$$C.O P_2 = \frac{0,053 \cdot 568}{0,7 \cdot 10^3} = 0,043 \text{ Kg DQO} / \text{m}^3 \text{ (igual ao C.O}_2 \text{ da lagoa facultativa)}$$

LINHA 2- ESGOTO + CHORUME

- Cálculo do tempo de detenção hidráulico

$$\theta P_1 = tq_1 / Qp_{\text{esg+ch}}$$

$$\theta P_1 = \frac{0,279 \text{ m}^3}{0,05626 \text{ m}^3/\text{dia}} = 4,96 \text{ dias (semelhante ao } \theta_1 \text{ esg+chor da lagoa anaeróbia)}$$

$$\theta P_2 = V_2 / Q_{\text{esg+ch}}$$

$$\theta P_2 = \frac{0,7 \text{ m}^3}{0,05626 \text{ m}^3/\text{dia}} = 12,44 \text{ dias (semelhante ao } \theta_2 \text{ esg+chor da lagoa Facultativa)}$$

$$tq_2 = tq_3, \text{ portanto } \theta P_3 = \theta P_2 = 12,44 \text{ dias}$$

- Cálculo da taxa de carregamento

$$C.O P_1 = Qp_{\text{esg+ch}} \cdot DQO_{\text{esg+ch}} / tq_1 \times 10^3$$

$$C.O P_1 = \frac{0,05626 \cdot 1.290}{0,279 \cdot 10^3} = 0,26 \text{ Kg DQO} / \text{m}^3 \text{ (semelhante ao C.O}_1 \text{ esg+chor da lagoa anaeróbia)}$$

$$C.O P_2 = Qp_{\text{esg+ch}} \cdot DQO_{\text{esg+ch}} / tq_2 \cdot 10^3$$

$$C.O P_2 = \frac{0,05626 \cdot 645}{0,7 \cdot 10^3} = 0,052 \text{ Kg DQO} / \text{m}^3 \text{ (semelhante ao C.O}_2 \text{ esg+chor da lagoa facultativa)}$$

5- CÁLCULO DA TAXA DE CARREGAMENTO OBTIDA NO TRABALHO

LINHA 1- ESGOTO

- Cálculo do tempo de detenção

$DQO_{\text{esg}} = 781,4 \text{ mg/l}$ (média obtida durante o período da parte prática jan/1999 a out/2000)

$$\theta P_1 = \frac{0,279}{53 \times 10^3} = 5,26 \text{ dias}$$

$$\theta P_2 = \frac{0,7}{53 \times 10^3} = 13,20 \text{ dias}$$

- Cálculo da taxa de carregamento

$$C.O P_1 = \frac{0,053 \cdot 781,4}{0,279 \times 10^3} = 0,148 \text{ Kg DQO / m}^3$$

$$C.O P_2 = \frac{0,053 \cdot 336,0^{(*)}}{0,7 \times 10^3} = 0,025 \text{ Kg DQO / m}^3$$

(*) $DQO_{\text{esgoto}} \times 0,43$ (eficiência média de 57% de remoção obtida no trabalho na linha 1)

LINHA 2- TESTE 1 – Vazão composta por 94% de esgoto e 6% de chorume

- Cálculo do tempo de detenção

$$Q_{\text{esg}} = 53 \times 10^{-3} \text{ m}^3/\text{dia} \quad Q_{\text{chor}} = 3,52 \times 10^{-3}/\text{dia}$$

$$Q_{\text{esg} + \text{chor}} = 56,52 \times 10^{-3} \text{ m}^3/\text{dia}$$

$$\theta P_1 = \frac{0,279}{56,26 \times 10^{-3}} = 4,96 \text{ dias}$$

$$\theta P_2 = \frac{0,7}{56,26 \times 10^{-3}} = 12,44 \text{ dias}$$

- Cálculo da taxa de carregamento

$DQO_{\text{esg} + \text{chor}} = 967,5 \text{ mg/l}$ (média obtida durante a realização do teste 2, jan/1999 a fev/2000)

$$C.O P_1 = \frac{967,5 \cdot 56,26}{0,279 \times 10^3} = 0,196 \text{ Kg DQO / m}^3$$

$$C.O P_2 = \frac{454,7^{(*)} \cdot 56,26}{0,7 \times 10^3} = 0,037 \text{ Kg DQO / m}^3$$

(*) $DQO_{\text{chor} + \text{esg}} \times 47\%$ (eficiência média de remoção de 53% obtida no trabalho para o tanque anacróbio, durante o teste 1)

LINHA 2- TESTE 2 – Vazão composta por 89% de esgoto e 11% de chorume- Cálculo do tempo de detenção

$$Q_{\text{esg} + \text{chor}} = 53 \times 10^{-3} + 6,52 \times 10^{-3} = 59,52 \times 10^{-3} \text{ m}^3/\text{dia}$$

$$\theta P_1 = \frac{0,279}{59,52 \times 10^{-3}} = 4,69 \text{ dias}$$

$$\theta P_2 = \frac{0,7}{59,52 \times 10^{-3}} = 11,76 \text{ dias}$$

- Cálculo da taxa de carregamento

$DQO_{\text{esg} + \text{chor}} = 773,8 \text{ mg/l}$ (média obtida durante a realização do teste 3, nov/1999 a maio/2000)

$$C.O P_1 = \frac{773,8 \cdot 59,52}{0,279 \times 10^3} = 0,165 \text{ Kg DQO / m}^3$$

$$C.O P_2 = \frac{386,9^{(*)} \cdot 59,52}{0,7 \times 10^3} = 0,033 \text{ Kg DQO / m}^3$$

(*) $773,8 \times 0,5$ (eficiência média de 50% de remoção obtida para o tanque anaeróbio durante o teste 2 – 50%)

LINHA 2- TESTE 3 – Vazão composta por 80% de esgoto e 20% de chorume- Cálculo do tempo de detenção

$$Q_{\text{esg} + \text{chor}} = (53 + 13,04) \times 10^{-3} = 66,04 \times 10^{-3} \text{ m}^3/\text{dia}$$

$$\theta P_1 = \frac{0,279}{66,04 \times 10^{-3}} = 4,23 \text{ dias}$$

$$\theta P_2 = \frac{0,7}{66,01 \times 10^{-3}} = 10,6 \text{ dias}$$

- Cálculo da taxa de carregamento

$DQO_{\text{esg} + \text{chor}} = 1.312 \text{ mg/l}$ (média obtida durante a realização do teste 3, jun/2000 a ago/2000)

$$C.O P_1 = \frac{66,04 \cdot 1312}{0,279 \times 10^3} = 0,311 \text{ Kg DQO / m}^3$$

$$C.O P_2 = \frac{66,04 \cdot 944,6^{(*)}}{0,7 \times 10^3} = 1,77 \text{ Kg DQO / m}^3$$

(*) $1312 \times 0,72$ (eficiência média de 28% de remoção do tanque anaeróbio durante o teste 3)

LINHA 2- TESTE 4 – Vazão composta por 100% de chorume

- Cálculo do tempo de detenção

$$Q_{\text{chor}} = 26,08 \times 10^{-3} \text{ m}^3/\text{dia}$$

$$\theta P_1 = \frac{0,279}{26,08 \times 10^{-3}} = 10,7 \text{ dias}$$

$$\theta P_2 = \frac{0,7}{26,08 \times 10^{-3}} = 26,8 \text{ dias}$$

- Cálculo da taxa de carregamento

$$C.O P_1 = \frac{26,08 \cdot 2036}{0,279 \times 10^3} = 0,195 \text{ Kg DQO / m}^3$$

$$C.O P_2 = \frac{1.608,4^{(*)} \cdot 26,08}{0,7 \times 10^3} = 0,002 \text{ Kg DQO / m}^3$$

(*) $2036 \times 0,79$ (eficiência média de 21% do tanque anaeróbio obtida 21% durante o teste 4)

ANEXO 2**VALORES DE pH NO TANQUE DA UNIDADE PILOTO**

VALORES DE pH NO TANQUE DA UNIDADE PILOTO

Data	Parâmetros	Tanque 1	Tanque 2	Tanque 3	Tanque 4	Tanque 5	Tanque 6	Tanque 7	Chlorome
28/09/98	pH	7,40	7,52	8,42	9,15	7,48	8,80	9,68	
29/09/98	pH	7,05	7,68	8,34	9,38	7,58	9,02	9,44	
30/09/98	pH	7,32	7,44	8,28	9,50	7,51	8,97	9,82	
01/10/98	pH	7,55	7,42	8,24	9,56	7,48	8,95	9,71	
10/10/98	pH	7,48		9,30	9,86		9,39	9,90	
11/10/98	pH	7,28		9,46	9,75		9,36	9,78	
12/10/98	pH	7,45		9,25	10,04		9,48	10,08	
13/10/98	pH	7,52		9,32	9,84		9,30	9,78	
19/10/98	pH	7,26		9,62	10,21		9,92	10,46	
24/10/98	pH	7,28		9,40	10,05		9,82	10,38	
03/11/98	pH	7,20		9,66	10,12		9,85	10,38	
04/11/98	pH	7,43		9,52	10,15		9,78	9,98	
05/11/98	pH	7,62		9,58	10,08		9,82	9,78	
27/11/98	pH	7,26		9,62	9,54		9,32	9,58	
01/12/98	pH	7,14		9,28	9,22		8,38	9,38	
17/12/98	pH	7,06	7,38	9,68	9,54	7,58	9,72	9,78	
18/12/98	pH	7,04		9,80	9,58		9,86	9,64	
22/12/98	pH	7,19		9,78	9,42		9,65	9,56	
23/12/98	pH	7,12		9,75	9,48		9,62	9,70	

