

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

Elivete Carmen Clemente Prim

**UTILIZAÇÃO DE LODO DE ESTAÇÕES DE TRATAMENTO
DE ÁGUA E ESGOTO COMO MATERIAL DE
COBERTURA DE ATERRO SANITÁRIO**

Florianópolis

2011

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

Elivete Carmen Clemente Prim

**UTILIZAÇÃO DE LODO DE ESTAÇÕES DE TRATAMENTO
DE ÁGUA E ESGOTO COMO MATERIAL DE
COBERTURA DE ATERRO SANITÁRIO**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina, como requisito parcial para a obtenção do título de Doutor em Engenharia Ambiental.

Orientador:
Armando Borges de Castilhos Junior.

Florianópolis

2011

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Prim, Elivete Carmen Clemente

Utilização de lodo de estações de tratamento de água e
esgoto sanitário como material de cobertura de aterro
sanitário [tese] / Elivete Carmen Clemente Prim ;
orientador, Armando Borges de Castilhos Junior -
Florianópolis, SC, 2011.

285 p. ; 21cm

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Santa
Catarina, Centro Tecnológico. Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Ambiental.

Inclui referências

1. Engenharia Ambiental. 2. Lodo de estação de
tratamento de água . 3. Lodo de estação de tratamento de
esgoto. 4. Cobertura de aterro sanitário. 5. Reciclagem de
Resíduos Sólidos. I. Castilhos Junior, Armando Borges de .
II. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-
Graduação em Engenharia Ambiental. III. Título.



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



TERMO DE APROVAÇÃO

"Aproveitamento de Lodo de Estação de Tratamento de Água e Esgoto em Cobertura de Aterro Sanitário"

Elivete Carmem Clemente Prim

A Tese foi julgada e aprovada pela banca examinadora no Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina como parte dos requisitos necessários para obtenção do grau de

DOUTORA EM ENGENHARIA AMBIENTAL

Aprovado por:

Prof. Fernando Soares Pinto Sant'Anna, Dr.

Prof. Paulo Belli Filho, Dr.

Prof. Marciano Maccarini, Dr.

Prof. João Alberto Ferreira, Dr.

Prof. Fernando Fernandes, Dr.

Prof. Armando Borges de Castilhos Júnior, Dr.
(Orientador)

Prof. Flávio Rubens Lapolli
(Coordenador PPGEA)

FLORIANÓPOLIS, SC – BRASIL
OUTUBRO/2011.

CAMPUS UNIVERSITÁRIO – TRINDADE
CEP 88010-970 – FLORIANÓPOLIS – SC – CAIXA POSTAL 476
(48) 3721-9821 Fax: (48) 3234-6459
www.ppga.ufsc.br

Dedico à minha família

A Domingos da Silva, meu avô, (*in memorem*) e meu pai, Manoel ,
pelos primeiros ensinamentos na área de engenharia;

Heliete, pela mãe e avó maravilhosa que é;

Aos meus irmãos, principalmente, as minhas irmãs Lourdes, Marli, e
Marize pelas horas que precisei de uma mãe para me substituir ;

Renato Jorge Prim, meu amor, pelo seu apoio,
paciência e companheirismo e por fazer a minha vida mais feliz;

Renata e Yasmin, minhas filhas.
Anjos que iluminam minha vida.

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar, agradeço a Deus por me iluminar e ter me dado a capacidade de persistência para vencer todos os obstáculos na conclusão desta tese.

Ao Professor Dr. Armando Borges de Castilhos Jr., por muito mais que uma orientação, pois foi responsável pela minha permanência no Programa de Pós-Graduação, apesar de todos os percalços pessoais ocorridos neste período, numa demonstração de confiança, que espero um dia poder oferecer aos meus alunos, assim como recebi. Também, por me levar a conhecer diversos pesquisadores da área de Resíduos Sólidos, abrindo oportunidades e caminhos e, principalmente, pelos ensinamentos e sugestões acerca da pesquisa.

Ao Professor Dr. Macarini, pela orientação na execução dos ensaios no Laboratório de Mecânicas dos Solos, pela atenção e auxílio na discussão dos resultados geotécnicos. Também pelo apoio de seus alunos e bolsistas, Rodrigo, César, Danilo e Karina.

Aos Professores da banca examinadora, pelas contribuições na avaliação deste trabalho.

Aos professores do ENS/UFSC Rejane, Flavio, Paulo, Sebastião, Péricles, Masato e Willian pela amizade e apoio.

Aos colegas de doutorado, André, Patrícia, Ioana, Danielle, Joel, Claudia, Rodrigo, obrigada pela amizade e incentivo. Em especial, à amiga Débora Machado e ao amigo José Barrios pelos ensinamentos e apoio na realização das análises de metais.

Aos colegas do LARESO, LIMA, LABEFLU e ACV, Francisco, Heloísa, Iracema, Israel, Sabrina, Bianca, Vanessa, Naiara, Eliane, Arlete, Vitor, Wanderli, Jorge, Marcio, Vamilson, Cristiane, Camile, Franciele, Francieli e a todos demais pelo companheirismo.

Aos bolsistas e voluntários, Charles, Ismael, Danilo, Stefânia Joana, Augusto. Em especial a dedicação da bolsista Juliana de O. W. Ramos e da voluntária Ariane Cividini, pelas quais reconheço o quanto trabalharam e se dedicaram a esta pesquisa realizando um ótimo trabalho de conclusão de curso.

À Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC) e ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental (PPGEA) pela oportunidade concedida para a realização dos estudos.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e a Empresa Financiadora de Estudos e Projetos (FINEP), pelos recursos para implementação da pesquisa.

“O êxito começa no momento exato em que o homem decide o que quer e começa a trabalhar para o conseguir.”.

Roberto Shinyashiki

PRIM, E. C. C. UTILIZAÇÃO DE LODO DE ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUA E ESGOTO COMO MATERIAL DE COBERTURA DE ATERRO SANITÁRIO, 2011. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina.

RESUMO

Os aterros sanitários são obras que movimentam grandes volumes de terra contribuindo, muitas vezes, para a degradação ambiental, pois utilizam solos provenientes de jazidas naturais. Por outro lado, o gerenciamento dos lodos gerados nas estações de tratamento de água e de esgoto ainda são um grande desafio para as empresas de saneamento. Desta forma, nesta pesquisa, procurou-se avaliar-se o potencial de lodos de estação de tratamento de água e de esgoto a fim de serem aproveitados como material de cobertura de aterros sanitários. A metodologia experimental da pesquisa envolveu a caracterização dos lodos de ETE e ETA utilizados e de uma amostra de solo argiloso usado em cobertura de aterro; a estabilização alcalina como forma de higienizar o lodo antes de torná-lo um produto de cobertura de aterro sanitário, testando diferentes percentuais de mistura de lodo/alcalinizante; posteriormente realizou-se uma avaliação e adequação do ponto de vista geotécnico das misturas viáveis ambientalmente. Finalmente, o material selecionado foi testado em um piloto que simulou uma célula de aterro, a fim de verificar a influência na composição do líquido percolado gerado. Os resultados mostraram que ambientalmente é viável se higienizar o lodo com teores de cal abaixo do que se recomenda para uso como biossólidos. Geotecnicamente, o lodo de ETE e ETA higienizados com 5, 10 e 15% de alcalinizante, não alcança as características necessárias, mas que, adicionando solo argiloso na mistura o comportamento geotécnico assemelha-se aos de um solo natural usado em cobertura de aterro. O uso como material de cobertura intermediária na proporção de LETA:LETE:CaO:Solo de 0,425:0,425:0,15:1, não altera significativamente a composição do percolado gerado no aterro sanitário. Também foi comprovada sua viabilidade econômica do ponto de vista do empreendedor de aterros.

Palavras-chave: Resíduos sólidos, Cobertura de aterro sanitário; Utilização de lodo de ETA e ETE; Estabilização alcalina; Avaliação ambiental, geotécnica e econômica.

ABSTRACT

The landfill sealing systems are used in order to protect the environment from the wastes landfilled. Those are means that move large amounts of material contributing to the environmental degradation. It occurs because natural deposits of soil are required. On the other hand, the management of sludge from water and wastewater treatment plants (WTP and WWTP) is still a great challenge for sanitation companies because it involves activities of high complexity and high costs as well. Thus, this research proposes to evaluate the potential of using sewage sludge and water sludge as cover material for landfills. In this research it was considered the regulations of using the biosolids in agriculture and in landfills. The methodology of the research involved four steps. The first step: the characterization of WTP sludge, WWTP sludge, and clay soil used in landfill cover. The second step: use the alkaline stabilization as a way to sanitize the sludge before making it a landfill cover product by testing different percentages of sludge / alkaline. The third step: mixtures environmentally viable were evaluated from geotechnical point of view before and after blending with natural soil. Finally, the selected material was tested in a pilot that simulates a landfill cell in order to verify its influence in leachate quality. The results showed that is environmentally feasible to sanitize the sludge with low lime levels, different of literature's recommendation about biosolids. Geotechnically, the WTP and WWTP sludge stabilized with 5, 10 and 15% CaO are not suitable, but when natural soil were blended, the geotechnical behavior were similar to a natural soil used as landfill cover. The use mixture of intermediate cover material in the proportion of WTP:WWTP:CaO:Soil, respectively, 0,425:0,425:0,15:1, does not significantly change the composition of the leachate from a landfill. It was also proven their economic viability from the standpoint of the entrepreneur landfill.

Keywords: Solid waste; landfill cover; use of sludge; sludge alkaline stabilization; environmental, geotechnical, economic evaluation.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 FLUXOGRAMA SIMPLIFICADO DE UMA ETA CONVENCIONAL	43
FIGURA 2 - DISPOSIÇÃO FINAL DE LODOS DE ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUA NOS ESTADOS UNIDOS.....	48
FIGURA 3 - ETAPAS DE UMA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO CONVENCIONAL	51
FIGURA 4 - RELAÇÃO ENTRE pH E A CONCENTRAÇÃO DE DETERMINADOS METAIS APÓS SUA PRECIPITAÇÃO	60
FIGURA 5 - IMPERMEABILIZAÇÃO DE BASE SENDO CONSTRUÍDO	75
FIGURA 6 - COMPONENTES DE UMA CAMADA DE COBERTURA FINAL EM ATERRO SANITÁRIO	76
FIGURA 7 - SISTEMA COBERTURA DIÁRIA E INTERMEDIÁRIA.....	83
FIGURA 8 - TÍPICO PERFIL UTILIZANDO RESÍDUO DE PAPEL.....	91
FIGURA 9 – METODOLOGIA.....	101
FIGURA 10 - LOCAL DE COLETA DOS LODOS: (A, B) LEITO DE SECAGEM DE LODO DE ETA, (C, D) LEITO DE SECAGEM DO LODO DE LETE	104
FIGURA 11- MISTURADOR DE EIXO HORIZONTAL	113
FIGURA 12 - ESTUFA AGRÍCOLA - LOCAL DA ESTABILIZAÇÃO ALCALINA	114
FIGURA 13 - LOCALIZAÇÃO DA ÁREA EXPERIMENTAL	118
FIGURA 14 – DESENHO ESQUEMÁTICO DO PILOTO DA CÉLULA DE ATERRO (DIMENSÕES EM CM)	119
FIGURA 15 - PILOTO EXPERIMENTAL DE CÉLULA DE ATERRO.....	119
FIGURA 16 - PROCESSO DE AMOSTRAGEM NO CTRES: QUARTEAMENTO, ABERTURA DOS SACOS/SACOLAS, SEPARAÇÃO E ENSACAMENTO	121
FIGURA 17 - COMPOSIÇÃO GRAVIMÉTRICA DO RSU DO PILOTO EXPERIMENTAL	121
FIGURA 18 – MATERIAIS E ESPAÇO FÍSICO UTILIZADOS NA ETAPA DE REDUÇÃO DO TAMANHO DOS RESÍDUOS.....	122
FIGURA 19 - PROCESSO DE MISTURA DOS COMPONENTES DO RESÍDUO PICOTADO E TRITURADO E PILOTO EXPERIMENTAL SENDO PREPARADO PARA INTRODUÇÃO DO RESÍDUO.....	123
FIGURA 20 - COMPACTAÇÃO MANUAL DO RSU, CAMADA DE AREIA SOBRE O RSU E COMPACTAÇÃO DA CAMADA DE COBERTURA.....	123
FIGURA 21 - NIVELAMENTO, CONFERÊNCIA DA ALTURA DA CAMADA COM RÉGUA E ASPECTO DA COBERTURA APÓS COMPACTAÇÃO.....	124
FIGURA 22 - PILOTO DE CÉLULA DE ATERRO. R1- REATOR COM COBERTURA ALTERNATIVA, R2 – COBERTURA TRADICIONAL	124
FIGURA 23 - FLUXOGRAMA DA METODOLOGIA	129
FIGURA 24 - ETAPAS DO SISTEMA DISPONDO LODO COMO RESÍDUO EM ATERRO INDUSTRIAL, COMPARADAS AS ETAPAS DE DISPOSIÇÃO DE RESÍDUOS URBANOS EM ATERRO SANITÁRIO	130
FIGURA 25 – ETAPAS DO SISTEMA UTILIZANDO LODO COMO MATERIAL DE COBERTURA, SENDO ESTABILIZADO NO ATERRO INDUSTRIAL E USADO COMO MATERIAL DE COBERTURA EM ATERRO SANITÁRIO.....	131
FIGURA 26 – ÚSINA DE SOLIDIFICAÇÃO DE LODOS, DEPÓSITO PARA POSTERIOR SOLIDIFICAÇÃO.	134