09/01/99	pH	7,22	7,44	10,18	9,52	8,21	10,38	10,46	
10/01/99	pH	7,18	7,52	10,34	10,01	7,86	10,08	10,22	
12/01/99	pH	7,12	7,40	10,15	9,82	7,62	10,10	9,94	
15/01/99	pH	7,02	7,48	9,67	9,58	7,60	9,48	9,64	
16/01/99	pH	7,04	7,38	9,83	9,54	7,65	9,78	9,62	
17/01/99	pH	7,04	7,20	9,68	9,52	7,57	9,76	9,48	
18/01/99	pH	7,02	7,56	10,24	9,84	7,68	10,38	9,88	
22/01/99	pH	7,16	7,92	10,62	10,02	8,09	10,64	10,18	
23/01/99	pH	7,16	7,25	9,86	9,44	7,65	9,76	9,62	
30/01/99	pH	7,28	7,62	9,83	9,58	8,18	9,76	9,72	8,58
31/01/99	pH	7,38	7,46	9,73	9,56	8,08	9,70	9,78	8,62
08/02/99	pH	7,22	7,54	10,14	9,76	8,34	10,42	10,32	
11/02/99	pH	7,15	7,38	10,08	9,78	7,60	10,07	9,83	
19/02/99	pH	7,02	8,22	10,64	9,88	8,18	10,85	10,12	
24/02/99	pH	7,12	7,34	9,86	9,62	7,76	9,56	9,48	
25/02/99	pH	7,08	7,35	9,70	9,48	7,80	9,54	9,62	
01/03/99	pH	7,36	7,62	9,92	9,64	8,24	9,96	9,88	8,58
02/03/99	pH	6,84	7,62	9,82	9,55	8,18	9,74	9,80	8,63
03/03/99	pH	7,15	7,18	8,97	9,55	7,33	8,80	9,34	7,90
04/03/99	pH	7,28	7,24	8,80	9,41	7,35	8,60	9,16	7,95
05/03/99	pH	7,66	7,31	8,97	9,60	7,40	78,74	9,35	7,98
06/03/99	pH	7,25	7,40	9,24	9,71	7,47	8,55	9,34	7,95
07/03/99	pH	7,39	7,43	9,36	9,72	7,40	8,65	9,42	7,94
08/03/99	pH	7,38	7,57	9,96	10,34	7,68	9,02	10,23	7,96
09/03/99	pH	7,26	7,50	9,24	10,05	7,52	8,74	9,70	7,96
10/03/99	pH	7,38	7,34	9,25	9,78	7,43	8,70	9,32	7,95
11/03/99	pH	7,40	7,42	8,64	9,32	7,53	8,41	8,98	7,98
13/03/99	pH	7,52	8,80	9,93	10,36	7,75	8,50	10,02	7,60
14/03/99	pH	7,35	7,38	8,94	9,70	7,60	8,46	9,12	7,73
15/03/99	pH	7,33	7,27	8,78	9,54	7,45	8,33	9,12	7,24
16/03/99	pH	7,20	7,28	8,93	9,66	7,56	8,37	9,16	7,79
17/03/99	pH	7,32	7,28	8,88	9,58	7,50	8,22	9,15	7,75
18/03/99	pH	7,34	7,25	8,74	9,52	7,56	8,15	9,08	7,84
19/03/99	pH	6,70	7,20	8,72	9,78	7,40	8,28	9,15	7,80
20/03/99	pH	6,78	7,22	9,26	10,25	7,53	8,12	9,92	8,04

21/03/99	pH	6,91	7,28	9,36	10,12	7,32	8,08	9,18	8,00
22/03/99	pH	6,80	7,05	8,53	9,40	7,15	7,94	9,08	7,88
23/03/99	pH	6,93	7,38	8,67	10,07	7,52	8,30	9,60	9,93
24/03/99	pH	7,00	7,59	8,62	10,44	7,45	8,36	9,75	7,92
25/03/99	pH	7,04	7,40	9,07	10,20	7,50	8,06	9,53	7,90
26/03/99	pH	6,75	7,42	8,88	10,29	7,36	8,28	9,09	7,94
27/03/99	pH	6,85	7,35	8,92	10,35	7,46	8,25	9,52	8,00
28/03/99	pH	7,12	7,35	8,97	10,39	7,54	8,23	9,02	8,00
29/03/99	pH	7,09	7,37	9,22	10,14	7,48	8,72	8,95	8,03
30/03/99	pH	7,10	7,45	9,86	10,52	7,62	8,61	9,38	8,05
31/03/99	pH	7,17	7,32	9,05	10,20	7,56	8,83	9,58	8,09
01/04/99	pH	6,98	7,37	9,72	10,30	7,56	9,05	9,74	8,07
02/04/99	pH	6,86	7,31	8,72	9,67	7,37	8,26	8,86	8,07
03/04/99	pH	7,00	7,32	8,87	10,12	7,48	9,05	9,30	8,10
04/04/99	pH	7,04	7,40	9,08	10,36	7,51	9,04	9,25	8,10
05/04/99	pH	7,17	7,28	8,96	9,93	7,39	9,12	9,28	8,09
06/04/99	pH	7,15	7,35	8,68	10,02	7,55	8,68	9,39	8,12
07/04/99	pH	7,12	7,33	9,26	9,97	7,48	8,95	9,22	8,10
08/04/99	pH	7,08	7,32	9,32	10,12	7,49	9,10	9,72	8,05
09/04/99	pH	7,04	7,31	8,92	10,12	7,40	8,64	9,04	8,10
10/04/99	pH	7,20	7,51	9,74	10,32	7,68	9,18	9,87	8,14
11/04/99	pH	7,42	7,49	9,08	9,83	7,60	9,06	9,62	8,18
12/04/99	pH	7,00	7,40	9,28	9,86	7,54	8,82	9,58	8,20
13/04/99	pH	7,00	7,38	8,66	9,95	7,51	8,49	9,52	8,20
14/04/99	pH	7,03	7,32	8,63	9,92	7,49	8,68	9,34	8,19
15/04/99	pH	7,37	7,40	8,82	9,63	7,54	9,70	9,28	8,26
16/04/99	pH	7,00	7,56	9,26	9,75	7,68	8,74	9,37	8,12
17/04/99	pH	7,12	7,29	8,96	9,45	7,55	8,60	9,18	8,20
18/04/99	pH	7,30	7,35	9,02	7,67	7,60	8,58	9,28	8,29
19/04/99	pH	7,11	7,32	9,15	9,67	7,55	8,68	9,30	8,21
20/04/99	pH	7,11	7,27	9,22	9,71	7,54	8,74	9,24	8,22
21/04/99	pH	7,21	7,30	9,31	9,93	7,44	8,93	9,41	8,18
22/04/99	pH	7,32	7,31	8,86	9,70	7,45	8,61	9,20	8,22
23/04/99	pH	6,84	7,39	8,88	10,13	7,51	8,78	9,73	8,18
24/04/99	pH	7,78	7,21	8,34	9,92	7,37	8,85	9,25	8,32
25/04/99	pH	7,02	7,50	9,27	10,54	7,68	9,20	9,80	8,30
26/04/99	pH	7,23	7,35	9,12	9,75	7,72	9,23	9,77	8,27
27/04/99	pH	7,10	7,28	9,40	9,83	7,50	8,66	9,30	8,20
28/04/99	pH	7,24	7,26	9,33	10,02	7,52	9,03	9,58	8,11
29/04/99	pH	7,15	7,26	9,45	10,8	7,46	8,97	9,57	8,13
30/04/99	pH	6,80	7,23	9,06	9,83	7,52	8,72	9,46	8,11
01/05/99	pH	6,84	7,15	8,92	9,61	7,42	8,45	9,08	8,23
02/05/99	pH	6,98	7,16	8,95	9,54	7,40	8,58	9,32	8,24
03/05/99	pH	6,85	7,14	9,43	10,12	7,43	9,04	9,62	8,25
04/05/99	pH	6,95	7,10	8,92	9,58	7,38	8,37	9,28	8,34
05/05/99	pH	6,98	7,13	9,36	9,92	7,41	8,87	9,44	8,26
06/05/99	pH	6,85	7,11	9,26	9,72	7,38	8,76	9,25	8,33
07/05/99	pH	6,92	7,25	9,25	10,06	7,55	9,03	9,33	8,26
08/05/99	pH	7,00	7,18	9,35	10,22	7,55	8,98	9,48	8,37
09/05/99	pH	7,08	7,15	8,84	9,35	7,44	8,52	8,98	8,45
10/05/99	pH	7,05	7,23	9,52	10,04	7,57	9,02	9,54	8,36
11/05/99	pH	6,98	7,18	9,23	9,78	7,45	8,79	9,32	8,44
12/05/99	pH	6,90	7,22	9,35	9,96	7,57	8,95	9,45	8,43
13/05/99	pH	7,03	7,26	9,42	9,88	7,50	9,02	9,43	8,37
14/05/99	pH	6,94	7,38	9,55	10,12	7,53	8,73	9,34	8,26
15/05/99	pH	7,05	7,22	9,27	9,75	7,58	8,77	9,34	8,45

16/05/99	pH	7,13	7,19	8,93	9,62	7,50	8,71	9,32	8,51
17/05/99	pH	7,00	7,18	9,20	9,68	7,52	8,90	9,23	8,44
18/05/99	pH	6,92	7,14	9,15	9,48	7,54	8,60	9,19	8,47
19/05/99	pH	7,00	7,18	9,18	9,22	7,45	8,82	9,38	8,43
20/05/99	pH	6,92	7,15	9,04	9,50	7,48	8,87	9,35	8,54
21/05/99	pH	6,94	7,33	8,73	9,25	7,48	8,74	9,31	8,36
22/05/99	pH	7,10	7,22	9,32	9,70	7,44	8,87	9,41	8,52
23/05/99	pH	7,09	7,16	9,11	9,54	7,42	8,78	9,34	8,57
24/05/99	pH	7,78	7,22	9,20	9,58	7,41	8,72	9,16	8,53
25/05/99	pH	6,90	7,12	8,68	9,13	7,36	8,52	9,18	8,57
26/05/99	pH	6,95	7,11	9,25	9,48	7,46	8,97	9,34	8,50
27/05/99	pH	6,82	7,12	9,14	9,40	7,45	8,70	9,35	8,25
28/05/99	pH	6,99	7,41	8,83	9,26	7,65	8,77	9,20	8,32
29/05/99	pH	7,09	7,21	8,84	9,52	7,51	8,96	9,40	8,28
30/05/99	pH	7,14	7,11	8,75	9,04	7,36	8,65	8,92	8,32
31/05/99	pH	6,55	6,98	9,28	9,38	7,45	8,88	9,32	8,37
01/06/99	pH	6,68	7,00	9,03	9,12	7,48	8,85	9,05	8,44
02/06/99	pH	6,90	7,03	8,92	9,23	7,42	8,60	9,32	8,41
03/06/99	pH	7,09	7,10	9,22	9,51	7,41	9,02	9,43	8,39
04/06/99	pH	6,54	7,12	8,96	9,68	7,49	9,07	9,05	8,37
05/06/99	pH	6,75	6,98	8,98	9,43	7,42	9,00	9,02	8,40
06/06/99	pH	6,75	6,92	8,22	8,36	7,32	8,16	8,48	8,54
07/06/99	pH	6,68	6,98	9,26	9,38	7,36	8,88	9,24	8,38
08/06/99	pH	6,80	7,00	9,28	9,42	7,40	8,97	9,25	8,35
09/06/99	pH	6,87	7,01	9,22	9,48	7,43	8,87	9,30	8,35
10/06/99	pH	7,00	7,02	8,47	8,83	7,36	8,35	8,82	8,38
11/06/99	pH	6,94	7,20	8,92	9,46	7,63	8,94	9,00	8,30
12/06/99	pH	6,91	7,06	8,94	9,36	7,41	9,02	9,40	8,36
13/06/99	pH	7,05	7,11	9,58	9,82	7,44	9,08	9,52	8,32
14/06/99	pH	7,18	7,15	9,06	9,40	7,37	8,72	9,14	8,46
15/06/99	pH	7,18	7,20	9,41	9,73	7,48	9,06	9,32	8,44
16/06/99	pH	7,22	7,18	9,26	9,58	7,57	8,96	9,32	8,48
17/06/99	pH	7,41	7,32	9,24	9,78	7,57	9,02	8,48	8,40
18/06/99	pH	6,75	7,44	8,83	10,05	7,70	9,02	9,62	8,34
19/06/99	pH	6,81	7,12	9,14	9,75	7,56	9,01	9,18	8,29
20/06/99	pH	6,98	7,13	8,73	9,08	7,46	8,49	8,58	8,36
21/06/99	pH	6,88	7,11	9,18	9,52	7,55	9,96	9,21	8,31
22/06/99	pH	7,11	7,17	9,02	9,60	7,57	8,60	9,26	8,26
23/06/99	pH	6,70	7,08	9,98	9,56	7,50	8,80	9,12	8,30
24/06/99	pH	6,85	7,10	9,12	9,53	7,54	8,82	9,36	8,30
25/06/99	pH	7,12	7,25	9,12	9,62	7,50	8,78	9,34	8,22
26/06/99	pH	7,00	7,10	8,73	9,48	7,56	8,93	9,49	8,15
27/06/99	pH	6,67	7,02	8,48	9,12	7,44	8,76	9,13	8,24
28/06/99	pH	6,87	7,04	8,73	9,32	7,46	8,86	9,35	8,19
29/06/99	pH	6,91	7,02	8,54	9,42	7,45	8,76	9,18	8,22
30/06/99	pH	7,03	7,08	8,84	9,13	7,43	8,86	8,84	8,18
01/07/99	pH	7,04	7,08	8,82	9,31	7,57	9,02	8,85	8,14
02/07/99	pH	6,71	7,26	9,36	9,60	7,54	8,94	9,28	8,19
03/07/99	pH	6,76	7,00	8,64	9,12	7,45	8,93	9,33	8,06
04/07/99	pH	6,76	6,98	8,51	9,08	7,38	8,73	8,96	8,11
05/07/99	pH	7,00	7,03	8,96	9,02	7,37	8,58	9,00	8,17
06/07/99	pH	7,14	7,12	9,08	9,26	7,46	8,92	9,48	8,12
07/07/99	pH	6,75	7,06	9,50	9,49	7,45	9,03	9,32	8,11
08/07/99	pH	6,77	7,10	9,26	9,88	7,48	9,08	9,57	7,98
09/07/99	pH	7,08	7,29	9,34	9,83	7,48	8,80	9,06	8,01
10/07/99	pH	7,15	7,14	9,17	9,70	7,58	8,98	9,55	8,01

11/07/99	pH	7,22	7,18	8,83	9,28	7,49	8,87	9,36	8,01
12/07/99	pH	6,67	7,11	8,58	9,32	7,38	8,86	9,25	8,01
13/07/99	pH	6,80	7,03	8,95	9,28	7,42	8,87	9,35	8,05
14/07/99	pH	6,74	7,02	8,65	9,23	7,34	8,80	9,39	7,87
15/07/99	pH	6,84	7,00	8,82	9,48	7,37	8,78	9,53	7,85
16/07/99	pH	6,65	7,06	8,62	9,43	7,41	9,02	9,70	7,76
17/07/99	pH	6,71	6,97	8,13	9,08	7,26	8,75	9,26	7,82
18/07/99	pH	6,87	7,01	8,88	9,17	7,33	8,86	8,41	7,75
19/07/99	pH	7,02	7,04	9,03	9,45	7,35	8,68	9,13	7,74
20/07/99	pH	6,58	6,94	8,86	9,22	7,32	8,96	9,24	7,73
21/07/99	pH	6,61	6,98	8,38	8,92	7,33	8,84	9,41	7,84
22/07/99	pH	6,87	7,25	8,75	9,56	7,39	8,77	9,29	7,91
23/07/99	pH	6,91	7,08	8,67	9,16	7,43	9,04	9,35	8,13
24/07/99	pH	7,00	7,08	8,36	9,14	7,46	8,96	9,32	8,04
25/07/99	pH	6,46	7,00	8,46	9,05	7,41	8,64	9,02	8,06
26/07/99	pH	6,74	7,06	8,38	9,08	7,41	8,97	9,03	8,05
27/07/99	pH	6,78	7,00	8,47	9,24	7,38	8,88	9,34	8,08
28/07/99	pH	6,82	7,06	8,38	9,47	7,42	9,04	9,31	7,97
29/07/99	pH	7,32	7,36	9,04	9,88	7,52	8,73	9,14	8,00
30/07/99	pH	6,80	7,18	9,00	9,48	7,47	8,82	9,11	7,98
01/08/99	pH	6,82	7,23	8,92	9,45	7,54	8,87	9,22	8,00
02/08/99	pH	6,95	7,26	8,78	9,72	7,40	8,68	9,27	7,96
03/08/99	pH	6,99	7,24	8,63	9,42	7,43	8,57	9,53	7,95
04/08/99	pH	7,13	7,32	8,93	9,46	7,55	9,02	9,14	7,93
05/08/99	pH	6,87	7,27	9,16	9,28	7,54	9,26	10,25	7,92
06/08/99	pH	6,87	7,29	8,69	9,56	7,55	8,82	9,34	7,99
07/08/99	pH	6,92	7,18	8,87	9,46	7,44	8,86	9,21	7,94
08/08/99	pH	7,01	7,17	8,44	9,26	7,43	8,65	9,25	7,93
09/08/99	pH	7,24	7,28	8,82	9,25	7,59	8,78	9,15	7,97
10/08/99	pH	6,94	7,27	8,96	9,48	7,49	9,03	9,11	7,94
11/08/99	pH	6,94	7,20	8,57	9,06	7,47	8,68	9,02	7,92
12/08/99	pH	6,96	7,22	8,68	9,18	7,53	8,78	9,12	7,95
13/08/99	pH	7,12	7,25	8,53	9,27	7,47	8,64	9,00	7,98
14/08/99	pH	7,23	7,19	8,46	9,08	7,44	8,58	8,72	7,96
15/08/99	pH	6,78	7,18	8,81	9,22	7,46	9,02	8,78	8,05
16/08/99	pH	6,91	7,26	8,58	9,03	7,55	8,86	8,78	8,01
17/08/99	pH	6,53	7,20	9,02	9,33	7,62	8,86	8,78	8,05
18/08/99	pH	6,98	7,22	8,89	9,45	7,63	9,22	8,65	8,04
19/08/99	pH	7,00	7,22	8,96	9,31	7,52	8,68	8,63	8,00
20/08/99	pH	6,74	7,23	8,70	9,08	7,65	8,66	8,36	8,13
21/08/99	pH	6,79	7,21	8,75	9,05	7,71	9,08	8,68	8,05
22/08/99	pH	6,83	7,32	8,83	9,11	7,67	9,04	8,68	8,06
23/08/99	pH	6,80	7,26	8,58	8,91	7,58	8,63	8,37	8,04
24/08/99	pH	6,94	7,23	8,61	9,04	7,54	8,58	8,32	7,98
25/08/99	pH	6,62	7,18	8,96	9,18	7,55	8,69	8,61	8,00
26/08/99	pH	6,87	7,20	8,87	9,04	7,50	6,69	8,57	8,05
27/08/99	pH	7,01	7,22	8,55	9,18	7,55	8,58	8,55	8,11
28/08/99	pH	7,04	7,26	8,77	9,23	7,52	8,83	8,62	8,07
29/08/99	pH	6,98	7,23	8,80	9,33	7,58	9,04	8,62	8,05
30/08/99	pH	6,58	7,16	8,64	9,21	7,63	8,80	8,65	8,08
31/08/99	pH	6,65	7,08	8,73	8,97	7,58	8,57	8,44	8,06
01/09/99	pH	6,83	7,06	8,73	9,04	7,56	8,62	8,56	8,08
02/09/99	pH	6,92	7,19	9,32	9,68	7,50	9,12	8,71	8,18
03/09/99	pH	6,70	7,26	8,42	8,77	7,55	8,50	8,57	8,14
04/09/99	pH	6,81	7,29	9,06	9,17	7,52	8,90	8,94	8,15
05/09/99	pH	6,84	7,29	8,83	9,21	7,56	8,97	8,73	8,16