FIGURA 27– USINA DE SOLIDIFICAÇÃO: AO FUNDO SILOS DE ARMAZENAMENTO DE CAL, NO CENTRO MISTURADOR MECÂNICO DE RESÍDUO + ESTABILIZANTE.	135
FIGURA 28 - EVOLUÇÃO DA VARIAÇÃO DO pH: ESTABILIZAÇÃO ALCALINA FASE I PARA O LETA, LETE E LETA + LETE.	150
FIGURA 29 - MONITORAMENTO DA UMIDADE	152
FIGURA 30 - MONITORAMENTO DOS ST	153
FIGURA 31 - RELAÇÃO SV/ST (%) AO LONGO DO TEMPO	154
FIGURA 32 - MONITORAMENTO DA DQO.....	155
FIGURA 33 - MONITORAMENTO DO COD.....	156
FIGURA 34 - EVOLUÇÃO DA VARIAÇÃO DO pH: ESTABILIZAÇÃO ALCALINA FASE II PARA O LETA, LETE E LETA + LETE	162
FIGURA 35 - RELAÇÃO SV/ST (%) DA FASE II APÓS 45 DIAS.....	163
FIGURA 36 - CURVAS GRANULOMETRICAS DOS GRUPO 3A	169
FIGURA 37 - CURVAS DE COMPACTAÇÃO GRUPO 3A.....	170
FIGURA 38 - CURVAS GRANULOMÉTRICAS DOS GRUPO 3B.....	173
FIGURA 39 - CURVAS DE COMPACTAÇÃO GRUPO 3D	174
FIGURA 40 - CURVAS GRANULOMÉTRICAS DOS GRUPO 3C.....	176
FIGURA 41 - CURVAS COMPACTAÇÃO GRUPO 3C.....	177
FIGURA 42 - CURVAS GRANULOMÉTRICAS GRUPO 3D	180
FIGURA 43 - CURVAS DE COMPACTAÇÃO GRUPO 3D.....	181
FIGURA 44 - PERMEABILIDADE AE15+10% SOLO	182
FIGURA 45 - PERMEABILIDADE AE15+30% SOLO	183
FIGURA 46 - PERMEABILIDADE AE15+50% SOLO	183
FIGURA 47 – ENSAIO DE EXPANSÃO	184
FIGURA 48 - VARIAÇÃO DO pH AO LONGO DO TEMPO NOS REATORES 1 E 2 (R1 E R2).....	188
FIGURA 49 - BOXPLOT DO pH NOS REATORES R1 E R2	189
FIGURA 50 - BALANÇO DE SÓLIDOS E DQO AO LONGO DO TEMPO EM.....	192
FIGURA 51 - BOXPLOT DE SÓLIDOS VOLÁTEIS (A), FIXOS (B) E TOTAIS (C), E DQO (D), EM R1 E R2	193
FIGURA 52 - COMPORTAMENTO DA VARIÁVEL DQO AO LONGO DO TEMPO EM R1 E R2	194
FIGURA 53 - BOXPLOT DE COD EM R1 E R2	195
FIGURA 54 - VARIAÇÃO NA CONCENTRAÇÃO DE NITRITO E NITRATO AO LONGO DO TEMPO EM R1 E R2	196
FIGURA 55 - BOXPLOT DE NITRITO (A) E NITRATO (B) EM R1 E R2.....	196
FIGURA 56 - VARIAÇÃO NA CONCENTRAÇÃO DE AMÔNIA E NTK AO LONGO DO TEMPO EM R1 E R2	197
FIGURA 57- VARIAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE FÓSFORO TOTAL DURANTE O MONITORAMENTO DE R1 E R2.....	198
FIGURA 58 - BOXPLOT DO FÓSFORO TOTAL EM R1 E R2	199
FIGURA 59 - VARIAÇÃO NA CONCENTRAÇÃO DE MG E CA AO LONGO DO TEMPO EM R1 E R2.....	201
FIGURA 60- VARIAÇÃO NA CONCENTRAÇÃO DE FERRO AO LONGO DO TEMPO EM R1 E R2.....	202
FIGURA 61 - BOXPLOT DO FE EM R1 E R2.....	203

FIGURA 62 - VARIAÇÃO NA CONCENTRAÇÃO DE Pb E Cr AO LONGO DO TEMPO EM R1 E R2	205
FIGURA 63 - VARIAÇÃO NA CONCENTRAÇÃO DE Pb E Cr AO LONGO DO TEMPO EM R1 E R2	207
FIGURA 64 - VARIAÇÃO NA CONCENTRAÇÃO DE COBRE AO LONGO.....	208
FIGURA 65 - BOXPLOT DA CONCENTRAÇÃO DE COBRE AO LONGO DO TEMPO EM R1 E R2	209
FIGURA 66 - VARIAÇÃO TEMPORAL E BOXPLOT DAS CONCENTRAÇÕES DE NÍQUEL EM R1 E R2	210
FIGURA 67 - VARIAÇÃO TEMPORAL E BOXPLOT DAS CONCENTRAÇÕES DE ZN EM R1 E R2	212
FIGURA 68 - VARIAÇÃO TEMPORAL E BOXPLOT DAS CONCENTRAÇÕES DE AL EM R1 E R2	213
FIGURA 69 - DISPERSÃO ENTRE MG E pH NOS REATORES R1 E R2.....	217
FIGURA 70 - DISPERSÃO ENTRE Fe e pH NOS REATORES R1 E R2	218
FIGURA 71 - DISPERSÃO ENTRE Ni e pH NOS REATORES R1 E R2.....	220
FIGURA 72 - DISPERSÃO ENTRE AL e pH NOS REATORES R1 E R2.....	220
FIGURA 73 - DISPERSÃO ENTRE SÓLIDOS VOLÁTEIS E DQO NOS	221
FIGURA 74 - DISPERSÃO ENTRE pH e DQO NOS REATORES R1 E R2.....	222
FIGURA 75- DISTÂNCIA ENTRE A JAZIDA E FRENTE DE TRABALHO NO	227
FIGURA 76 - VARIAÇÃO DO VPL EM RELAÇÃO AO PREÇO DO M ³ DE SOLO DE COBERTURA PARA A PROPOSTA A	243
FIGURA 77 - VARIAÇÃO DA TIR EM RELAÇÃO AO PREÇO DO M ³ DE SOLO DE COBERTURA PARA A PROPOSTA A	243
FIGURA 78- VARIAÇÃO DO VPL EM RELAÇÃO AO PREÇO DO M ³ DE SOLO DE COBERTURA PARA A PROPOSTA B	245
FIGURA 79- VARIAÇÃO DA TIR EM RELAÇÃO AO PREÇO DO M ³ DE SOLO DE COBERTURA PARA A PROPOSTA B	245
FIGURA 80 - CURVA PROCTOR NORMAL - AE15 + 50% SOLO	274
FIGURA 81 - CURVA PROCTOR NORMAL DO SOLO NATURAL	277

LISTA DE QUADROS

QUADRO 1 - PARÂMETROS DE CARACTERIZAÇÃO DE LODOS DE ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUA PARA REAPROVEITAMENTO	45
QUADRO 2- ORIGEM DOS PRINCIPAIS SUBPRODUTOS SÓLIDOS GERADOS EM ETE'S	51
QUADRO 3 - INDICADORES BACTERIOLÓGICOS E AGENTES PATOGENICOS USADOS NA CLASSIFICAÇÃO DO LODO DE ETE	69
QUADRO 4- CRITÉRIOS TÍPICOS PARA PROCESSO DE ESTABILIZAÇÃO ALCALINA PARA CLASSE B	71
QUADRO 5 - MATERIAIS UTILIZADOS NA COMPOSIÇÃO DAS CAMADAS QUE COMPÕEM A COBERTURA FINAL DE UM ATERRO SANITÁRIO.....	76
QUADRO 6 - ETAPAS DE TRATAMENTO DA ETA DE JURERÊ INTERNACIONAL	103
QUADRO 7 - ETAPAS DE TRATAMENTO DA ETE DE JURERÊ INTERNACIONAL.....	103
QUADRO 8 – PARÂMETROS E MÉTODOS DE ANÁLISES DA CARACTERIZAÇÃO DO LODO DE ETE E ETA.....	105
QUADRO 9 - MÉTODOS DE ENSAIOS PARA CARACTERIZAÇÃO DO SOLO	107
QUADRO 10 - IDENTIFICAÇÃO, RAZÕES DE MISTURA E PERCENTUAIS RESÍDUO /ESTABILIZANTE DA FASE I	109
QUADRO 11 - IDENTIFICAÇÃO, RAZÕES DE MISTURA E PERCENTUAIS RESÍDUO /ESTABILIZANTE DA FASE II.....	110
QUADRO 12 - CARACTERIZAÇÃO CAL VIRGEM.....	111
QUADRO 13 - PARÂMETROS DE MONITORAMENTO DA ETAPA 2.....	115
QUADRO 14 - CARACTERÍSTICAS DE SOLOS ADEQUADOS A IMPERMEABILIZAÇÃO DE ATERROS SANITÁRIOS	116
QUADRO 15 - COMPOSIÇÃO DAS MISTURAS DA AMOSTRA AE15 + SOLO NATURAL....	117
QUADRO 16 - ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS NO PERCOLADO	126
QUADRO 14 - RESULTADOS PARA AS AMOSTRAS DE SOLO DA ÁREA DO ATERRO SANITÁRIO	133
QUADRO 17 - ESCALA DE INTERPRETAÇÃO DOS VALORES DE CORRELAÇÃO	214

LISTA DE TABELAS

TABELA 1- CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS DOS LODOS DE DECANTADORES DAS ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUA DA REGIÃO METROPOLITANA DE SÃO PAULO	44
TABELA 2 - COMPOSIÇÃO QUÍMICA DE LODO PRIMÁRIO E DIGERIDO	52
TABELA 3 - CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS DO LETE BRUTO	53
TABELA 4 - CARACTERIZAÇÃO MÉDIA DOS DOIS PRINCIPAIS	53
TABELA 5 - CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS DO LODO PRODUZIDO PELAS ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTO DE BRASÍLIA	54
TABELA 6- PROFUNDIDADE MÍNIMA (M) DO LENÇOL FREÁTICO PARA A APLICAÇÃO DE LODO DE ESGOTO	58
TABELA 7 - TEORES MÁXIMOS DE METAIS ADMITIDOS NO LODO A SER UTILIZADO NA AGRICULTURA, (MG/KG DE MATÉRIA SECA)	68
TABELA 8 - LIMITES DE METAIS PESADOS EM LODOS DE ETE'S	69
TABELA 9 - PRECIPITAÇÃO PLUVIOMÉTRICA TOTAL MENSAL (MM)	126
TABELA 10 - CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO LETA	139
TABELA 11 - COMPARAÇÃO ENTRE LODO ETA <i>IN NATURA</i> , CONAMA E GRIFFIN.	142
TABELA 12- CONCENTRAÇÃO DE METAIS (MG/KG) NO LODO BRUTO DESIDRATADO DA ETA	143
TABELA 13 - CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO LETE	144
TABELA 14 - COMPARAÇÃO ENTRE LODO ETE <i>IN NATURA</i> , CONAMA E GRIFFIN ...	146
TABELA 15 - CONCENTRAÇÃO DE METAIS (MG/KG), NA AMOSTRA BRUTA DE LODO DESIDRATADO DE ETE	146
TABELA 16 - VALORES DE PH DETERMINADOS NA FASE I ATÉ 24HS	149
TABELA 17 - MONITORAMENTO DE COLIFORMES TERMOTOLERANTES	157
TABELA 18- MONITORAMENTO DOS OVOS DE HELMINTOS	158
TABELA 19- METAIS NO LIXIVIADO DAS MISTURAS ESTABILIZADAS APÓS 90 DIAS E DA AMOSTRA BRUTA DE LETE E LETA (MG/KG)	159
TABELA 20 - VALORES DE PH ATÉ 24HS: MISTURAS DA FASE II	161
TABELA 21 - RESULTADOS S APÓS 45 DIAS DE ESTABILIZAÇÃO DA FASE II	164
TABELA 22 - METAIS AOS 45 DIAS DE ESTABILIZAÇÃO ALCALINA FASE II	165
TABELA 23 - CARACTERIZAÇÃO GEOTÉCNICA DO GRUPO 3A	168
TABELA 24 - CARACTERIZAÇÃO GEOTÉCNICA DO GRUPO 3B	172
TABELA 25 - CARACTERIZAÇÃO GEOTÉCNICA DO GRUPO 3C	175
TABELA 26 - CARACTERIZAÇÃO GEOTÉCNICA GRUPO 3D	179
TABELA 27 - ESTATÍSTICA DESCRITIVA DAS VARIÁVEIS FÍSICO-QUÍMICAS MONITORADAS NOS REATORES R1 E R2	186
TABELA 28 - ESTATÍSTICA DESCRITIVA DOS METAIS MONITORADOS NOS REATORES R1 E R2	187
TABELA 29 - ANÁLISE DE METAIS NO MATERIAL DE COBERTURA DE R1 E R2	200
TABELA 30 - CORRELAÇÕES DE PEARSON PARA AS VARIÁVEIS NO REATOR R1	215
TABELA 31- CORRELAÇÕES DE PEARSON PARA AS VARIÁVEIS NO REATOR R2	216
TABELA 32 - RESULTADO DO TESTE DE TUKEY NAS CONCENTRAÇÕES MÉDIAS DAS VARIÁVEIS FÍSICO-QUÍMICOS NOS REATORES R1 E R2	223