06/09/99	pH	7,02	7,26	9,23	9,48	7,58	9,12	8,97	8,14
07/09/99	pH	7,04	7,21	9,04	9,46	7,55	8,91	9,06	8,19
08/09/99	pH	6,84	7,17	9,09	9,12	7,55	8,75	8,93	8,18
09/09/99	pH	6,88	7,11	8,98	9,04	7,57	8,89	9,02	8,26
10/09/99	pH	7,06	7,15	8,56	8,64	7,52	8,58	8,73	8,34
11/09/99	pH	7,26	7,33	8,56	8,69	7,81	8,61	8,70	8,29
12/09/99	pH	7,24	7,31	8,63	8,81	7,69	8,64	8,72	8,31
13/09/99	pH	6,63	7,35	9,48	9,02	7,73	9,04	8,94	8,27
14/09/99	pH	6,67	7,37	9,43	9,08	7,76	9,11	9,02	8,26
15/09/99	pH	6,99	7,14	8,42	8,55	7,56	8,59	8,94	8,29
16/09/99	pH	7,14	7,23	9,08	8,98	7,66	9,12	9,32	8,27
17/09/99	pH	6,95	7,14	8,20	8,41	7,94	8,89	8,91	8,35
18/09/99	pH	7,04	7,47	8,74	9,22	7,69	9,27	9,28	8,20
19/09/99	pH	6,58	7,07	8,83	9,16	7,61	9,24	9,13	8,16
20/09/99	pH	6,62	7,03	9,10	8,87	7,55	9,02	9,11	8,18
21/09/99	pH	6,67	7,33	9,42	9,04	7,72	9,16	9,47	8,25
22/09/99	pH	6,91	7,22	9,36	9,12	7,63	9,32	9,65	8,27
23/09/99	pH	7,01	7,29	9,41	9,12	7,65	9,22	9,36	8,27
24/09/99	pH	6,85	7,31	8,78	8,89	7,74	8,92	9,65	8,37
25/09/99	pH	6,88	7,24	9,23	9,31	7,76	9,35	10,00	8,37
27/09/99	pH	6,56	7,29	9,34	9,57	7,67	9,56	10,24	8,28
28/09/99	pH	6,89	7,25	9,41	9,67	7,64	9,49	10,31	8,27
29/09/99	pH	6,97	7,31	9,68	9,46	7,56	8,83	9,82	8,19
30/09/99	pH	6,99	7,35	9,59	9,43	7,58	9,02	9,93	8,23
01/10/99	pH	7,18	7,43	8,63	8,74	7,67	8,76	9,41	8,24
02/10/99	pH	7,15	7,22	9,34	9,24	7,46	9,19	9,87	8,20
03/10/99	pH	7,40	7,47	9,25	8,90	7,56	9,45	9,90	8,35
04/10/99	pH	7,00	7,23	8,42	8,73	7,52	8,78	9,11	8,48
05/10/99	pH	6,88	7,29	9,30	9,43	7,54	9,31	9,88	8,43
06/10/99	pH	6,92	7,43	9,28	9,39	7,67	9,42	9,78	8,40
07/10/99	pH	6,99	7,52	9,27	9,61	7,63	9,29	9,87	8,35
08/10/99	pH	7,12	7,38	8,39	8,22	7,31	8,58	9,31	8,37
09/10/99	pH	6,97	7,46	9,32	9,23	7,70	9,29	9,83	8,27
10/10/99	pH	6,63	7,38	9,28	9,20	7,67	9,36	9,77	8,26
11/10/99	pH	6,82	7,15	8,54	9,19	7,40	9,46	9,67	8,35
12/10/99	pH	6,90	7,28	9,06	9,57	7,55	9,56	10,29	8,34
13/10/99	pH	7,03	7,30	9,31	9,52	7,63	9,31	10,18	8,33
14/10/99	pH	6,74	7,25	8,95	9,44	7,45	9,28	9,98	8,29
15/10/99	pH	6,79	7,23	8,48	9,13	7,58	9,24	9,60	8,30
16/10/99	pH	6,80	7,17	8,36	9,08	7,35	9,48	9,81	8,29
17/10/99	pH	6,90	7,19	8,81	8,89	7,36	9,35	9,93	8,35
18/10/99	pH	7,02	7,26	9,13	9,26	7,41	9,96	10,22	8,37
19/10/99	pH	7,15	7,21	8,61	9,26	7,44	9,45	9,92	8,38
20/10/99	pH	6,91	7,21	8,72	9,09	7,37	9,32	9,81	8,50
22/10/99	pH	7,03	7,31	8,23	8,84	7,52	8,88	9,61	8,49
23/10/99	pH	7,00	7,33	9,21	9,65	7,69	9,82	10,46	8,41
24/10/99	pH	7,13	7,42	9,34	9,75	7,71	9,96	10,58	8,50
25/10/99	pH	7,27	7,38	8,73	9,47	7,65	9,48	9,95	8,43
29/10/99	pH	6,44	6,86	7,41	8,66	7,33	8,67	9,61	8,16
30/10/99	pH	6,78	7,11	7,98	8,87	7,54	8,63	9,20	8,35
31/10/99	pH	6,82	7,13	8,02	8,83	7,50	8,69	9,33	8,36
01/11/99	pH	6,90	7,12	8,27	8,74	7,28	8,72	9,31	8,34
02/11/99	pH	6,96	7,15	8,38	8,87	7,36	8,92	9,27	8,31
03/11/99	pH	6,31	7,18	8,08	9,15	7,44	8,89	9,48	8,38
04/11/99	pH	6,62	7,19	8,34	9,21	7,39	9,03	9,37	8,35
05/11/99	pH	6,52	6,70	8,00	8,27	6,92	8,66	8,97	8,47

06/11/99	pH	6,81	7,08	8,43	8,87	7,13	8,78	9,24	8,69
07/11/99	pH	7,09	7,28	9,21	9,65	7,78	9,34	9,43	8,70
08/11/99	pH	7,45	7,53	9,26	9,44	7,42	9,26	10,12	8,11
09/11/99	pH	7,43	7,55	9,24	9,39	7,47	9,31	10,08	8,09
10/11/99	pH	6,83	7,11	9,02	9,12	7,35	9,10	9,51	8,42
12/11/99	pH	7,36	7,56	9,06	9,10	7,67	9,01	9,40	8,74
13/11/99	pH	7,27	7,42	9,28	9,56	7,63	9,21	9,68	8,69
14/11/99	pH	7,30	7,14	8,67	9,29	7,48	9,08	9,56	8,44
15/11/99	pH	7,38	7,27	9,19	9,38	7,52	9,22	9,66	8,40
16/11/99	pH	6,67	7,13	9,12	9,32	7,43	9,12	9,62	8,47
17/11/99	pH	6,77	7,53	9,38	9,52	7,92	9,42	9,98	8,12

21/01/00	pH	6,90	7,37	9,04	9,38	7,59	9,07	9,64	8,12
22/01/00	pH	7,00	7,30	9,89	9,94	7,63	9,52	9,81	8,26
23/01/00	pH	6,97	7,32	9,53	9,67	7,60	9,28	9,67	8,13
24/01/00	pH	7,25	7,39	9,44	9,48	7,64	9,32	9,91	8,27
25/01/00	pH	7,45	7,45	9,47	9,43	7,71	9,15	9,77	8,24
26/01/00	pH	7,60	7,49	8,99	9,21	7,77	7,82	9,53	8,34
27/01/00	pH	7,32	7,51	9,67	9,52	7,90	9,55	10,10	8,44
28/01/00	pH	7,25	7,52	9,54	9,35	7,82	9,25	9,84	8,23
29/01/00	pH	7,35	7,63	9,84	10,05	7,80	9,56	10,48	8,26
30/01/00	pH	7,51	7,56	9,73	10,11	7,81	9,36	10,32	8,27
31/01/00	pH	7,60	7,56	9,50	9,68	7,82	8,94	9,94	8,34
01/02/00	pH	7,95	7,66	9,82	9,60	7,89	8,81	9,68	8,15
02/02/00	pH	7,99	7,70	9,69	10,08	7,93	9,31	10,14	8,21
03/02/00	pH	7,14	7,43	9,13	9,46	9,95	8,78	9,53	8,15
04/02/00	pH	7,13	7,49	9,05	9,67	7,74	8,56	9,78	8,10
05/02/00	pH	7,36	7,59	9,94	10,07	7,82	9,00	10,50	8,08
06/02/00	pH	7,37	7,50	9,61	9,73	7,70	8,93	10,01	8,07
07/02/00	pH	7,60	7,60	9,19	9,63	7,78	9,00	9,71	8,21
08/02/00	pH	7,74	7,59	9,46	9,58	7,82	9,01	9,90	8,17
09/02/00	pH	7,97	7,66	9,11	9,48	7,89	8,70	9,74	8,26
10/02/00	pH	7,25	7,57	9,28	9,60	7,94	8,89	9,89	8,32
11/02/00	pH	6,96	7,58	9,01	9,35	7,88	8,69	9,65	8,31
12/02/00	pH	7,12	7,57	9,25	9,40	7,91	8,72	9,67	8,32
13/02/00	pH	7,32	7,60	9,19	9,62	7,84	9,22	10,02	8,36
14/02/00	pH	7,39	7,37	9,36	9,52	9,86	8,93	9,79	8,33
15/02/00	pH	7,33	7,40	8,72	9,22	7,88	8,50	9,37	7,98
16/02/00	pH	7,72	7,59	9,10	9,78	7,87	8,91	9,89	7,92
17/02/00	pH	7,39	7,66	8,95	9,35	7,95	8,59	9,40	7,97
18/02/00	pH	6,81	7,51	8,75	9,32	7,73	8,71	9,54	7,99
19/02/00	pH	6,90	7,41	9,42	9,77	7,66	8,96	9,97	8,01
20/02/00	pH	6,89	7,36	9,07	9,66	7,60	8,96	10,35	8,02
21/02/00	pH	6,97	7,40	8,87	9,56	7,43	8,85	9,60	8,02
22/02/00	pH	7,10	7,47	8,99	9,74	7,47	8,97	9,73	7,77
23/02/00	pH	6,80	7,29	8,67	9,35	7,48	8,62	9,36	7,71
24/02/00	pH	6,91	7,24	8,54	9,17	7,29	8,53	9,36	7,71
26/02/00	pH	6,98	7,38	8,51	9,16	7,32	8,52	9,28	7,54
27/02/00	pH	7,15	7,49	9,14	9,58	7,43	8,98	9,96	7,55
28/02/00	pH	7,39	7,59	8,74	9,27	7,53	8,82	9,42	7,63
29/02/00	pH	7,70	7,44	8,24	8,98	7,41	8,58	9,43	7,73
01/03/00	pH	7,72	7,49	8,55	9,25	7,54	8,76	9,49	7,76
02/03/00	pH	6,90	7,60	8,57	9,21	7,55	8,79	9,60	7,85
03/03/00	pH	6,92	7,45	8,61	9,23	7,46	8,66	9,41	7,94
04/03/00	pH	6,94	7,78	9,81	10,01	7,63	9,54	9,89	8,01

05/03/00	pH	6,92	7,67	9,62	9,89	7,54	9,18	9,80	8,03
06/03/00	pH	7,71	7,66	8,29	9,02	7,16	8,60	9,33	7,86
07/03/00	pH	7,31	7,36	8,64	9,08	7,16	8,82	9,38	7,92
08/03/00	pH	7,60	7,45	8,50	8,95	7,50	8,69	9,34	7,83
09/03/00	pH	7,16	7,36	8,55	8,98	7,38	8,77	9,10	7,95
10/03/00	pH	7,06	7,51	8,65	9,27	7,64	8,57	9,44	7,99
16/03/00	pH	6,95	7,27	8,33	9,32	7,61	8,25	9,40	7,93
17/03/00	pH	7,08	7,35	8,69	9,15	7,55	8,22	9,28	7,98
18/03/00	pH	7,09	7,36	8,31	9,70	7,54	8,52	9,68	8,00
19/03/00	pH	7,21	7,37	8,64	9,52	7,54	8,53	9,69	8,09
20/03/00	pH	7,36	7,39	8,34	9,21	7,55	8,20	9,28	8,14
21/03/00	pH	7,48	7,46	8,84	9,28	7,68	8,27	9,23	8,26
22/03/00	pH	6,91	7,42	8,81	9,20	7,63	8,50	9,38	8,01
23/03/00	pH	6,86	7,36	9,27	9,58	7,58	8,74	9,48	7,99
24/03/00	pH	6,88	7,25	8,45	9,05	7,49	8,33	9,37	7,87
25/03/00	pH	9,90	7,39	8,63	9,17	7,60	8,67	9,43	7,93
26/03/00	pH	7,09	7,26	7,17	8,80	7,18	8,27	9,24	7,88
27/03/00	pH	7,53	7,42	8,67	9,31	7,73	8,59	9,11	7,95
28/03/00	pH	7,60	7,43	8,88	9,56	7,60	8,67	9,43	8,00
29/03/00	pH	7,07	7,37	8,32	9,31	7,64	8,58	9,19	8,02
30/03/00	pH	7,00	7,36	8,80	9,49	7,67	8,39	9,53	7,95
31/03/00	pH	7,20	7,45	8,66	9,24	7,66	8,50	9,19	8,02
01/04/00	pH	7,13	7,43	9,08	9,52	7,64	8,44	9,60	8,03
02/04/00	pH	7,18	7,46	8,87	9,37	7,67	8,17	9,48	8,01
03/04/00	pH	7,33	7,39	8,62	9,21	7,82	8,33	9,57	7,93
04/04/00	pH	7,11	7,34	8,78	9,19	7,81	8,45	9,39	8,04
05/04/00	pH	7,01	7,24	8,39	8,92	7,64	8,28	9,21	8,02
06/04/00	pH	6,96	7,30	8,96	9,25	7,56	8,26	9,37	8,10
07/04/00	pH	7,06	7,29	8,88	9,31	7,55	8,34	9,40	8,01
08/04/00	pH	7,03	7,26	8,98	9,26	7,61	8,23	9,95	8,02
09/04/00	pH	7,04	7,28	8,92	9,28	7,59	8,30	9,82	8,01
10/04/00	pH	7,12	7,33	8,79	9,28	7,56	8,18	9,34	8,03
11/04/00	pH	7,21	7,17	7,40	7,92	7,08	7,35	8,11	7,65
12/04/00	pH	6,93	7,44	8,81	9,23	7,62	8,28	9,44	8,23
13/04/00	pH	6,94	7,28	8,24	9,00	7,68	8,25	9,10	8,28
14/04/00	pH	6,93	7,24	8,23	8,80	7,17	8,19	8,91	7,95
15/04/00	pH	7,07	7,26	8,21	8,83	7,52	8,07	8,95	7,97
16/04/00	pH	7,27	7,25	8,72	8,53	7,53	8,22	8,95	8,02
17/04/00	pH	7,21	7,25	8,21	8,89	7,47	8,21	9,00	8,03
18/04/00	pH	6,27	7,19	8,70	9,08	7,61	8,12	8,98	8,06
19/04/00	pH	6,95	7,35	8,27	8,88	7,76	8,27	8,90	8,33
20/04/00	pH	6,88	7,27	8,59	8,71	7,71	8,17	8,98	8,26
21/04/00	pH	6,88	7,11	8,21	8,16	7,52	8,17	8,94	8,08
22/04/00	pH	6,94	7,22	8,64	8,70	7,54	8,39	9,12	8,08
23/04/00	pH	6,90	7,18	8,60	8,69	7,53	8,22	8,97	8,07
24/04/00	pH	7,13	7,19	8,50	8,71	7,51	8,19	8,85	8,06
25/04/00	pH	6,97	7,16	8,17	8,62	7,53	8,16	8,81	8,10
26/04/00	pH	6,80	7,11	8,33	8,79	7,46	8,25	9,00	7,82
27/04/00	pH	6,32	7,13	8,33	8,59	7,45	8,18	8,96	7,88
28/04/00	pH	7,03	7,16	8,26	8,75	7,56	8,30	8,97	7,93
29/04/00	pH	7,09	7,14	8,23	8,71	7,54	8,28	8,94	7,94
30/04/00	pH	7,05	7,15	8,24	8,73	7,52	8,31	8,96	7,90
01/05/00	pH	7,14	7,13	8,38	8,89	7,50	8,25	8,84	7,82
02/05/00	pH	6,95	7,15	7,92	8,73	7,45	8,33	9,06	7,86

05/05/00	pH	6,99	7,21	7,59	8,43	7,53	8,21	8,73	7,91
06/05/00	pH	7,07	7,14	7,14	8,86	7,54	8,42	9,00	7,93
07/05/00	pH	7,11	7,20	7,62	8,82	7,57	8,39	9,14	8,01
08/05/00	pH	7,09	7,16	7,79	9,03	7,59	8,53	9,02	8,11
09/05/00	pH	7,14	7,23	7,72	8,72	7,66	8,44	9,01	8,09
10/05/00	pH	6,67	7,15	7,78	8,55	7,66	8,35	8,83	8,14
11/05/00	pH	6,69	7,19	7,74	8,62	7,69	8,37	8,82	8,13
12/05/00	pH	7,18	7,28	8,06	8,48	7,64	8,22	8,87	8,16
13/05/00	pH	6,89	7,11	7,93	8,73	7,60	8,30	8,91	8,09
14/05/00	pH	6,90	0,0	1,0	3,7	0,0	5,9	3,9	8,10
15/05/00	pH	7,12	7,15	7,77	8,71	7,60	8,38	8,90	8,11
16/05/00	pH	6,98	7,12	7,70	8,69	7,65	8,40	8,68	8,07
17/05/00	pH	6,75	7,17	7,78	8,54	7,62	8,29	8,72	8,10
18/05/00	pH	6,77	7,14	7,70	8,52	7,67	8,42	8,98	8,10
19/05/00	pH	6,76	7,14	7,91	8,51	7,66	8,36	8,86	8,18
20/05/00	pH	6,93	7,11	7,70	8,67	7,63	8,29	8,96	7,90
21/05/00	pH	7,00	7,09	7,88	8,79	7,65	8,31	8,87	8,09
22/05/00	pH	7,00	7,13	7,75	8,52	7,58	8,26	8,84	8,13
23/05/00	pH	7,00	7,09	7,69	8,40	7,51	8,22	8,60	8,15
24/05/00	pH	6,94	7,06	7,81	8,44	7,58	8,16	8,58	8,13
25/05/00	pH	6,82	7,05	7,71	8,43	7,37	8,17	8,47	7,86
26/05/00	pH	6,77	7,10	7,65	8,28	7,59	8,09	8,62	7,91
27/05/00	pH	6,91	7,05	7,79	7,30	7,61	8,13	8,61	7,86
28/05/00	pH	6,95	7,04	7,60	8,25	7,62	8,09	8,48	7,92
29/05/00	pH	7,05	7,13	7,87	8,23	7,64	8,16	8,66	8,07
30/05/00	pH	7,10	7,05	7,83	8,31	7,56	8,10	8,52	8,10
31/05/00	pH	7,26	7,11	7,81	8,46	7,63	8,20	8,58	8,11
01/06/00	pH	6,93	7,11	7,84	8,44	7,69	8,10	8,48	8,04
02/06/00	pH	6,90	7,16	7,71	8,15	7,72	8,23	8,68	8,11
03/06/00	pH	6,88	7,20	7,71	8,31	7,73	8,23	8,47	8,02
04/06/00	pH	7,09	7,15	7,66	8,09	7,62	8,08	8,38	8,06
05/06/00	pH	7,00	7,05	7,70	7,97	7,60	8,00	8,40	8,04
06/06/00	pH	7,06	7,06	7,86	8,35	7,66	8,17	8,48	8,07
07/06/00	pH	7,19	7,09	7,68	8,04	7,66	8,18	8,55	8,07
08/06/00	pH	6,82	7,10	7,68	7,98	7,70	8,05	8,36	8,04
09/06/00	pH	7,06	7,71	8,15	7,66	8,08	8,56	8,13	8,05
10/06/00	pH	6,88	7,11	7,78	8,13	7,68	8,12	8,47	7,82
11/06/00	pH	6,86	7,04	7,72	8,05	7,61	8,21	8,47	7,80
12/06/00	pH	6,98	7,09	7,71	7,94	7,62	8,16	8,49	7,90
13/06/00	pH	6,87	7,07	7,74	8,07	7,65	8,17	8,46	7,82
14/06/00	pH	6,97	7,08	7,66	8,10	7,59	8,12	8,44	7,77
15/06/00	pH	7,04	7,07	7,72	8,2	7,59	8,12	8,45	7,84
16/06/00	pH	6,71	7,11	7,61	7,81	7,63	8,06	8,44	7,81
17/06/00	pH	6,85	7,08	7,65	7,91	7,60	8,08	8,47	7,89
18/06/00	pH	6,89	7,09	7,65	7,87	7,62	8,23	8,57	7,98
19/06/00	pH	6,87	7,05	7,69	7,78	7,62	8,19	8,45	8,05
20/06/00	pH	6,90	7,06	7,56	7,86	7,64	8,12	8,55	7,89
21/06/00	pH	7,06	7,11	7,67	7,98	7,61	8,13	8,50	7,88
23/06/00	pH	6,72	7,05	7,54	7,72	7,64	8,11	8,44	8,05
24/06/00	pH	7,14	7,16	7,63	7,83	7,59	8,04	8,43	7,88
25/06/00	pH	6,87	7,02	7,59	7,86	7,57	8,08	8,42	7,94
26/06/00	pH	6,84	7,01	7,67	7,76	7,56	8,07	8,32	7,53
27/06/00	pH	6,94	7,04	7,64	7,86	7,58	8,06	8,39	7,83
28/06/00	pH	6,94	7,01	7,63	7,90	7,56	8,09	8,35	7,81