TABELA 33 - RESULTADO DO TESTE DE TUKEY NAS CONCENTRAÇÕES MÉDIAS DE METAIS NOS REATORES R1 E R2	224
TABELA 34 – RECEITAS ENVOLVIDAS NA DISPOSIÇÃO DE RESÍDUOS NO A.I.	226
TABELA 35 – INVESTIMENTOS CONSIDERADOS	228
TABELA 36 - CUSTOS COM EQUIPAMENTOS NO ATERRO SANITÁRIO.....	229
TABELA 37- CUSTOS COM EQUIPAMENTOS NO ATERRO INDUSTRIAL.....	229
TABELA 38 – ALÍQUOTAS PARA CÁLCULOS DOS SALÁRIOS	230
TABELA 39– CUSTOS ENVOLVIDOS COM A MÃO DE OBRA DIRETA DO	231
TABELA 40- CUSTOS ENVOLVIDOS COM A MÃO DE OBRA DIRETA DO	231
TABELA 41 - CUSTOS ENVOLVIDOS COM O ENGENHEIRO RESPONSÁVEL	232
TABELA 42 - CUSTOS ENVOLVIDOS COM O APOIO ADMINISTRATIVO	232
TABELA 43 - CUSTOS ENVOLVIDOS COM O PRÓ-LABORE.....	233
TABELA 44 - QUANTIDADES E CUSTOS RELACIONADOS À MATÉRIA-PRIMA PARA A PROPOSTA A.....	234
TABELA 45- DEMANDA DE MATERIAL DE COBERTURA	234
TABELA 46 - VALORES E CUSTOS PARA A MATÉRIA-PRIMA ASSOCIADA AO TRATAMENTO DO LODO	236
TABELA 47- DEPRECIÇÃO DOS EQUIPAMENTOS	238
TABELA 48- FLUXO DE CAIXA DA PROPOSTA A (LODO DISPOSTO COMO RESÍDUO) ...	239
TABELA 49 - FLUXO DE CAIXA DA PROPOSTA B (LODO UTILIZADO COMO MATERIAL DE COBERTURA)	240
TABELA 50 - RESULTADOS PARA A APLICAÇÃO DOS MÉTODOS ADOTADOS – PROPOSTA A	241
TABELA 51 - RESULTADOS PARA A APLICAÇÃO DOS MÉTODOS ADOTADOS – PROPOSTA B.....	242
TABELA 52 – GASTOS CONSIDERANDO O VALOR LIMITE PARA O M ³ DE SOLO NA PROPOSTA A.....	244
TABELA 53 - RESULTADOS DOS MÉTODOS ADOTADOS CONSIDERANDO O VALOR LIMITE PARA O M ³ DE SOLO NA PROPOSTA A	244
TABELA 54 - GASTOS CONSIDERANDO O VALOR LIMITE PARA O M ³ DE SOLO NA PROPOSTA B.....	246
TABELA 55 - RESULTADOS DOS MÉTODOS ADOTADOS CONSIDERANDO O VALOR LIMITE PARA O M ³ DE SOLO NA PROPOSTA B	246
TABELA 56 – VOLUME DISPONÍVEL PARA VIDA ÚTIL DE 13 ANOS COM PROPOSTA A .	247
TABELA 57 - VIDA ÚTIL COM PROPOSTA B	247

LISTA DE ABREVIATURAS

ABNT	Associação brasileira de normas técnicas
ANOVA	Análise de Variância
ASMT	Análise de granulometria por peneiramento e sedimentação
CAESB	Companhia de Águas e Esgoto de Brasília
CCA	Chromocult Coliform Agar ES
CEMPRE	Polietileno de alta densidade
CETESB	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
CFR	Code of Federal Regulations
CIDASC	Companhia Integrada de Desenvolvimento Agrícola de Santa Catarina
COD	Carbono Orgânico Dissolvido
COMCAP	Companhia de Melhoramentos da Capital
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CSS	Converted Slag Solidification
CTC	Capacidade de troca catiônica
CTReS	Centro de Transferência de Resíduos
DESA	Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental
DESMA	Departamento de Engenharia Sanitária e Meio Ambiente
DRX	Difração de raio-X
EDX	Espectrômetro de energia dispersiva de raios-X
ENS	Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental
EPA	Environmental Protection Agency
ETA	Estação de Tratamento de Água
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto

EUA	Estados Unidos da América
FAAS	Espectrofotometria de Absorção Atômica Forno Chama
FATMA	Fundação de Amparo e Tecnologia e Meio Ambiente
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IP	Índice de Plasticidade
IPT	Instituto de Pesquisas Tecnológicas
LARESO	Laboratório de Pesquisas em Resíduos Sólidos
LE	Lodo de esgoto
LETA	Lodo de Estação de Tratamento de Água
LETE	Lodo de Estação de Tratamento de Esgoto
LIMA	Laboratório Integrado do Meio Ambiente
LIMPURB	Departamento de Limpeza Urbana da Prefeitura de São Paulo
LL	Limite de Liquidez
LP	Limite de Plasticidade
LSS	Lodo digerido anaerobicamente e estabilizado com cal
MEV	Microscopia Eletrônica de Varredura
Mg	Magnésio
mg/kg	Miligrama por kilograma
NMP	Número mais provável
OMS	Organização Mundial de Saúde
R1	Reator um
R2	Reator dois
PNSB	Pesquisa Nacional de Saneamento Básico
PROSAB	Programa de Pesquisas em Saneamento Básico
RMSP	Região Metropolitana de São Paulo

RUS	Resíduos Sólidos Urbanos
SABESP	Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo
SAE	Sistema de Água e Esgoto
SANEPAR	Companhia de Saneamento do Paraná
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
STATSOFT	Statistica Software
TCLP	Toxicity Characteristics Leaching Procedure
TMA	Taxa Mínima de Atratividade
UASB	Reator Anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo
UFC	Unidades Formadoras de Colônia
USEPA	United States Environmental Protection Agency
V _a	Volume de água
V _{ar}	Volume de ar
V _s	Volume de Sólidos

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	35
1.1	Problemática: lodo de ETA e ETE	36
1.2	Justificativa	38
1.3	Objetivos	40
1.3.1	Objetivo Geral.....	40
1.3.2	Objetivos Específicos.....	40
1.4	Hipóteses do trabalho	41
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	41
2.1	Origem, Características, Tratamento e Destino Final dos Resíduos de ETA e ETE	42
2.1.1	Lodo de ETA's.....	42
2.1.1.1	Origem do Lodo Gerado em ETA's	42
2.1.1.2	Características do Lodo Gerado em ETA	43
2.1.1.3	Tratamento e Disposição Final do Lodo de ETA's	45
2.1.1.4	Aproveitamento de Lodo Gerado em ETA's	48
2.1.1.5	Origem do lodo gerado em ETE.....	50
2.1.1.6	Características do Lodo Gerado em ETE.....	52
2.1.2.2	Contaminantes Biológicos do LETE	55
2.1.2.3	Alternativas para a Disposição Final do LETE	56
2.2	Processos de tratamento e a valorização do lodo	59
2.2.1	Processos de Estabilização de Lodos de ETA's.....	59
2.2.1.1	Precipitação.....	59
2.2.2	Processos de estabilização de Lodos de ETES	60
2.2.2.2	Processos Físicos	62
2.2.2.3	Processos Químicos.....	63
2.3	Limites Normativos	66
2.3.1	Lodos de ETA's	66
2.3.2	Lodos de ETE's.....	67

2.4	Aterro Sanitário	71
2.4.1	Estruturas Componentes de um Aterro Sanitário	72
2.4.2	Sistemas de Impermeabilização e Cobertura	72
2.4.2.1	Camada de Base	73
2.4.2.2	Camadas de Cobertura	75
2.4.3	Fatores específicos ao processo construtivo das camadas ..	83
2.4.4	Características geotécnicas das coberturas de aterros.....	85
2.5	Solos	87
2.6	Materiais alternativos para cobertura de aterro	88
2.6.1	Lodos como Material de Cobertura	89
2.7	Análise Econômica	94
2.7.1	Planejamento financeiro	94
2.7.2	Avaliação de custos	95
2.7.3	Fluxo de caixa.....	95
2.7.4	Abordagem econômica da disposição final de resíduos	97
3	MATERIAIS E MÉTODOS	99
3.1	Etapa 1: Amostragem e caracterização	102
3.1.1	Caracterização do lodo de ETA e ETE.....	105
3.1.2	Caracterização dos solos.....	106
3.2	Etapa 2: Processo de estabilização alcalina	107
3.2.1	Fase II	109
3.2.2	Fase II	110
3.2.3	Observações quanto às misturas	110
3.2.4	Condições de realização do processo.....	112
3.3	Etapa 3: Avaliação e adequação geotécnica	115
3.3.1	Avaliação geotécnica do material estabilizado	115
3.3.2	Adequações geotécnicas à cobertura de aterro	116
3.4	Etapa 4: Avaliação em piloto experimental	117
3.4.1	Descrição do Piloto da Célula de Aterro	118
3.4.2	Resíduo Sólido Urbano utilizado.....	120
3.4.3	Protocolo operacional	124
3.4.3.1	Partida do sistema	125

3.4.3.2	Análises Físico-químicas no Percolado	125
3.4.3.3	Tratamento estatístico dos dados.....	127
3.5	Viabilidade Econômica	127
3.5.1	Definição das propostas de avaliação econômica	128
3.5.2	Perfil das Empresas escolhidas	131
3.5.3.1	O Aterro Sanitário.....	131
3.5.3.2	O Aterro Industrial.....	133
3.5.4	Métodos de cálculo financeiro adotados.....	135
3.5.4.1	Construção do fluxo de caixa.....	135
3.5.4.2	Escolha da taxa mínima de atratividade (TMA)	136
3.5.4.3	Método do Valor Presente Líquido (VPL).....	136
3.5.4.4	Método da Taxa Interna de Retorno (TIR)	137
3.5.4.5	Método do PayBack.....	137
3.5.4	Análise para variação de parâmetro	137
3.5.5	Período de Vida Útil	137
3.5.6	Coleta de dados.....	138
4	RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	139
4.1	Etapa 1 - Caracterização dos materiais	139
4.1.1	Lodo de Estação de Tratamento de Água	139
4.1.2	Lodo de Estação de Tratamento de Esgoto.....	144
4.2	Etapa 2 – Avaliação ambiental estabilização alcalina	148
4.2.1	Estabilização Alcalina - Fase I.....	148
4.2.2	Estabilização Alcalina - Fase II	160
4.2.3	Conclusão sobre o processo de avaliação ambiental.....	166
4.3	Etapa 3 – Avaliação e adequação geotécnica	166
4.3.1	Avaliação Geotécnica dos Materiais GRUPO 3A	167
4.3.1.1	Requisitos Geotécnicos de Cobertura de Aterro	170
4.3.2	Avaliação Geotécnica dos Materiais GRUPO 3B.....	171
4.3.2.1	Requisitos Geotécnicos de Coberturas de Aterros	174
4.3.3	Avaliação Geotécnica dos Materiais GRUPO 3C.....	174
4.3.3.1	Requisitos Geotécnicos de Coberturas de Aterros	177
4.3.4	Comentários e Conclusão da avaliação geotécnica dos Grupos 3A, 3B e 3C.....	177
4.3.5	Adequação Geotécnica – Resultados do Grupo 3D	178
4.3.6	Conclusão da etapa de adequação geotécnica.....	185

4.4	Etapa 4 – Piloto Experimental	185
4.4.1	Potencial Hidrogeniônico	188
4.4.2	Sólidos Fixos, Voláteis e Totais.	192
4.4.3	DQO e COD	193
4.4.4	Nitrito, Nitrato, Amônia e NTK	195
4.4.5	Metais	199
4.4.5.1.	Mg, Ca, Fe	200
4.4.5.2.	Cd, Pb, Cr	204
4.4.5.3.	Cu, Ni, Zn	208
4.4.5.4.	Al	213
4.4.6	Análise de Correlação entre Variáveis.....	214
4.4.6.1.	pH e Metais	217
4.4.6.2.	DQO e outras variáveis	221
4.4.7	Análise de Variância entre R1 e R2.....	222
4.5	Etapa 5 - Avaliação econômica	225
4.5.1	Quantidade de Resíduos recebidos e custo de disposição	225
4.5.2	Volume do Material para Cobertura Diária	226
4.5.3	Investimentos.....	227
4.5.4	Custos gerais.....	228
4.5.5	Mão de Obra	229
4.5.6	Matéria Prima	233
4.5.6.1.	Proposta A: Lodo disposto como Resíduo.....	233
4.5.6.2.	Proposta B: Lodo como material de cobertura	234
4.5.7	Outros custos e Despesas Administrativas	236
4.5.8	Aplicação dos Métodos financeiros adotados.....	236
4.5.8.1.	Impostos sobre as Receita	237
4.5.9	Resultados para a Proposta A	241
4.5.10	Resultados para a Proposta B	241
4.5.11	Análise para variação de parâmetro.....	242
4.5.11.1.	Resultados para a Proposta A	242
4.5.11.2.	Resultados para a Proposta B	244
4.5.12	Período de Vida Útil	246
4.5.13	Comparação das propostas	247
5	CONCLUSÕES.....	249
6	RECOMENDAÇÕES.....	251

7	REFERÊNCIAS.....	252
8	APÊNDICE	274

1 INTRODUÇÃO

A sociedade atual tem se preocupado com o equacionamento de grandes problemas ambientais. Duas questões de caráter mundial contempladas na Agenda 21, e cujos resultados implicam na qualidade de vida dos seres humanos, são a disposição final de resíduos sólidos e a melhoria das condições ambientais do planeta.