29/06/00	pH	7,00	7,03	7,72	8,01	7,60	8,06	8,40	7,81
30/06/00	pH	6,77	7,11	7,84	8,01	7,71	8,26	8,56	8,08
01/07/00	pH	6,93	7,22	7,81	7,96	7,71	8,27	8,65	8,09
02/07/00	pH	6,90	7,20	7,86	7,98	7,68	8,29	8,70	8,09
03/07/00	pH	7,08	7,09	7,91	8,27	7,68	8,18	8,58	8,17
04/07/00	pH	7,15	7,13	7,81	8,07	7,76	8,28	8,71	8,02
05/07/00	pH	7,12	7,05	7,75	8,00	7,61	8,08	8,42	7,86
06/07/00	pH	6,75	7,09	7,74	8,04	7,65	8,05	8,40	7,88
07/07/00	pH	6,74	7,01	7,68	8,02	7,58	8,07	8,39	7,94
08/07/00	pH	6,79	7,05	7,70	8,09	7,61	8,13	8,37	7,97
09/07/00	pH	6,98	7,18	7,92	8,32	7,83	8,29	8,67	8,20
10/07/00	pH	6,92	7,12	7,83	8,18	7,66	8,18	8,55	8,15
11/07/00	pH	6,97	7,10	7,72	8,34	7,73	8,14	8,54	8,25
12/07/00	pH	7,09	7,17	7,88	8,48	7,78	8,29	8,66	8,23
13/07/00	pH	7,35	7,29	7,76	8,37	7,83	8,33	8,79	8,26
14/07/00	pH	6,93	7,16	7,83	8,56	7,75	8,32	8,72	8,12
15/07/00	pH	6,81	7,19	7,80	8,43	7,80	8,36	8,66	8,15
16/07/00	pH	6,91	7,13	7,79	8,54	7,75	8,33	8,71	8,13
17/07/00	pH	7,12	7,18	7,83	8,26	7,78	8,30	8,63	8,22
18/07/00	pH	7,18	7,21	7,88	8,27	7,83	8,34	8,64	8,32
19/07/00	pH	7,25	7,33	7,85	8,22	8,81	8,30	8,60	8,07
20/07/00	pH	7,24	7,19	7,77	8,17	7,79	8,28	8,93	8,09
21/07/00	pH	6,77	7,14	7,75	8,13	7,78	8,25	8,53	8,12
22/07/00	pH	6,88	7,11	7,74	8,06	7,73	8,21	8,50	8,15
23/07/00	pH	7,05	7,14	7,76	8,01	7,88	8,19	8,42	8,10
24/07/00	pH	7,14	7,22	7,63	8,10	7,71	8,28	8,62	8,09
25/07/00	pH	7,21	7,32	7,77	8,31	7,79	8,27	8,59	8,18
26/07/00	pH	7,23	7,22	7,94	8,49	7,77	8,34	8,71	8,12
27/07/00	pH	7,21	7,23	7,97	8,41	7,81	8,25	8,57	8,15
28/07/00	pH	7,21	7,25	8,02	8,55	7,80	8,26	8,66	8,13
29/07/00	pH	7,27	7,26	8,06	8,66	7,81	8,27	8,52	8,08
30/07/00	pH	7,28	7,37	8,03	8,66	7,74	8,22	8,52	8,09
31/07/00	pH	7,30				7,74	8,27	8,49	8,11
01/08/00	pH	7,30				7,81	8,22	8,54	8,15
02/08/00	pH	7,36				7,82	8,28	8,58	8,19
03/08/00	pH	7,47				7,90	8,30	8,66	8,22
04/08/00	pH					7,89	8,29	8,65	8,15
05/08/00	pH					8,00	8,37	8,84	8,10
06/08/00	pH					7,97	8,35	8,82	8,08
07/08/00	pH					7,98	8,37	8,70	8,12
08/08/00	pH					8,03	8,32	8,74	8,06
09/08/00	pH					8,05	8,45	9,03	8,24
10/08/00	pH					8,03	8,36	8,80	8,09
11/08/00	pH					8,08	8,39	8,81	8,11
12/08/00	pH					8,09	8,46	9,00	8,16
13/08/00	pH					8,20	8,43	8,93	8,19
14/08/00	pH					8,12	8,60	9,06	8,09
15/08/00	pH					8,06	8,39	8,93	8,15
16/08/00	pH					8,07	8,46	9,09	8,13
17/08/00	pH					8,09	8,60	9,08	8,19
18/08/00	pH					8,09	8,51	9,09	
19/08/00	pH					8,09	8,51	8,97	7,95
20/08/00	pH					8,05	8,69	9,04	7,91
21/08/00	pH					8,05	8,53	9,00	7,95

22/08/00	pH					8,06	8,48	9,06	8,09
23/08/00	pH					8,03	8,46	8,98	8,06
24/08/00	pH					8,05	8,51	9,05	8,09
25/08/00	pH					8,13	8,44	9,05	8,20
26/08/00	pH					8,03	8,40	9,02	8,04
28/08/00	pH					8,16	8,36	9,05	8,00
29/08/00	pH					8,16	8,55	9,20	8,07
30/08/00	pH					8,12	8,54	9,29	8,02
31/08/00	pH					8,11	8,53	9,22	8,12
01/09/00	pH					8,11	8,54	9,14	8,20
02/09/00	pH					8,15	8,58	9,27	8,07
03/09/00	pH					8,17	8,61	9,32	8,03
04/09/00	pH					8,14	8,61	9,22	7,98
05/09/00	pH					8,11	8,51	9,14	8,04
06/09/00	pH					8,12	8,66	9,35	8,04
07/09/00	pH					8,06	8,51	9,14	7,91
08/09/00	pH					8,08	8,52	9,07	7,98
09/09/00	pH					8,06	8,50	9,03	8,07
10/09/00	pH					8,05	8,48	9,00	7,91
11/09/00	pH					8,10	8,32	8,87	8,05
12/09/00	pH					8,08	8,43	8,97	7,91
13/09/00	pH					8,10	8,34	8,89	8,05
14/09/00	pH					8,03	8,32	9,01	7,96
15/09/00	pH					8,03	8,31	8,91	7,92
16/09/00	pH					8,07	8,39	8,92	8,06
17/09/00	pH					8,11	8,36	8,98	8,13
18/09/00	pH					8,03	8,33	9,25	8,01
19/09/00	pH					7,99	8,25	8,82	8,03
20/09/00	pH					8,00	8,20	8,79	8,06
21/09/00	pH					8,03	8,14	8,10	7,99
22/09/00	pH					8,07	8,20	8,81	8,09
23/09/00	pH					8,09	8,25	8,86	8,18
25/09/00	pH					8,14	8,34	8,88	8,16
26/09/00	pH					8,16	8,33	8,99	8,19
27/09/00	pH					8,11	8,30	9,13	8,08
28/09/00	pH					8,08	8,26	9,02	7,97
29/09/00	pH					8,02	8,17	8,81	7,90
30/09/00	pH					8,06	8,28	8,98	8,02
01/10/00	pH					8,05	8,25	8,87	8,03
02/10/00	pH					8,10	8,32	8,99	8,07
03/10/00	pH					8,09	8,27	9,07	8,04
04/10/00	pH					8,16	8,40	9,00	8,09
05/10/00	pH					8,06	8,30	9,03	7,97
06/10/00	pH					8,10	8,27	8,95	8,10
07/10/00	pH					8,14	8,27	8,95	8,12
08/10/00	pH					8,09	8,25	8,95	8,10
09/10/00	pH					8,13	8,36	9,01	8,03

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALVES, A.C. (1976). Aterro sanitário. **Revista Limpeza Pública**, ABLP: São Paulo, n.2, p.46-51.
- AMAZONAS, M. (1992). **Compostagem do lixo urbano, projeto reciclagem**. São Paulo. Revista São Paulo, v.1, n.2, p.20-23.
- ANDRADE, J.B.L. (1991). **Determinação da composição gravimétrica peso específico e teor de umidade dos resíduos sólidos produzidos na cidade de Manaus**. Manaus, Prefeitura Municipal.
- ARRUDA, A.C.S et al. (1997). **Estudo de parâmetros físico-químicos relacionados ao processo de estabilização de resíduos sólidos urbanos no sistema de remediação de São Giacomo - Caxias do Sul**. SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE QUALIDADE AMBIENTAL. Porto Alegre. Anais 251p.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1984). **NBR 8419 - Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos**. São Paulo, ABNT.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1987). **NBR 10.004 - Resíduos sólidos: classificação**. São Paulo, ABNT.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1997). **NBR 13.895 - Construção de poços de monitoramento e amostragem**. São Paulo, ABNT.
- AWWA (1989). **Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (18^a ed.)**. USA.
- AZEVEDO NETTO, S.M.; ALVAREZ, G.A. (1982). **Manual de hidráulica**. 7^a ed. Edgard Blücher, São Paulo.
- BARTH, E.F. et al. (1965). Summary report on the effects of heavy metals on the biological treatment processes. **J. Wat. Pollut. Control Fed.**, 37(1): 86-96.
- BLAKEY, N.C.; MARIS, P.J. (1987). **On-site leachate management-anaerobic process**. Proceedings ISWA sanitary landfill Symposium. Italy. out.
- BLEY JUNIOR, C. (1993). Usinas de lixo no Brasil: Gerenciamento e perspectivas. **Revista Limpeza Pública**, ABLP: São Paulo, n. 40, p. 11-19.

- BORZANI, W. et al. (1975) **Tópicos de microbiologia industrial**. 1ª ed. São Paulo: Blücher-EDUSP, 231p., v.2 (série Biotecnologia, 5 v.), Bibliografia. p.46-76.
- BRAILE, P.M.; CAVALCANTI, J.E.W.A. (1979). **Manual de tratamento de águas residuárias industriais**. São Paulo, Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. 764p.
- BRANCO, S.M. (1978). **Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária**. 2. ed. São Paulo, Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. 620p.
- BRANCO, S.M.; ROCHA, A.A. (1980). **Ecologia: educação ambiental: ciências do ambiente para universitários**. 18ª ed. São Paulo: CETESB. 206p.
- BUIVID, M.G. (1980). **Laboratory simulation of fuel gás production enhancement from municipal solid waste landfills**. Dynatech Research and Development Co.
- CAMPOS, J.R. (1991). **Alternativas para tratamento de esgotos sanitários**. São Paulo. Ed. Édile-Serviços Gráficos Ltda. 73p.
- CAMPOS, J.R. (1994). **Alternativas para tratamento de esgotos - pré-tratamento de águas para abastecimento**. Consórcio Intermunicipal das Bacias dos Rios Piracicaba e Capivari; nº 9. 112p.
- CARNEIRO, P.A. (1998). **Considerações sobre a eficiência do sistema de tratamento do percolado do aterro sanitária da Ribeira**. http://www.geoticias.com/Athens/6533/tratamento_do_percolado.html (2 Dez.).
- CASTRO, M.A.H. (1997). **Um modelo computacional para simulação da percolação do chorume em um aterro sanitário**. 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES, Foz do Iguaçu.
- CASTRO, M.C.A.A. (1996). **Avaliação da eficiência das operações unitárias de uma usina de reciclagem e compostagem na recuperação dos materiais recicláveis e na transformação da matéria orgânica em composto**. São Carlos. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos-USP, Universidade de São Paulo.
- CASTRO, M.C.A.A. (1997). **Caracterização física e granulométrica dos resíduos domiciliares e entulhos**. São Paulo, Prefeitura Municipal. Setembro.
- CHRISTENSEN, T.W.; COSSU, R.; STEGMANN, R. (1989). **Sanitary Landfilling: Process, Technology and Environmental Impact**. Academic Press. Cap. 2, 3 e 4; p.29-285.



- CLARETO, C.R. (1997). **Tratamento de líquidos percolados gerados em aterros sanitários utilizando reator anaeróbio compartimentado**. São Carlos. 119p. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB. (1978). São Paulo. Normalização Técnica L5.126 – Determinação de Ferro em Águas. 1ª ed.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB. (1980). São Paulo. DAEE/CETESB. **Drenagem urbana**. Manual de Projeto.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB. (1987) **Resíduos sólidos industriais**. coord. Pedro Pentead de Castro Neto. São Paulo. CETESB/ASCETESB (Série ATAS, 1).
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB. (1989). **Operação e manutenção de lagoas anaeróbias e facultativas**. São Paulo. 91p.
- COMPROMISSO EMPRESARIAL PARA A RECICLAGEM - CEMPRE. (1993). **Reciclagem: o papel das Prefeituras**. Rio de Janeiro: CEMPRE. (Cadernos de reciclagem, 2).
- CORTES, F.S. (1998). **Tratamento de chorume através de lagoas de estabilização em série - um estudo de caso**. (Projeto de qualificação da tese de doutorado). São Paulo: Faculdade de Saúde -USP. 49p.
- DAMASCENO, S. (1996). **Remoção de metais pesados em sistemas de tratamento de esgotos sanitários por processo de lodos ativados e por um reator compartimentado anaeróbio**. São Carlos. 141p. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- DANIEL, L.A. (1989). **Desinfecção de esgotos sanitários. Pré-decantadores empregando radiação ultravioleta**. São Carlos. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- DAMASCENO, S. (1996). **Remoção de metais pesados em sistemas de tratamento de esgotos sanitários, processo de lodos ativados e por um reator compartimentado anaeróbio**. São Carlos. 141p. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- DRYDEN, H.T. (1999). Adding algae to the mix. In: **Solid Waste Tech.** v.13, n.6, p.26-29, out.

- EHRIC, H.J. (1983). Quality and quantity of sanitary landfill leachate. **Waste Management and Research**, 1, 53-68.
- ELIASSEN, R. (1942). Decomposition of Landfills. **American Journal Public Health**, New York, v.32, n.9, p.1029-1037.
- EMCOM ASSOCIATES. (1981). **State of the Art of Landfills Gas Recovery**. California, Argonne National Laboratory, p.1-56, May.
- ETTALA, M; ROSSI, E. (1995). Leachate treatment with new evaporation technology. Simpósio Internacional Sobre Aterro Sanitário. Sardinia. Novembro de 1995.
- FARQUHAR, G.J. (1989). Leachate: production and characterization. **Canadian Journal of Civil Engineering**, v16, n.3, p.317-325.
- FENN, D.G. et al. (1975). **Use of water balance method for predicting leachate generation from solid waste disposal sites**. EPA 530/SW-168 – Office of Solid Waste Management Programs.
- FILSAN Engenharia e Serviços S/A. (1980). **Aterro sanitário de resíduos sólidos urbanos: Fazenda Guaporé -São Carlos**. São Paulo: FILSAN, v.1.
- FUNDAÇÃO CENTRO TECNOLÓGICO DE MINAS GERAIS/CETEC. (1982). **Estado da Arte da Digestão Anaeróbia**. Série Publicações Técnicas, Belo Horizonte, 5. Bibliografia: p.13.
- FUNDAÇÃO INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE (1989). **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico - PSNB**. São Paulo: 1992. 70p.
- FUNDAÇÃO INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE (2000). **Censo**.
- GALVÃO JUNIOR, A.C. (1994). **Aspectos operacionais relacionados com usinas de reciclagem e compostagem de resíduos sólidos domiciliares no Brasil**. São Carlos. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- GARCIA, M.A.R. (1996). **Efeito tóxico de alguns metais pesados e cianeto na digestão anaeróbia de lodos de esgoto**. São Carlos. 200p. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- GLOYNA, E.F. (1971). **Waste stabilization ponds**. Geneva: World Health Organization.

- GOMES, L.P. (1989). **Estudo da caracterização física e da biodegradabilidade dos resíduos sólidos urbanos em aterros sanitários.** São Carlos. 167p. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- HAMADA, J. (1999). **Estimativas de geração e caracterização do chorume em aterros sanitários.** 20^o Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental-ABES. Rio de Janeiro. Maio.
- INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS DO ESTADO DE SÃO PAULO-IPT. (1993). **Avaliação Técnico-econômica da produção de composto orgânico.** São Paulo. 4v. (IPT. Relatório 31659).
- IVERSON, W.P.; BRINCKMAN, F.E. (1978). "Microbial metabolism of heavy metals". In: Mitchell, R., ed. **Water Pollution Microbiology.** New York, John Wiley & Son. p.201-232.
- JARDIM, N.S. et al. (1995). **Lixo municipal: manual de gerenciamento integrado.** Nilza Silva Jardim (coordenador). 1^a ed. São Paulo: Instituto de Pesquisas Tecnológica - IPT, Compromisso Empresarial para Reciclagem - CEMPRE. (Publicação IPT 2163), 278p.
- KASALI, G.B.; SENIOR, E.; WATSON-CRAIK, I.A. (1990). **Solid State Refuse Promotion Methanogenic Fermentation: Control and Promotion by Water Addition.** Letters applied microbiology, v.11, n.1, p.22-26.
- KELLNER, E.; PIRES, E.C. (1998). **Lagoas de estabilização: projeto e operação.** 1^a ed. Rio de Janeiro, ABES. Cap.1, p.13-17.
- KIEHL, E.J. (1979). **Metodologia da compostagem e ação fertilizante do composto de resíduos domiciliares.** Piracicaba: Escola Superior de Agronomia Luiz de Queiroz-USP.
- LAPEDES, D.N., ed. (1974). **Dictionary of Scientific and Technical Terms.** New York, McGraw-Hill. 1634p.
- LEITE, W.C.A. (1991). **Estudo do comportamento da temperatura, pH e teor de umidade na decomposição de resíduos sólidos urbanos em aterros sanitários.** São Carlos. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- LEITE, W.C.A. (1997). **Estudo da gestão de resíduos sólidos: uma proposta de modelo tomando a unidade de gerenciamento de recursos hídricos (UGRHI-5) como referência.** São Carlos. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