Enquanto as nações industrializadas buscam alternativas para equacionar os 430 milhões de toneladas anuais de resíduos sólidos produzidos, as sociedades de países em desenvolvimento, como o Brasil, convivem ainda com a deposição desordenada de resíduos (CARDOSO *et al.*, 2006). A Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB), realizada pelo IBGE, apresenta dados preocupantes quanto ao número de municípios que destinam inadequadamente seus resíduos (BRASIL, 2010). Para o ano de referência de 2008, o percentual de municípios que utilizavam lixões para destinar seus resíduos caiu de 72,3% para 50,8%, enquanto que os que usavam aterros sanitários cresceram de 17,3% para 27,7%. Apesar da evolução positiva dos números, enfatizando a melhora ocorrida em oito anos, os dados da mesma pesquisa mostram que ainda mais da metade dos municípios brasileiros depositam seus resíduos sólidos em locais reconhecidamente inadequados.

Por outro lado, o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) informa que quanto ao destino final 61,4% dos resíduos sólidos urbanos gerados são destinados a aterros sanitários, outros 25% em aterros controlados e 13,6% em lixões (BRASIL, 2008). Quanto aos sistemas de impermeabilização de base e coberturas dos resíduos nos locais de disposição, 46,7% das 216 unidades pesquisadas não tem impermeabilização de base e 78,8% informaram frequência diária de cobertura dos resíduos. Porém, que os resultados referem-se a uma amostra que representa 48% da população urbana nacional e contém dados dos maiores municípios do país, provocando viés nos resultados, uma vez que, na maioria dos casos, estes municípios gerenciam os resíduos de forma mais adequada do que os municípios de pequeno porte.

Esses dados confirmam as dificuldades enfrentadas pelos municípios de pequeno porte em relação ao correto gerenciamento dos resíduos sólidos e a necessidade de implementar sistemas adequados, técnica e economicamente viáveis para estas realidades. Igualmente, os municípios de médio e grande porte enfrentam problemas similares,

como aumento da população, geração de resíduos, ausência de locais apropriados para destino final, entre outros. Neste contexto, a gestão de resíduos sólidos exige modernização e avanço de programas relativos ao fechamento de lixões e a projetos e implantação de aterros sanitários.

Esta preocupação tem gerado estímulo sobre as práticas de minimização da produção de resíduos e priorização da reutilização e reciclagem como opção de tratamento de resíduos sólidos urbanos, como é o caso do uso de lodos de estações de tratamento de esgoto (LETE) e de tratamento de água (LETA), como materiais alternativos de coberturas de aterro sanitário. Não é por acaso que a Lei Nº 11.445/2007, que estabelece as diretrizes para o saneamento básico no Brasil, determina que o município deva instituir seu próprio plano de saneamento básico e a Lei Nº 12.305/2010, que instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos, tem como um dos princípios, o reconhecimento do resíduo sólido reutilizável e reciclável como um bem econômico e de valor social, gerador de trabalho e renda e promotor de cidadania.

1.1 Problemática: lodo de ETA e ETE

Baseado no contexto dos aspectos gerais da realidade do destino final dos resíduos sólidos urbanos no Brasil foca-se, como problemática da pesquisa, o destino final dos resíduos sólidos produzidos nos sistemas de tratamento de água e de esgoto e os sistemas de cobertura intermediária e final de aterros sanitários. Segundo a Lei Nº 12.305/2010, os lodos gerados em estações de tratamento de água e esgoto são considerados resíduos dos serviços públicos de saneamento básico e, a partir da instituição desta Lei em 02 de agosto de 2010, estes materiais devem ter seu destino final em acordo com as normas vigentes.

Os lodos gerados no tratamento de água e esgoto sanitário possuem constituintes potencialmente impactantes do ponto de vista ambiental. Neste contexto, verifica-se que a toxicidade potencial do LETA depende, principalmente, das características da água bruta, dos produtos químicos utilizados e das reações físico-químicas e biológicas ocorridas durante o processo de tratamento adotado nas estações. Nas estações de tratamento de esgoto, os problemas de impacto ambiental estão relacionados à contaminação biológica por vírus, protozoários, helmintos e bactérias patogênicas.

Luciano (1998), afirma que o lodo de estação de tratamento de água representa, em volume, entre 0,3 a 1% da água tratada e Andreoli *et al.* (2001) comentam que o lodo de estação de tratamento de esgoto representa uma pequena percentagem em relação ao volume de esgoto (1% a 2%) e que, apesar do pequeno percentual, o seu gerenciamento numa estação de tratamento representa de 20% a 60% dos custos totais. Entretanto, este gerenciamento tem sido negligenciado, principalmente nos países em desenvolvimento, devido a fatores como custos operacionais, planejamento e execução do destino final relacionado à quantidade gerada e à escolha da técnica mais apropriada à realidade local (ANDREOLI *et al.*, 2001).

Entre os anos 2000 e 2008, o percentual de municípios brasileiros que dispunham de rede geral de abastecimento de água, em pelo menos um distrito, aumentou de 97,9% para 99,4%. No que tange ao esgotamento sanitário, o atendimento urbano com coleta apresenta um índice médio nacional ainda precário. Nos oito últimos anos, o único serviço de saneamento que não chegou próximo à totalidade de municípios foi a coleta de esgoto por rede geral que, no ano 2000, era de 52,2% dos municípios, passando para 55,2% em 2008. Em relação ao tratamento dos esgotos, os resultados são ainda incipientes, com um índice médio nacional de tratamento dos esgotos gerados na área urbana de menos de um terço dos municípios, ou seja, 28,5% (BRASIL, 2010).

A valorização dos serviços de saneamento como o tratamento de água e esgoto em países desenvolvidos pode ser observada avaliando-se a quantidade de lodo produzido. De acordo com a Environmental Protection Agency (EPA) dos Estados Unidos, a produção de lodos no ano de 2000 foi de 7,18 milhões de toneladas e a previsão para o ano de 2010 era de 8,2 milhões. Já a produção anual na União Europeia é, aproximadamente, 9 milhões toneladas/ano enquanto que, na Austrália, a produção anual é de 360.000 ton/ano (DAVI; HALL, 1997 *apud* ANDREOLI *et al.*, 2001; MULLER *et al.*, 2007 ; EPA, 1999).

Segundo dados apresentados por Andreoli *et al.* (2001), para cada milhão da população urbana brasileira são geradas de 2,80 a 4,07 mil ton/ano de lodo. De acordo com o último senso, a população urbana brasileira está estimada em 160 milhões de habitantes, logo, se o esgoto desta população fosse integralmente tratado, representaria uma produção de 448 mil a 651 mil ton/ano de lodo (BRASIL, 2010). Portanto, a tendência é que ocorra um incremento substancial na quantidade de lodo a ser disposto na próxima década, tanto pela pressão social, atrelada às

novas leis, quanto às necessidades de saneamento para o desenvolvimento do país.

Os principais processos utilizados para o tratamento e destino final de lodos de esgoto são: a incineração, a disposição em aterros e o uso agrícola. O uso agrícola é a forma predominante nos Estados Unidos, reciclando 55,5% do lodo produzido (EPA, 1999). Na Europa, o uso agrícola e a disposição em aterros são as alternativas predominantes, sendo direcionados, para cada uma delas, cerca de 40% do lodo produzido (ANDREOLI *et al.*, 2001). No entanto a reciclagem do lodo para uso agrícola implica na garantia de fornecimento de insumo de boa qualidade à agricultura e depende de áreas e culturas aptas, orientação técnica adequada ao produtor rural, realização de monitoramento ambiental e, principalmente, aceitabilidade do produto.

As limitações das alternativas existentes conduzem a uma busca por soluções que garantam a disposição final adequada do lodo, independentemente de quaisquer fatores, restando como uma opção importante a disposição em aterro sanitário. No entanto, antes de dispor qualquer tipo de resíduo em um aterro sanitário, deve-se avaliar o seu potencial a fim de reaproveitá-lo, minimizando impactos ambientais e concretizando ações em torno de um desenvolvimento sustentável.

1.2 Justificativa

A problemática oriunda da geração, coleta e tratamento dos resíduos sólidos vem despertando, de um modo geral, uma demanda mundial de trabalhos de pesquisa sobre métodos alternativos de gestão e de valorização de resíduos. Felizmente, é possível observar crescente conscientização ambiental que conduz a sociedade a exigir soluções para problemas como o destino final dos lodos. Esta conscientização, em conjunto com outros fatores, tem exigido dos governos e dos demais agentes sociais, investimentos que busquem o desenvolvimento de tecnologias adequadas para o tratamento e disposição final dos lodos.

Ao contrário do Brasil que ainda não despertou para a emprego do lodo de esgoto em coberturas de aterro, em diversos países esta já é uma atividade recorrente, como nos Estados Unidos, Canadá, Itália, Noruega, China, Austrália e África do Sul (LeBLANC; MATTHEWS; RICHARD, 2008). Segundo Granato (2010), 60% do lodo são destinados à agricultura, 15% para áreas urbanas, 15% em camadas de cobertura diária e 10% em camadas de cobertura final. Dentre as diversas vantagens do uso de lodo como camada de cobertura *diária*,

destaca-se sua capacidade de melhorar a qualidade dos lixiviados, acelerar a decomposição dos resíduos e de aumentar a produção de metano. O autor ainda comenta que os benefícios de utilizar o lodo em coberturas finais estão relacionados principalmente ao aproveitamento dos nutrientes no crescimento da vegetação de cobertura, auxiliando no controle da erosão e na geração de lixiviado.

O reaproveitamento destes resíduos tem, evidentemente, um impacto econômico significativo. De um lado, diminui os custos da eliminação para empresas responsáveis pelos resíduos e, por outro lado, apresenta a possibilidade de vir a ser uma alternativa econômica para os sistemas de recobrimento. Assim, as pesquisas nesta área destacam-se, justamente, por reduzir a pressão sobre os recursos naturais e, também, por reduzir a quantidade de resíduo com restrições ambientais.

No Brasil, as coberturas dos aterros sanitários dependem, exclusivamente, da extração de jazidas de argilas, pois se constituem, basicamente, de solos argilosos compactados, extraídos, quando possível, do próprio local ou da jazida mais próxima ao aterro. Em muitos casos, o custo do transporte desses materiais da fonte até o local de aplicação é superior ao da própria extração, principalmente nos grandes centros urbanos.

A motivação para o desenvolvimento da presente pesquisa surgiu, inicialmente, do desafio proposto pelo Laboratório de Pesquisas em Resíduos Sólidos (LARESO), do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), em participar da chamada pública referente ao edital 4 do Programa de Pesquisas em Saneamento Básico (PROSAB) e propor um projeto inovador na área de aterro sanitário. A UFSC participou deste edital através do projeto intitulado Desenvolvimento Tecnológico Experimental de Procedimentos de Controle Ambiental em Aterros Sanitários, financiado pela FINEP/CNPq, o qual é composto de três subprojetos, sendo um deles referente à pesquisa de Reaproveitamento do Lodo de Estações de Tratamento de Água e Esgoto como Material Alternativo de Cobertura de Aterro Sanitário.

Desta forma, o presente trabalho que foi estruturado em cinco capítulos, sendo que o primeiro capítulo é composto de uma breve apresentação do tema, incluindo suas justificativas, hipóteses e os objetivos da pesquisa.

No segundo capítulo aborda-se a problemática dos lodos de Estações de Tratamento de Água e Estações de Tratamento de Esgoto, bem como os tipos de tratamento disponíveis, enfatizando a tecnologia de estabilização alcalina e o aproveitamento destes resíduos em

diferentes áreas. Por outro lado, as questões em torno do aterro sanitário principalmente, os sistemas de cobertura e os materiais empregados, usuais e os alternativos como lodos de estações de tratamento.

O terceiro capítulo tem como propósito esclarecer os métodos e procedimentos analíticos utilizados nesta pesquisa para atingir os objetivos propostos, divididos em cinco etapas: Caracterização dos materiais, Adequação Ambiental, Adequação Geotécnica, Estudo em Piloto Experimental, Avaliação Econômica.