- LESTER, J.N. (1983). Significance and behavior of heavy metals in wastewater treatment process. I. Sewage treatment and effluent discharge. **The Science of the Total Environment**. v.30, p.1-44.
- LESTER, J.N. et al. (1979). The balance of heavy metals through a sewage treatment works. I. Lead, cadmium and copper. **The Science of the Total Environment**, v.12 p.13-23.
- LUZ, F.X.R. (1981). **Aterro sanitário: características, limitações, tecnologia para a implantação e operação**. Seminário sobre aterros sanitário. CETESB. 30p.
- LUZ, F.X.R. (1986). **O tratamento do lixo**. São Paulo: Associação Brasileira de Limpeza Pública: São Paulo, ABLP, n.26, p.14-35.
- MAEHLUM, T.; HAARSTAD, K.; KRAFT, P.I. (1995). **On-site treatment of landfill leachate in natural systems**. SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE ATERRO SANITÁRIO. Sardinia-Itália. Anais.
- McCREANOR, P.T.; REINHART, D.R. (1996). Hydrodynamic modeling of leachate recirculating landfills. In: **Wat. Sci. Tech.** v.34, n.7-8, p.463-470.
- MERBACH JR., P.S. (1989). **Estudos de Avaliação de Metais Pesados em Percolado de Aterro Sanitário em Função do Tempo de Disposição**. 83p.
- METCALF, L.; EDDY, H.P. (1991). **Wastewater Engineering: treatment, disposal, reuse**. McGraw-Hill, 3^a ed., p.1334.
- MINTER/CNDU/CETESB. (1979). **Aterro sanitário**. São Paulo: CETESB.
- Modelos de gestão de resíduos sólidos para a ação governamental no Brasil: aspectos institucionais, legais e financeiros**. (1996). São Paulo: Projeto BRA/92/017.
- ORTH, M.H.A. (1981a). **Aterros sanitários: impermeabilidade, drenagem e reciclagem de percolado, lagoas de oxidação, filtros biológicos, irrigação no solo**. CETESB. São Paulo.
- ORTH, M.H.A. (1981b). **Aterros sanitários: defesa do sistema hídrico**. São Paulo: SERS/DEAR/CETESB.
- PESSIN, N.; BRUSTOLIN, I.; FINKLER, R. (2000a). Determinação da eficiência de tratabilidade de reatores biológicos para atenuação de carga orgânica presente no chorume proveniente de aterros sanitários em aterros sanitários. **IX SILUBESA-Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Porto Seguro-BA.

- PESSIN, N.; SILVA, A. R.; BRUSTOLIN, I.; PANAROTTO, C.T. (2000b). Contribuição do monitoramento ambiental para o entendimento do processo de estabilização de resíduos domiciliares em aterros sanitários. **IX SILUBESA-Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Porto Seguro-BA.
- PESSOA, C.A; JORDÃO, E.P. (1982). **Tratamento de esgotos domésticos: concepção clássica de tratamento de esgotos**. 2 ed. Rio de Janeiro, ABES. Cap.1, p.4.
- PETRASEK, A.; KUGELMAN, I.J. (1983). Metals removals and partitioning in conventional wastewater treatment plants/ **J. Wat. Pollut. Control Fed.**, 55(9): 1183-1190.
- PFEFFER, J.T. (1974). Temperature effects on anaerobic fermentation of domestic refuse. **Biotechnology and Bioengineering**. New York: by John Wiley e Sons, Inc., v.16, p.771-787.
- PFEFFER, J.T. (1986). **Treatment of leachate from land disposal facilities**, in proceedings of the Waste Tech 86 Conference: Preparing now for tomorrow's needs. Chicago, USA, pp. 22-23.
- PIMENTEL JUNIOR, A.C.N. (1998). **Monitoramento integrado em aterro sanitário com codisposição de resíduos sólidos industriais não inertes e inertes: experiência do município de Limeira-SP**. São Carlos. 98p. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- PINTO, D.M.C.L.; BALDOCHI, V.M.Z.; SILVA, A.R. (1998). **Caracterização física e química da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos domiciliares**. VIII Simpósio Luso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, João Pessoa-PB.
- POHLAND, F.G. (1980). Leachate recycle as landfill management option. **Journal of the Environmental Engineering Division**. ASCE, Vol. 106. no. EE6. p.1057-1069. December.
- POHLAND, F.G. (1975). **Sanitary landfill stabilization with leachate recycle and residual treatment**. EPA - Environmental Protection Agency. Washington, D.C. Outubro.
- POHLAND, F.G.; KANG, S.J. (1971). Sanitary landfill stabilization with leachate recycle and residual treatment. **AICHE Symposium Series**. v.71, n.145, p.308-318.
- POHLAND, F.G.; GOULD, J.P. (1986). Co-disposal of municipal refuse and industrial waste sludge in landfills. **Water Science Technology**. v.18, n.12, p.177-192.

- POHLAND, F.G.; HARPER, S.R. (1985). **Critical review and summary of leachate and gas production from landfills**. Tech. project n.E20 G01, dec.
- PURSCHWITZ, D.E. (1999). 5 Ways to treat you leachate. In: **Waste Age**. v.30, n.10, p.68-99, out.
- RAMASWAMY, J.N. (1970). **Nutritional effects on acid and gás production in sanitary honfills**. Ph.D. Thesis West Virginia University, Morgantown.
- REES, J.F. (1980). Optimization of methane production and refuse decomposition in landfills by temperature control. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**. v.30, p.458-465.
- REINFELD, N.V. (1994). **Sistemas de reciclagem comunitária: do projeto à administração**. Nyles V. Reinfeld; tradução José Carlos B. dos Santos; São Paulo: Makron Books. 285p.
- ROBINSON, H. (1992). Aeration Lagoon. In:CHRISTENSEN, T. H.; COSSU, R.; STEGMANN. **Landfilling of waste: leachate**. 1 ed. London. Elsevier Ltd. Cap.3 (3.2), p 203-228.
- ROCCA, A.C.C.; NARCHI, H.; LEÃO, M.L.G.; NABHAN, N.M.; CASTRO NETO, P.P. (1980). **Drenagem sub-superficial em aterros sanitários**. Revista Limpeza Pública, ABLP: São Paulo, p. 16-27.
- RODENAS-GARCIA, M.L.A. (1991). **Efeito tóxico de alguns metais pesados e cianeto na digestão anaeróbia de lodos de esgoto**. São Carlos. 195p. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- RUSSO, M.A.T. (2000). Caracterização de lixiviados de aterros sanitários de alta compactação. **IX SILUBESA - Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Porto Seguro-BA.
- SCHALCH, V.; LEITE, W.C.A.; GOMES, L.P (1990). **Gerenciamento de resíduos sólidos**. Material didático do curso de Gerenciamento sólidos. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES). Goiânia. 220p.
- SCHALCH, V. (1992). **Análise comparativa do comportamento de dois aterros sanitários semelhantes e correlações de parâmetros do processo de digestão anaeróbia**. São Carlos. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- SCHALCH, V. et al. (1995). Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos. Trabalho apresentado no II SIBESA, Simpósio Ítalo-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES-ANDIS), **Anais: Pollution in Large Cities**, Venice/Paduva, Italy.

- SCHALCH, V. (1984). **Produção e características do chorume em processo de decomposição de lixo urbano.** São Carlos. 103p. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- SENIOR, E.; BALBA, M.T.M. (1987). Landfill biotechnology. In: WISE, D.L. (ed.) **Bioenvironmental Systems.** Florida, CRC Press. v.2, 217p. p.17-65.
- SILVA, S.A. (1991). **Tratamento de esgotos domésticos em lagoas de estabilização no nordeste do Brasil.** Trad. Tese Doutorado apresentada ao Dept. Eng. Civil da Univ. de Dundee, Escócia em agosto de 1982. Paraíba: UFPb. 195p.
- SILVA, S.A.; MARA, D.D. (1979). **Tratamentos biológicos de águas residuárias: lagoas de estabilização.** Rio de Janeiro: ABES. 140p.
- SOUZA, M.E. (1982). **Influência simultânea de elevadas concentrações de metais pesados e cianetos na digestão anaeróbia de lodos e esgotos.** São Paulo. Dissertação (Mestrado) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo.
- TCHOBANOGLIOUS, G. et al. (1993). **Integrated Solid Waste Management: Engineering Principles and Management Issues.** EUA, McGraw-Hill. 978p.
- TIMUR, H.; OZTURK I. (1999). **Anaerobic sequencing batch reactor treatment of landfill leachate.** Water Res. v.33, n.15 p.3225-3230. Janeiro.
- TORRES P. et al. (1997). **Tratabilidade biológica de chorume produzido em aterro não controlado.** Rev. Eng. Sanit. Amb., v.2, n.2, p.55-62. Abr/Jun.
- UEHARA, M.Y.; WALDO, L. (1989). **Operação e manutenção de lagoas anaeróbias e facultativas.** São Paulo. Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental - CETESB. (Série manuais).
- VALENTE, S.F. (1980). **Aterro sanitário.** São Paulo: ENTERPA S/A. Engenharia. 20p.
- VICTORETTI, B.A. (1964). **Contribuição ao emprêgo de lagoas de estabilização como processo para depuração de esgotos domésticos.** São Paulo. 159p. Tese (Livre-Docência) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo.
- VILLELA, S.M.; MATTOS, A. (1975). **Hidrologia aplicada.** São Paulo, McGraw-Hill do Brasil. 245p.
- VON SPERLING, M. (1996). **Princípios do tratamento biológico de água: lagoas de estabilização.** 1ª ed. Belo Horizonte, DESA-UFMG.

WARZINSKI, J. et al. (2000). **A superior approach to recirculation.** Waste Age. v.31, n.2. Fev.

WATER POLLUTION CONTROL FEDERAL - WPCF (1967). **Projeto e construção de esgotos sanitários e pluviais.**

WILKEN, P.S. (1978). **Engenharia de drenagem superficial.** Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental - CETESB.

ZULAUF, W.E. (1989). **Lixo - desafios para as prefeituras.** São Paulo: Folha de São Paulo, p. c-6, 10 de maio.

ZUQUETTE, L.V.; GANDOLFI, N. (1991). **Problems and rules to select the landfill waste disposal sites Brasil. Marrocos.**