No quarto capítulo são apresentados os resultados analíticos obtidos no decorrer do trabalho, por etapas conforme proposta metodológica.

Por fim, no último capítulo, apresentam-se as principais conclusões obtidas pela pesquisadora no decorrer do desenvolvimento do trabalho, bem como as recomendações a serem observadas pelos pesquisadores que desejam aprofundar-se no conhecimento desta técnica.

1.3 Objetivos

1.3.1 Objetivo Geral

Estudar a viabilidade do aproveitamento dos lodos gerados em estações de tratamento de água e esgoto para a composição de um material a ser utilizado como cobertura em aterro sanitário.

1.3.2 Objetivos Específicos

- Definir as melhores condições de estabilização alcalina para composições de lodo de ETA e de ETE a fim de, atender critérios ambientais e econômicos;
- Avaliar as composições selecionadas na etapa de estabilização com relação ao melhor comportamento geotécnico para uso em cobertura de aterro;
- Verificar a influência do material usado como cobertura de aterro com relação às características do lixiviado produzido;
- Proceder à análise econômica e financeira para um determinado cenário como material de cobertura de aterro sanitário.

1.4 Hipóteses do trabalho

As hipóteses de trabalho apresentadas para a pesquisa são:

- Os lodos de ETA's e ETE's podem, ser usados como material de cobertura de aterros sanitários, na medida da adequação de suas propriedades geotécnicas e ambientais.
- Fatores como a patogenicidade do lodo de ETE e a lixiviação de metais, podem ser controlados pelo processo de estabilização alcalina utilizando porcentagens de cal inferiores às indicadas para uso na agricultura (30 a 50%).
- A utilização de lodos de ETE e ETA como material de cobertura não influenciam nas características do percolado gerado nas células do aterro sanitário.
- A presente proposta tecnológica é economicamente viável.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

A revisão bibliográfica da presente tese aborda os seguintes temas: origem, características, tratamentos e destino final de resíduos de ETA e ETE; aterro sanitário com ênfase em sistemas de cobertura; uso geotécnico de resíduos e a estabilização alcalina de lodos. A revisão sobre a origem, características, tratamentos e destino final de resíduos de ETA e ETE tem como objetivo conhecer melhor estes resíduos, assim como, apresentar as questões mais relevantes que envolvem a escolha de um destino final adequado. Isso permitiu a comparação destas características com as mais adequadas para o material de cobertura de aterro. Na sequência, ante a proposta de se trabalhar com materiais que apresentam características patogênicas e a presença de metais pesados, foram apresentadas as técnicas de higienização de lodos, ressaltando a técnica de estabilização alcalina.

A abordagem de aterro sanitário com ênfase em cobertura está focada no objetivo principal desta pesquisa, ou seja, verificar a possibilidade de reaproveitamento como material de cobertura de aterro sanitário. Foi realizada uma revisão sobre o que é aterro sanitário e, mais detalhadamente, a questão das coberturas de aterros. Apontou-se a

ligação deste tema com a integridade de um aterro, no que diz respeito ao controle de poluição ambiental e às necessidades geotécnicas diretamente relacionadas. Finalmente, foram apresentados alguns trabalhos na área de reaproveitamento de resíduos, que envolveram pesquisas de lodos como coberturas de aterros sanitários.

2.1 Origem, Características, Tratamento e Destino Final dos Resíduos de ETA e ETE

As estações de tratamento de água (ETA's) e de esgoto (ETE's) geram resíduos semissólidos conhecidos como "lodos". Porém, para cada estação, o lodo gerado apresenta características específicas em função de diferentes fatores como: origem da água ou esgoto, técnicas de tratamento, produtos químicos usados, entre outros que serão vistos a seguir.

2.1.1 Lodo de ETA's

A produção de água potável pelas ETA's para abastecimento da população traz consigo o ônus da geração de resíduos resultantes de alguns processos de tratamento, e estes resíduos terão de ser tratados e destinados de maneira correta pela entidade responsável pela Estação.

O tratamento da água bruta tem como objetivo enquadrá-la nos padrões de potabilidade exigidos pelo Ministério da Saúde. Mas, ao mesmo tempo em que o abastecimento de água dos centros urbanos torna-se cada vez mais focado na distribuição de um produto de qualidade à população, necessitando de quantidades maiores de produtos químicos aplicados no seu tratamento, resultando em maior geração de lodos.

2.1.1.1 Origem do Lodo Gerado em ETA's

Para se obter água potável, é preciso submeter à água bruta, captada em manancial, a uma sequência de processos de tratamento que fazem a remoção de partículas finas em suspensão e em solução. Geralmente, aplicam-se produtos químicos que provocam a desestabilização das partículas, promovendo a formação de flocos, que precisam ser removidos posteriormente para que a água fique clarificada. Estas etapas estão compreendidas nos processos de coagulação, floculação, decantação e filtração, bastante comuns na

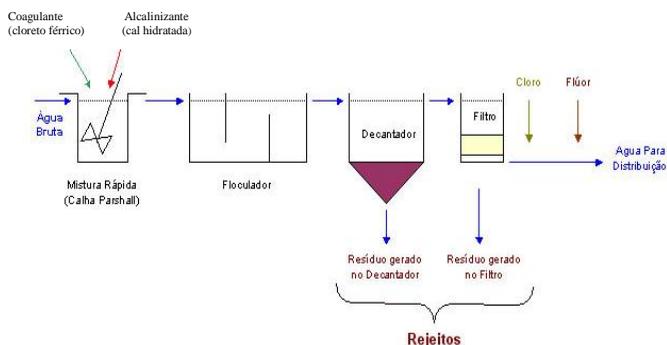
maioria das ETA's (CORDEIRO, 1999). O lodo de ETA é formado, geralmente, nestas etapas, e pode acumular-se nos decantadores (lodos decantados e flotados) e nas águas de lavagem dos filtros. Eles devem ser removidos periodicamente para que se possa dar continuidade ao tratamento da água bruta, mas a periodicidade desta remoção do lodo depende do sistema adotado. A porcentagem de lodo gerada encontra-se entre 0,2 e 5% do volume de água tratada pela ETA (RICHTER, 2001).

2.1.1.2 Características do Lodo Gerado em ETA

De modo geral, os lodos de ETA são resíduos constituídos de água, sólidos originalmente presentes na fonte de água bruta e produtos resultantes da adição de reagentes químicos aplicados à água nos processos de tratamento (RICHTER, 2001). As características físico-químicas e biológicas do lodo são bastante variáveis, principalmente em função dos reagentes utilizados e dos processos de tratamento aplicados.

Os lodos gerados em uma ETA são basicamente de dois tipos: o gerado no decantador por sedimentação e o gerado pela lavagem dos filtros, muito diferentes em concentração de sólidos. No fluxograma da Figura 1 é apresentado o processo de tratamento de água de uma ETA convencional. Podem-se observar no fluxograma os pontos de geração destes lodos. Entre 60 e 95% dos lodos provenientes da etapa de coagulação ficam retidos nos tanques de decantação ou flotação e o restante é removido na lavagem dos filtros.

Figura 1 Fluxograma simplificado de uma ETA convencional



O tempo em que o lodo permanece retido varia de acordo com o modelo de tanques e filtros projetados para a ETA, e este tempo tem influência sobre a concentração de sólidos no lodo, que aumenta à medida que o lodo permanece por mais tempo acumulado. Tanques de decantação podem acumular lodo por 2-3 meses, enquanto unidades de filtração são lavadas em períodos mais curtos, a cada 24-72 horas (RICHTER, 2001). Em geral, os sólidos totais nos lodos de tanques de decantação de ETA's que usam sulfato de alumínio como reagente coagulante variam entre 1.000 e 40.000 mg/L e entre 40 e 1.000 mg/L na água de lavagem dos filtros. Apresentam a maior parte dos sólidos na forma suspensa e entre 20-35% de compostos voláteis, além de pH próximo ao neutro.

Algumas características físico-químicas dos lodos de decantadores das ETA's, operadas pela Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP), na região metropolitana de São Paulo (RMSP), são apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1- Características físico-químicas dos lodos de decantadores das estações de tratamento de água da região metropolitana de São Paulo

Parâmetro/ ETA	Municípios do Estado de São Paulo					
	Guaraú	A .B. V.	Rio Claro	Rio Grande	Teodoro Ramos	Alto Cotia
Alumínio (g/kg)	65,3	7,5	6,7	83,8	123,5	95,5
Cobre (g/kg)	23,0	1,1	14,8	25,0	2,8	<5
Ferro (g/kg)	32,7	281,5	449,8	32,7	41,3	30,1
Fluoreto (g/kg)	152,0	86,0	150,0	42,0	46,0	38,0
Manganês (g/kg)	3,1	1,7	6,7	136,0	5,2	453,0
Sódio (g/kg)	6,6	1,07	41,5	563,0	3,2	433,0
Zinco (g/kg)	59,0	57,0	75,0	47,0	145,0	66,0
Organoclorados (ppb)	ND	0,02	0,02	ND	ND	ND
Carbonatos (ppb)	ND	8,4	ND	ND	ND	ND
Sólidos totais (g/l)	24,9	17,4	14,5	11,0	5,5	10,7

Fonte: CORDEIRO (1999).

Estima-se que a produção atual dos lodos de ETA's nos municípios operados pela SABESP, naquele Estado, é de aproximadamente, 90 ton/dia, em base seca.

A caracterização do lodo deve estar relacionada à alternativa de tratamento final e não somente ao interesse de conhecer a composição da mesma ou a classificação quanto às classes de resíduos descritas na normalização brasileira. A *American Water Works Association Research Foundation* (AWWARF, 1999), recomenda uma lista de parâmetros de acordo com o Quadro 1, para caracterização de lodos de ETA's permitindo uma avaliação geral da qualidade do lodo.

Quadro 1 - Parâmetros de caracterização de lodos de Estações de Tratamento de Água para reaproveitamento

Parâmetros Físicos	Parâmetros Químicos
Concentração de sólidos	Nutrientes
Cor	Nitrogênio total
Textura	Fósforo
Teor de umidade	Potássio
Granulometria	Nitrogênio amoniacal
Limite de liquidez	Nitrogênio nitrato/nitrito
Limite de plasticidade	Cálcio
Densidade	Carbonato de cálcio
Peso específico	Metais
Retração	Radionuclídeos
Ruptura por cisalhamento	Orgânicos
-	Toxicidade
-	Coliformes totais
-	PH

Fonte: AWWARF (1999), adaptada.

2.1.1.3 Tratamento e Disposição Final do Lodo Gerado em ETA's

Afirma Cordeiro (1999), que as tecnologias de tratamento de lodos de ETA's visam condições adequadas para sua disposição final, ou seja, buscam obter um lodo em estado sólido ou semissólido e com menor volume. Para isto, podem-se usar meios naturais (leitos de secagem, lagoas de lodo) ou artificiais (centrífugas, filtros-prensa, filtros a vácuo e prensas desaguadoras), além de métodos citados na literatura e que têm sido utilizados em países da Europa e nos EUA (filtro-prensa de

diafragma, filtro-prensa tubular, sistema Hi-Compact, microfiltração, entre outros).

Geralmente, a primeira etapa do tratamento do lodo de ETA é um acondicionamento químico que, na maioria das vezes, é feito com adição de cal ou polieletrólitos, que auxiliarão na remoção da água na etapa seguinte, de espessamento. Essa segunda etapa, em regra, é realizada em unidades de sedimentação (por gravidade) ou espessadores mecânicos de esteira, que retiram a parte da água mais facilmente removível (REALI, 1999). Esta etapa diminui os custos e o tamanho dos equipamentos e instalações da etapa seguinte de desidratação final do lodo.

A recuperação de coagulantes também pode ser aplicada no tratamento do lodo de ETA's e consiste na solubilização das espécies de alumínio ou ferro que possuem o potencial de coagulação. Como 35 a 50% dos sólidos presentes nos lodos de ETA's são hidróxidos, além das vantagens referentes à economia de produtos químicos, a recuperação de coagulantes reduz, significativamente, o volume e melhora as características de desidratação do lodo produzido. Segundo Gonçalves *et al.* (1999), a recuperação de coagulantes presentes nos lodos de ETA's pode ser realizada através de via ácida, via alcalina, extração com solventes orgânicos e extração com quelantes.

O controle de outras espécies como metais pesados e compostos orgânicos, tanto no lodo quanto na água tratada são imprescindíveis, uma vez que a solubilização de hidróxidos pode disponibilizar, na fase líquida, outras espécies nocivas à saúde humana. Não foram encontrados estudos conclusivos sobre as vantagens econômicas da adoção desta tecnologia. Além dos benefícios apresentados, devem ser considerados aspectos relativos ao consumo de produtos químicos como ácido sulfúrico e a construção de instalações para recuperação e o reuso do coagulante.

No que se refere à disposição final do lodo de ETA's, dependendo da análise de viabilidade técnica, econômica e ambiental, podem ser citadas diferentes alternativas. Para Di Bernardo (2002), os métodos para disposição final do lodo podem ser o lançamento em lagoas, disposição no solo ou em aterro sanitário e a incineração. Além desses, Richter (2001) cita lançamento em cursos de água, no mar e em redes de esgotos. O autor comenta que o critério básico para escolher a alternativa de disposição é o conteúdo de sólidos, geralmente limitado da seguinte forma:

- Descarga em curso de água ou rede de esgotos sanitários < 8%.

- Aplicação no solo 1% a > 15%.
- Aterro sanitário >15% a > 25%.

Nos países desenvolvidos, o lançamento dos lodos de ETA's nos cursos d'água vem sendo bastante reduzido, como consequência das legislações mais rigorosas de controle da poluição, da crescente escassez dos recursos hídricos, captados cada vez mais distantes e a custos elevados e, também, por causa do grande desperdício que representa descartar de 2 a 6% do volume de água produzido em uma ETA, gastos nas atividades de lavagens dos filtros e descargas de decantadores (GRANDIN, 1992).

No Brasil, de maneira geral, em grande parte dos sistemas de abastecimento público, esses despejos são lançados diretamente nos corpos mais próximos às estações ou na rede coletora de esgotos, causando muitas vezes impacto ambiental, como assoreamento dos rios, interferência na fotossíntese das plantas aquáticas e alteração das propriedades físico-químicas da água (pH, cor, turbidez etc.). O que caracteriza poluição, enquadrando-se na categoria de crime ambiental (ANDREOLI, 2006). Entretanto, num país onde ainda se concentram esforços na universalização do abastecimento de água potável, onde os recursos são escassos para a ampliação do número de sistemas de coleta e tratamento de esgotos e coleta e disposição adequada do lixo, a prática do lançamento de resíduos de ETA diretamente em cursos d'água, ainda, tem sido aceita em muitas localidades do País.

Dados apresentados por Cordeiro (1999), estimam que para o ano 1999 em média no Brasil, existiam 7.500 ETA's do tipo convencional sendo que grande parte ainda lançavam seus lodos em cursos d'água, aproximadamente, 2.000 toneladas/dia de lodo de ETA, ou seja, 720.000 ton./ano. Já para Di Bernardo (2002), a prática mais comum de destino final é a disposição em aterro sanitário após desidratação mecânica ou natural. Sendo que alguns aterros aceitam lodos com concentração de 12 a 15% de sólidos, mas o recomendado é de 20%. O autor também comenta que lodos produzidos em ETA's que utilizam sulfato de alumínio exigem cuidado especial, pois, segundo Cornmell *et al.* (1987), aterros de resíduos são anaeróbios, e produzem ácidos, e que o pH na faixa de 5 e 5,5 permite a dissolução de alumínio e outros metais. Richter (2001) comenta que o custo atribuído à disposição de lodo em aterro sanitário pode ser muito elevado por conta do transporte, caso a distância entre a ETA e o aterro seja grande. Também alerta para que o lodo deva apresentar percentual de sólidos bastante elevado (maior que 25%) e baixo percentual de água livre. Isto

diminuiria os custos com transporte por se tratar de um lodo mais desidratado e com menor volume.

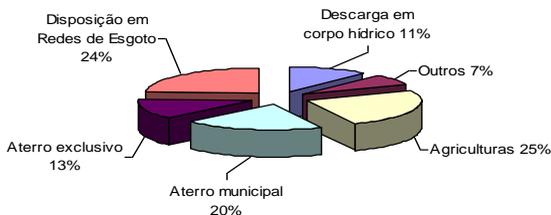
Cordeiro (1999), questiona sobre as características, produção e impactos ambientais dos lodos de ETA, pois, ainda não possuem respostas satisfatórias que possibilitem o equacionamento do problema. Isto se deve à carência de pesquisas científicas e tecnológicas sobre o tema e a falta de dados no Brasil, o que dificulta as ações nesse campo.

As legislações cada vez mais restritivas, altos custos associados à disposição de lodos em aterros e o aumento das dosagens de produtos químicos para o tratamento de água têm levado pesquisadores e técnicos a buscar por soluções mais econômicas para o tratamento e disposição final de lodos de ETA's, apresentando, muitas vezes, oportunidades de aumento de receita e, principalmente, redução de custos e de impactos ambientais em empresas de saneamento básico. A seguir, são comentadas algumas técnicas de aproveitamento de lodo de ETA .

2.1.1.4 Aproveitamento de Lodo Gerado em ETA's

As técnicas mais utilizadas, no Brasil, para o aproveitamento de lodo de ETA, são: disposição no solo, cultivo de grama comercial, compostagem, solo comercial e plantações de cítricos (BOSCOV, 2008). O lodo, também, poderá ser utilizado para a melhoria da sedimentabilidade em águas de baixa turbidez, recuperação de coagulantes e controle de gás sulfídrico (H_2S). Além das utilizações citadas, muitas vantagens têm sido observadas, quando os lodos de ETA's são lançados em redes coletoras de esgotos ou diretamente nas estações de tratamento de esgotos. O gráfico da Figura 2, as soluções adotadas, nos Estados Unidos, para a disposição de lodos de ETA's.

Figura 2 - Disposição final de lodos de Estações de Tratamento de Água nos Estados Unidos



Fonte: AWWARF (1999)

A utilização do lodo no solo pode trazer bons resultados na agricultura, visto que muitas vezes melhora a estrutura do solo; ajusta o pH; adiciona traços de minerais; aumenta a capacidade de retenção de água e melhora as condições de aeração do solo. Principalmente no caso do lodo de ETE. Para o lodo de ETA, nem sempre isto é verdade, estudos têm demonstrado que o lodo de ETA, quando aplicado ao solo agrícola, indisponibiliza o fósforo presente no solo para a planta.

Os lodos de ETA's possuem características físicas e químicas similares às características da argila natural e do xisto utilizados na produção de tijolos e cimento. Os lodos mais indicados para esta finalidade são compostos de argilas, silte, areia, coagulante e matéria orgânica, removidos durante o tratamento de água. As grandes quantidades de lodos de ETA produzidas podem diminuir significativamente a quantidade de argila e xisto utilizados na fabricação de tijolos, aumentando a vida útil das jazidas naturais. Lodos contendo hidróxidos de ferro atribuem ao tijolo uma coloração avermelhada, desejada pelos fabricantes. Neste sentido, a sua incorporação em massas cerâmicas para produção de tijolos e telhas tem sido avaliada em alguns trabalhos (SANTOS *et al.*, 2001; RAMIRES *et al.*, 2001; COSIN *et al.*, 2004), entre outros.

A adição de lodos de ETA's na compostagem, através de sistema de leiras, juntamente com restos vegetais, resíduos sólidos domésticos e lodos de esgoto estabilizado, tem mostrado benefícios como o ajuste da umidade, fornecimento de traços de minerais, ajuste de pH e, também, para o aumento do volume de composto.

Os lodos de ETA's também são bastante úteis na composição de solos comerciais, que necessitam de uma grande variedade de matérias-primas em sua produção: perlita (aeração), calcário (ajuste de pH), areia (peso), argila bentonítica (agente tampão), turfa, lascas de madeira e fertilizantes (N e P). O lodo de ETA pode substituir componentes tipicamente utilizados na produção de solos comerciais, como o ferro, elemento vital para o crescimento das culturas de cítricos, o qual pode ser suprido através da aplicação no solo de lodos de ETA's, desde que a mesma utilize o coagulante sulfato férrico.

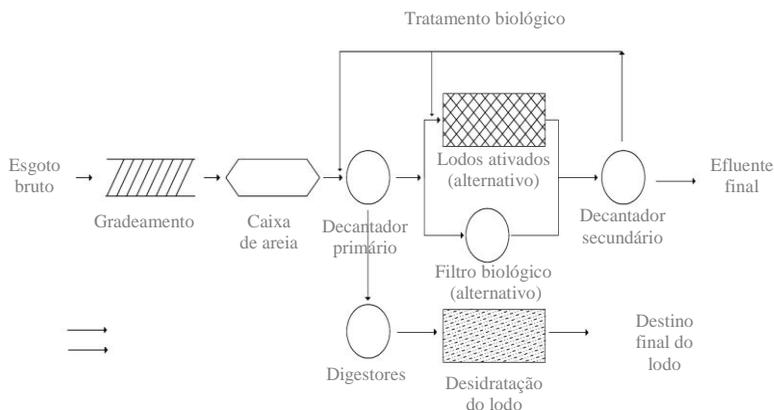
Problemas como odor ofensivo em sistemas de esgoto e danos físicos ao homem causados pelo H_2S também podem ser minimizados pelo uso de lodos de ETA contendo ferro. Existe uma clara correlação entre a concentração de H_2S no ar e o potencial redox do esgoto. A adição de lodos de ETA's causa uma elevação do potencial redox no esgoto e, conseqüentemente, um acentuado decréscimo da redução do

sulfato e formação do sulfeto (este é um bom indicativo de que o lançamento em rede de esgoto pode ser também uma boa solução). Assim, existe uma forte indicação de que o lodo de ETA, além de reagir com o sulfeto, inibe sua formação (TSUTIYA; HIRATA, 2001). Além destes efeitos positivos para o tratamento do esgoto, a adição de lodos de ETA's também pode promover aumento da eficiência dos decantadores primários e a remoção de fósforo.

2.1.1.5 Origem do lodo gerado em ETE

O lodo de esgoto é gerado quando submetido a algum tipo de sistema de tratamento de esgoto. Pode ser tanto um sistema individual, como uma fossa séptica, ou coletiva, como uma estação de tratamento de esgoto. As ETE's operam com diferentes sistemas tecnológicos como: lagoa de estabilização, lodos ativados, filtros anaeróbios, reatores UASB, etc. No fluxograma da Figura 3 é apresentada as etapas do tratamento de esgoto em uma estação convencional e os pontos de geração de lodo. Nos lodos gerados em sistemas biológicos parte da matéria orgânica é absorvida e convertida tornando-se parte da biomassa microbiana, sendo assim denominada genericamente de lodo biológico ou secundário e composto principalmente de sólidos biológicos (ANDREOLI et al., 2006). Este lodo normalmente é o resíduo produzido em maior quantidade em uma ETE mas não é o único, dependendo da etapa de tratamento outros tipos de resíduos podem ser gerados como, sólidos grosseiros, espuma, lodo químico entre outros, conforme se apresenta Quadro 2, os tipos e origem dos principais subprodutos sólidos gerados em uma ETE.

Figura 3 - Etapas de uma Estação de Tratamento de Esgoto convencional



Fonte: Adaptado de Chagas (2000)

Quadro 2- Origem dos principais subprodutos sólidos gerados em ETE's

Subproduto Sólido Gerado	Origem do Resíduo na ETE
Sólidos Grosseiros	Grade
Areia	Desarenador
Escuma	Desarenador, decantador primário, decantador secundário, reator anaeróbio e lagoa de estabilização
Lodo primário	tanque séptico e decantador primário
Lodo biológico aeróbio (não estabilizado)	lodos ativados convencional e reatores aeróbios com biofilme (alta carga)
Lodo biológico aeróbio (estabilizado)	lodos ativados – aeração prolongada e reatores aeróbios com biofilme (baixa carga)
Lodo biológico anaeróbio (estabilizado)	Lagoas de estabilização, Reatores UASB e Filtros anaeróbios
Lodo químico	Decantador primário com precipitação química e Lodos ativados com precipitação de fósforo

Fonte: Andreoli et AL (2001); Metcalf e Eddy (2002).

2.1.1.6 Características do Lodo Gerado em ETE

De uma maneira geral, o LETE pode ser caracterizado como um material bastante rico em matéria orgânica, com alto teor de umidade e com concentração relativamente elevada de nitrogênio e outros minerais. O lodo pode apresentar características marcantes como odor, concentração de patógenos e atração de vetores, isto vai depender da origem sua origem dentro da estação. O lodo primário proveniente do processo de tratamento primário, denominado também por alguns autores de lodo bruto ou cru, possui características de cor acinzentada, é pegajoso, de odor ofensivo e facilmente fermentável (FERREIRA; ANDREOLI; JURGENSEN, 1999). Já o lodo digerido, que sofreu digestão aeróbia ou anaeróbia, é de cor marron escura e não possuem odor ofensivo. A revisão da literatura apresenta diversos trabalhos que caracterizam o LETE quanto à sua composição físico-química. Na Tabela 3, pode-se observar a composição típica do lodo primário e digerido.

Tabela 2 - Composição química de lodo primário e digerido

Características	Lodo primário cru		Lodo digerido	
	Intervalo	Valor médio	Intervalo	Valor médio
Sólidos Totais (ST) %	2,0 - 8,0	5,0	6,0 - 12,0	10,0
Sólidos Voláteis (% de ST)	60 - 80	65	30 - 60	40
Proteínas (% de ST)	20 - 30	25	15 - 20	18
Nitrogênio (% de ST)	1,5 - 6,0	4,0	1,6 - 6,0	4,0
Fósforo (% de ST)	0,8 - 3,0	2,0	1,5 - 4,0	2,5
Potássio (% de ST)	0 - 1,0	0,4	0,0 - 3,0	1,0
pH	5,0 - 8,0	6,0	6,5 - 7,5	7,0
Alcalinidade (mg CaCO ₃ /l)	500 - 1500	600	2500 - 3500	3000
Ácidos orgânicos (mg/l)	200 - 2000	500	100 - 600	200

Fonte: Adaptado de Metcalf e Eddy (1991)

A literatura brasileira é, ainda, bastante limitada no que se refere aos dados de composição do LETE no país. Analisando os dados de alguns autores percebe-se que os diferentes parâmetros físico-químicos apresentam faixas de valores bastante variadas, como se observa na Tabela 3.

Tabela 3 - Características físico-químicas do LETE bruto

Parâmetro	pH	C/N	M.O.	H ₂ O	Cinzas	C	N	P	K	Ca	Mg
Unidade	% em relação ao peso da amostra seca										
Fernandes <i>et al.</i> (1993) (Lodo fresco)	6,2	7	-	98	10,0-12,0	33,3	4,5-5,0	3,1	0,1	1,0	0,3
Fernandes <i>et al.</i> (1993) (Lodo Digerido)	7,0	7	-	90-91	38,0-40,0	23,5	3,0-3,2	5,6	0,2	1,9	0,3
Fernandes <i>et al.</i> (1993) (Lodo ativado)	7,0	5	-	98-99	12,0-13,0	30,4	6,0-6,5	2,9	0,1	0,9	0,4
Berton <i>et al.</i> (1989)	-	11	-	-	-	15,7	1,4	0,9	0,2	1,6	0,6
Carvalho (1982)	-	-	31,7	-	-	-	1,3	2,6	0,3	-	-
Bettiol <i>et al.</i> (1983)	6,0	-	58,7	-	-	-	2,2	4,0	0,7	-	-

OBS: (-) valor não determinado pelo estudo.

Fonte: (ROCHA; SHIROTA, 1999).

Estudos realizados no Estado do Paraná, a partir de 1993, caracterizaram o LETE para utilização na agricultura. Segundo SANEPAR (1997), são produzidos, no Estado do Paraná, dois tipos de LETE: lodo anaeróbico proveniente dos reatores tipo UASB (reatores anaeróbios de fluxo ascendente e manta de lodo) e lodo aeróbico resultante do processo de aeração prolongada da ETE-Belém (Curitiba/PR). A composição destes dois tipos de lodos pode ser observada na Tabela 4. A composição do LETE proveniente de UASB pode apresentar grandes variações, pois estes reatores são descarregados por bateladas, a cada 4 - 5 meses (SANEPAR, 1997, p.17), enquanto o LETE aeróbico apresenta uma composição mais uniforme.

Tabela 4 - Caracterização média dos dois principais tipos de lodo do Paraná

Lodo	N tot.*	P ₂ O ₅ *	K ₂ O *	Ca *	Mg *	pH	M.O. *	C *	C/N
	% peso seco								
*Aeróbico	4,91	3,70	0,36	1,59	0,60	5,9	69,4	32,1	6
**Anaeróbico	2,22	0,95	0,34	0,83	0,30	6,1	36,2	20,1	9

Fonte: SANEPAR (1997), *ETE-Belém, ** RALF

Outro LETE, que também está sendo utilizado na agricultura, é o lodo da Companhia de Águas e Esgoto de Brasília (CAESB). Conhecido como adubo da CAESB, apresenta-se na forma de torta, com umidade em torno de 85% e pH entre 7,8 e 8,0 (CAESB, 1996). Suas características estão apresentadas na Tabela 5.

Tabela 5 - Características físico-químicas do lodo produzido pelas Estações de tratamento de esgoto de Brasília

Características	Concentração (*)
Umidade	80 – 86
Matéria Orgânica	45 – 60
Nitrogênio	4,5 – 6,0
Fósforo	2,0 – 4,0
Potássio	0,3 – 0,4
Zinco	0,05 – 0,08
Cálcio	4,0 – 5,0
Magnésio	0,2 – 0,5
Ferro	2,0 – 4,0
Alumínio	1,0 – 3,0
Sódio	0,1 – 0,2
Cobre	0,01 – 0,02
Manganês	0,01 – 0,02

(*) - % em relação ao peso da amostra seca.

Fonte: CAESB (1996)

A composição do LETE pode apresentar elementos indesejáveis do ponto de vista ambiental, ou seja, pode conter elementos que, em contato com a fauna e a flora, podem causar diferentes problemas ambientais, assim como à saúde pública. Esses elementos contaminantes podem ser classificados em dois grupos: contaminantes químicos e contaminantes biológicos (BETTIOL; CAMARGO, 2000). A principal fonte dos químicos é o setor industrial. Direta ou indiretamente, eles participam em diferentes fases do processo de produção de indústrias em áreas como da química, metalurgia, eletroeletrônica, entre outras.

Com relação ao esgotamento sanitário, em muitas cidades brasileiras, o esgoto industrial é lançado na rede coletora de esgoto doméstico, o que aumenta a probabilidade de ocorrência de metais pesados de despejos industriais no LETE. Entre os poluentes do LETE, os contaminantes químicos constituem o maior grupo, estes podem se apresentar na forma de compostos inorgânicos (como os metais pesados) e compostos orgânicos. Muitas dessas substâncias podem estar presentes no lodo, variando desde simples componentes do resíduo doméstico, até

produtos farmacêuticos complexos. Até pouco tempo, pouca importância era dada à presença de compostos orgânicos perigosos em sistemas de abastecimento de água e de esgotamento sanitário. Em geral, no Brasil, as análises destes compostos não fazem parte da rotina de monitoramento. As metodologias analíticas não estão plenamente estabelecidas e, até pouco tempo, acreditava-se que estas substâncias estariam presentes somente em cidades extremamente industrializadas. No entanto, são vários os problemas em áreas urbanas, advindos até mesmo de pequenas fontes, como postos de gasolina, por exemplo. Alguns destes poluentes orgânicos são: cianeto, fenol, cloreto de vinila, entre outros (ANDREOLI, *et al.*, 2001).

2.1.2.2 Contaminantes Biológicos do LETE

Por se tratar de um resíduo do tratamento de esgoto sanitário proveniente da atividade humana, diversos patógenos podem contaminar o LETE, muitos dos quais causadores de importantes doenças. Entre eles os principais são bactérias (*Escherichia coli*, *Salmonella sp.*), vírus (adenovírus, hepatite) e parasitos (*Giardia lamblia*, *Ascaris lumbricoides*) (EPA, 1995a; Fernandes, 1997; Thomaz-Soccol 1998). Desta forma, a valorização do lodo seja como produto ou material prima, depende primeiramente, da aplicação de algum processo para redução de patógenos, entre os quais se destacam: processos biológicos (compostagem, vermicompostagem); físicos (secagem térmica, solarização, radiação gama); e químicos (adição de cal virgem ou outras substâncias alcalinas). O principal objetivo destes processos não é esterilizar o lodo, mas reduzir o conteúdo de patógenos até os níveis considerados seguros pela legislação a que se necessita atender (EPA, 1995a; Fernandes *et al.*, 1996; Andreoli *et al.*, 1999; CETESB, 1999). Alguns destes processos serão apresentados posteriormente com mais detalhe posteriormente em função do objetivo da pesquisa.

A fim de garantir a valorização e a disposição adequada disposição adequada do LETE no Brasil, várias linhas de pesquisa vem sendo exploradas. A primeira delas refere-se à caracterização físico-química e dos contaminantes biológicos do lodo de esgoto, nos municípios. A pesquisa por município é importante pois, o Brasil possui cidades com características de desenvolvimento bastante distintas e, de acordo com o tipo de lodo gerado, determinadas alternativas de disposição serão mais viáveis que outras.

2.1.2.3 Alternativas para a Disposição Final do LETE

Como destino final para o LETE, existe algumas alternativas, como:

- Aplicação em áreas degradadas;
- Disposição em aterros sanitários;
- Incineração;
- Disposição no mar;
- Aplicação na agricultura e em florestas.

Devido a suas propriedades físico-químicas, o LETE pode ser utilizado para recuperar áreas degradadas, cujos solos sofreram profundas alterações físicas e/ou químicas, e apresentam portanto, condições impróprias ao desenvolvimento de vegetação. Exemplos de áreas degradadas são: mineração a céu aberto, barragens, áreas de empréstimos, acostamento de rodovias etc. Normalmente, aplicam-se, de uma única vez, quantidades relativamente elevadas de LETE. Nos EUA, a aplicação de LETE, nessas áreas, chega a atingir até 495 t/ha (EPA, 1995a).

A ETE de Barueri, da Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP), em função de um acordo firmado com o Departamento de Limpeza Urbana da Prefeitura de São Paulo (LIMPURB), dispõe cerca de 160 ton/dia de LETE no Aterro Sanitário de Bandeirantes, arcando apenas com o custo do transporte deste material. Em troca, a SABESP compromete-se a tratar os lixiviados gerados no Aterro Bandeirantes. Para Shirota e Rocha (1997), essa alternativa é vantajosa, uma vez que para a SABESP os custos de tratamento do lixiviado são diluídos no tratamento de esgoto. A companhia de limpeza urbana, por sua vez, não vê nenhum empecilho neste acordo, devido à pequena quantidade de LETE que é depositada (2,5% do total de resíduos que o aterro recebe). Caso não houvesse este acordo, o custo para a disposição do LETE seria de R\$ 46,15/t. Esta alternativa, porém, não é sustentável em longo prazo, devido à saturação da capacidade dos aterros.

O LETE pode ser eliminado através da incineração industrial, processo que consiste na secagem e combustão do material. Este processo ocasiona, além da emissão de gases e material particulado, uma quantidade de cinzas que pode ser considerada relativamente inerte. As principais vantagens desse processo de disposição são a redução de volume e a destruição e/ou redução de componentes orgânicos tóxicos (EPA, 1986). Ocorre, também, a possibilidade de recuperação de

energia: um exemplo interessante é da cidade de Los Angeles, nos Estados Unidos, onde, cerca de 250 a 300 ton/dia de LETE são incineradas, a fim de gerar energia elétrica (GOLDSTEIN, 1992). A incineração, segundo Clay e Albon (1996), pode, por sua vez, ocasionar impactos ambientais importantes como:

- Impacto visual (decorrente da construção do incinerador e da fumaça produzida);
- Poluição do ar (causado pelo lançamento de diversos poluentes, como: monóxido de carbono, partículas, SO₂ etc.);

Dispor o lodo em alto mar é uma técnica que foi bastante utilizada por cidades litorâneas como Nova Iorque, nos Estados Unidos, por exemplo. Porém, estudos realizados pela EPA demonstraram os prejuízos ambientais de tal prática. Como consequência, desde julho de 1992, ela foi abolida naquele país (SHIROTA; ROCHA, 1999). Dentre as alternativas para a disposição final do LETE, a aplicação na agricultura e/ou florestas pode ser considerada uma das mais promissoras, a fim de contribuir com a sustentabilidade.

É importante ressaltar, como já visto, que a aplicação do LETE no solo é possível, mas deve-se considerar uma série de fatores, como:

- Tipo de solo;
- Tipo de cultura agrícola;
- Teores de macro e micronutrientes do solo e do lodo;
- Metais pesados no solo e no lodo;
- Outros contaminantes químicos presentes no lodo;
- Contaminantes biológicos no lodo.

Considerando estes fatores, como afirmam Boaretto (1986) e Bettiol (1992), a aplicação de LETE na agricultura e/ou florestas pode apresentar vantagens, tais como:

- Atua como fonte de nutrientes para as culturas;
- Aumenta o teor de matéria orgânica no solo;
- Aumenta a produção de matéria seca, a absorção de N, P, Ca, Mg e Zn;
- Aumenta significativamente a CTC (Capacidade de Troca Catiônica) e o C-orgânico do solo; e
- Melhora a estrutura do solo.

Como salientado anteriormente, o tipo de solo é determinante na dosagem e na taxa de aplicação do lodo. Uma das características do solo que deve ser observada é a sua declividade, pois o lodo aplicado pode se deslocar devido à erosão. Outro ponto a ser observado no tipo de solo é à distância do lençol freático. Existe o risco de movimentação vertical

de substâncias que compõem o LETE. Nesses casos, se o lençol freático estiver situado próximo à superfície, existe o risco de sua contaminação. As recomendações norte-americanas, referentes a este tema, estão apresentadas na Tabela 6. Deve-se ter especial atenção com a aplicação em locais específicos, como aqueles encharcados (afioramento do lençol) e os próximos dos cursos d'água e minas.

Tabela 6- Profundidade mínima (m) do lençol freático para a aplicação de lodo de esgoto

Local	Aquífero de água potável	Aquífero de contaminada
Agricultura	0,9	0,5
Floresta	1,8	0,6
Terras degradadas	0,9	0,5
Terras próprias para a disposição	>0,9	>0,5

Fonte: Adaptado de Metcalf e Eddy (1991)

A fim de minimizar a possibilidade de contaminação do meio ambiente e/ou do homem e, ao mesmo tempo, maximizar a resposta da cultura, a SANEPAR (1997) elaborou uma metodologia de classificação do potencial dos solos para a aplicação de LE. Esta metodologia seguiu o método “Sistema de Capacidades de Uso” para classificação de terras. De uma maneira geral, a SANEPAR (1997), faz as seguintes recomendações para a escolha das áreas aptas a receber o LETE:

- Proximidade de residências: distância mínima de 200 metros de residências, sempre considerando a direção dos ventos dominantes, a fim de evitar mau cheiro e atração de insetos vetores;
- Declividade: a área ideal deve ser plana ou ter até 3% de declividade. Acima de 15% não se recomenda a aplicação, para evitar o transporte do lodo pela erosão;
- Profundidade do solo: distância mínima de 1,5 m entre a superfície do solo e a rocha intemperizada;
- Lençol freático: profundidade mínima de 1,5 m até o lençol;
- Textura do solo: ideal é que o solo tenha de 35 a 60% de argila;
- Estrutura do solo: evitar estruturas muito massivas que facilitam o transporte do lodo por erosão e diminuem a velocidade da biodegradação do lodo;

- Acidez do solo: pH entre 6,0 e 6,5, a fim de reduzir a absorção de metais pesados pelas plantas;
- Capacidade de troca catiônica (CTC): recomendam-se solos com alta CTC, reduzindo, com isto, a absorção de metais pesados pelas plantas; e
- Proximidade de corpos de água: distância mínima de, pelo menos, 100 m entre a área de aplicação e rios, lagos etc.

2.2 Processos de tratamento e a valorização do lodo

Os processos de estabilização do lodo visam reduzir o risco de putrefação através da estabilização da fração biodegradável da matéria orgânica presente no lodo, assim como a diminuição na concentração de patógenos (ANDREOLI *et al.*, 2001). Diferentemente, do lodo de ETE para a valorização do lodo de ETA é necessário levar em conta principalmente a quantidade e qualidade dos metais presentes. Neste caso os processos de tratamento que podem possibilitar sua valorização são aqueles que por processos físicos ou químicos vão reduzir a presença dos metais.

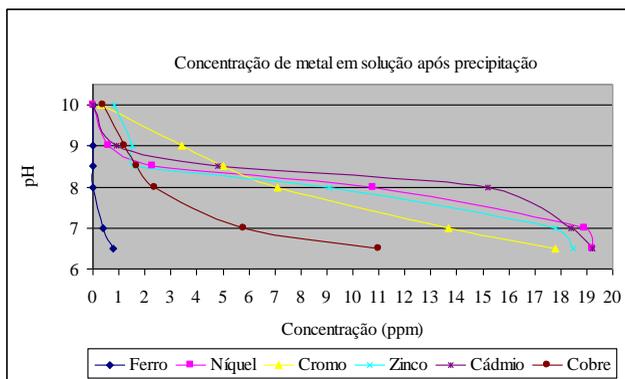
2.2.1 Processos de Estabilização de Lodos de ETA's

Para a estabilização de lodos de ETA's, é conveniente a utilização de métodos físico-químicos que removam os metais presentes no resíduo, tornando-o menos agressivo ao meio ambiente. Podem ser citados os métodos: precipitação, adsorção e recuperação de alumínio.

2.2.1.1 Precipitação

O método mais comum de remoção de metais pesados é a precipitação, que consiste na alteração do equilíbrio iônico de um composto metálico para produzir um precipitado insolúvel. Os metais pesados precipitam sob a forma de hidróxidos pela adição de uma base até um nível de pH correspondente à solubilidade mínima. Segundo ANDREOLI *et al* (2001), que realizou um estudo sobre relação entre o pH e a variação da concentração de metais após precipitação, conforme gráfico da figura 4, a concentração dos metais Fe, Ni, Cr, Zn, Cd e Cu diminuíram à medida que o pH aumentou, ou seja, a precipitação é inversamente proporcional.

Figura 4 - Relação entre pH e a concentração de determinados metais após sua precipitação



Fonte: ANDREOLI *et al.* (2001).

2.2.2 Processos de estabilização de Lodos de Estações de Tratamento de Esgoto

Para a utilização do lodo sem riscos para a saúde humana e animal, aconselha-se tratamentos de higienização para reduzir a quantidade de patógenos presentes (THOMAZ-SOCCOL, 1998). Os processos de tratamento de esgoto concentram no lodo a maior carga de micro-organismos contidos, inicialmente, no afluente. Na fase de separação, os micro-organismos aderem a partículas sólidas dos sedimentos, ocorrendo, assim, uma concentração de agentes patogênicos. Outro fator a ser considerado é o percentual de patógenos, que pelos processos de tratamento é desnaturado, diminuindo a sua infectividade (SILVA *et al.*, 2000). Entre os processos de estabilização que auxiliam na desinfecção ou higienização do lodo, podem-se citar três tipos: os processos biológicos, físicos e químicos.

2.2.3.1 Processos Biológicos

Digestão Anaeróbia: é o método de estabilização mais usado, principalmente em ETE's com sistema de lodos ativados e consiste na solubilização e redução de substâncias orgânicas complexas pela ação dos micro-organismos, na ausência de oxigênio (FERNANDES *et al.*

2001). A digestão anaeróbia pode ser realizada em reatores de baixa taxa, com alimentação contínua e sem mistura, onde o lodo é retido por um período de 30 a 60 dias, ou em reatores de alta taxa, com mistura contínua, em que se trabalha com tempo de retenção de até 15 dias. Pode-se dizer que a digestão anaeróbia do lodo é um processo de estabilização eficiente para diminuir o problema do mau odor, porém, a redução de patógenos é pequena, o que impõe limites ao uso do bio-sólido por questões de segurança sanitária (FERNANDES *et al.*, 2001).

Digestão Aeróbia: segue o mesmo princípio dos sistemas de tratamento de esgoto do tipo aeração prolongada. Devido à necessidade de manter o processo em respiração endógena, a digestão aeróbia é tipicamente utilizada para estabilizar lodos ativados, pois eles apresentam grande massa microbiana. A adição de lodo primário no sistema tende a aumentar o tempo de detenção do lodo, para transformá-lo em material celular (FERNANDES *et al.*, 2001). Os tempos de detenção médios do lodo no reator aeróbio são de 10 a 12 dias, operando na faixa de 20° C. O sistema pode ser realizado em reatores de fluxo intermitente ou contínuo (FERNANDES *et al.*, 2001). Há, nesse sistema, uma variante chamada digestão aeróbia autotérmica (opera em fase termófila). Esta variante acelera o ritmo de biodegradação da matéria orgânica, com a vantagem de destruir os micro-organismos patogênicos do lodo. O sistema utiliza dois estágios que operam em fase termófila, trabalhando com temperaturas de 55°C, no primeiro e de 60-65°C, no segundo estágio. Operando em temperaturas acima de 40°C, a nitrificação é inibida. O tempo de detenção no reator varia de cinco a seis dias para atingir de 30% a 50% de redução no teor de sólidos voláteis. Os melhores desempenhos foram observados quando o lodo apresentou teor de sólidos de, no mínimo três por cento (FERNANDES *et al.*, 2001).

Estabilização na fase sólida (Compostagem): pode ser definida como uma bioxidação aeróbia exotérmica de um substrato orgânico heterogêneo, no estado sólido, caracterizado pela produção de CO₂, água, liberação de substâncias minerais e formação de matéria orgânica estável. A compostagem ocorre em duas fases distintas. A primeira é a fase de degradação rápida, também chamada de bioestabilização. Ocorre, nesta fase, intensa atividade microbiológica e rápida transformação da matéria orgânica, há grande consumo de oxigênio

pelos micro-organismos, elevação da temperatura e mudança visível na massa de resíduos em compostagem. A segunda é a fase de maturação, em que a atividade biológica e a necessidade de aeração são menores (FERNANDES *et al.*, 2001). Para que o processo de compostagem se desenvolva de maneira satisfatória, é necessário que alguns fatores físico-químicos sejam respeitados, permitindo que os micro-organismos encontrem condições favoráveis para se desenvolverem e transformarem a matéria orgânica. Os fatores mais importantes são: a aeração, os nutrientes, a umidade e a temperatura. A temperatura é responsável pela rapidez do processo de biodegradação e pela eliminação de patógenos.

2.2.2.2 Processos Físicos

Secagem Térmica: consiste na elevação da temperatura, que provoca a evaporação da água. O lodo precisa ser desidratado até apresentar um percentual de sólidos na faixa de 20 a 45%. Após a secagem, o lodo pode adquirir aspecto granular e apresentar teor de sólidos de 90 a 95%. O processo é eficiente para bloquear a atividade biológica no lodo, devido à secagem, no entanto, uma vez que o lodo se reidrata no solo, a atividade biológica é retomada e podem ocorrer problemas com odores (FERNANDES *et al.*, 2001).

Irradiação: destrói certos organismos pela alteração da natureza coloidal das células (protoplasma). Raios gama e beta são duas fontes de energia utilizadas na desinfecção do lodo de esgoto. Ambos os tipos de irradiação destroem os patógenos desde que aplicados em doses adequadas (TSUTIYA, 2001).

Solarização: utiliza os efeitos da elevação da temperatura e da função bactericida da luz solar, através da cobertura do solo com um filme plástico transparente, que produz alterações nas condições físicas, químicas e biológicas do meio. O filme plástico transparente permite a passagem dos raios solares promovendo um efeito estufa. Usam-se os mesmos princípios de solarização em solo, considerando que sempre há um gradiente de temperatura no perfil do lodo e, quanto maior a profundidade, menores são as temperaturas atingidas pelo material em exposição. A inativação térmica dos diversos patógenos observa o modelo exponencial, onde, quanto menor a temperatura, maior deverá ser o tempo de exposição para ocorrer à inativação das estruturas do patógeno situadas nas camadas mais profundas do material. Segundo Andreoli *et al.* (2001), não há relatos na literatura nacional ou internacional sobre higienização do lodo utilizando um filme plástico diretamente sobre a camada do lodo em leitos de secagem. De acordo

com o mesmo autor, a SANEPAR realizou um experimento usando este processo na Estação de Tratamento de Esgoto Guaraituba. As temperaturas da massa de lodo mostraram-se superiores aos tratamentos convencionais, empregando apenas leito de secagem. Considerando que o estudo foi realizado com três descargas realizadas na ETE, a média percentual de redução do número de ovos viáveis de helmintos foi de 87,55%. O inconveniente desse sistema é a quantidade de água acumulada no lodo, pois, ao final de 28 dias de experimento, os valores ficaram em torno de 76%, mais elevados que o tratamento convencional.

Efeitos da Estufa Plástica na Higienização do Lodo: o mesmo experimento realizado pela SANEPAR, na ETE Guaraituba, descrito anteriormente, também testou a eficiência de estufas plásticas sobre os leitos de secagem como forma de higienização do lodo. Em paralelo, foram monitorados leitos que receberam a influência direta da energia solar, para comparação de resultados. O número de ovos viáveis de helmintos em leito de secagem com estufa plástica e sem estufa foi analisado, considerando três descargas realizadas. A estufa plástica sem associação com outro fator de tratamento não demonstrou aumento da eficiência na inviabilização dos ovos de helmintos e, também, não se mostrou muito diferente dos resultados obtidos pelo experimento em leito de secagem convencional, usando apenas insolação direta, onde a média percentual de redução foi de 60,64% e 67,33%, respectivamente.

A temperatura média interna da estufa não ultrapassou 40°C e a temperatura máxima atingida pelo lodo foi de 30°C. Essas temperaturas no ambiente e no lodo tornam-se totalmente favoráveis à sobrevivência dos patógenos, assim como a umidade e o oxigênio presente no lodo. A elevação da temperatura e o conseqüente aumento da evaporação resultaram no aumento da umidade relativa no interior da estufa, que foi reduzida por intermédio da abertura das cortinas laterais, para que houvesse a renovação do ar (ANDREOLI *et al.*, 2001).

2.2.2.3 Processos Químicos

Oxidação Úmida (AOP-Air Oxidation Process): é uma tecnologia recente, que transforma a matéria orgânica em dióxido de carbono, água, ácidos orgânicos fracos e matéria mineral. O resultado deste processo é um produto com redução de 95% a 97% do total de sólidos voláteis. O lodo que alimenta o processo deve apresentar de 2% a 7% de sólidos, os quais devem ser triturados a fim de deixar as partículas com diâmetros menores que 3 mm. A oxidação ocorre a altas pressões, os gases são eliminados, sem produção de odores. A fase

líquida contém componentes orgânicos facilmente biodegradáveis, e retorna ao sistema de tratamento, e a fase sólida é estéril, composta, principalmente, por minerais (FERNANDES *et al.*, 2001).

Pasteurização: o lodo com 4% a 8% de sólidos é colocado em reatores, e aplicada injeção de amônia anidra até a elevação do pH a 11,5. Em uma hora, há redução de micro-organismos patogênicos, devido à presença de amônia livre (30%). Em seguida, é adicionado ácido fosfórico e a reação exotérmica eleva a temperatura entre 65-70°C, por, aproximadamente, dois minutos. Esta reação também abaixa o pH para 7 e, em seguida, o lodo é desidratado (FERNANDES *et al.*, 2001).

Estabilização Alcalina: é utilizada no tratamento de lodos primários, secundários ou terciários que estejam líquidos ou sólidos. A cal virgem (CaO) é o produto mais indicado quando aplicado em lodos já na fase sólida, pela sua capacidade de reagir com a água e liberar calor. Vários estudos (USEPA, 1992, 1994; ANDREOLI, 1999; ORSCHOT *et al.*, 2000) mostram que dosagens de cal entre 30% e 50% da massa seca de lodo são capazes de alcançar as características necessárias para a produção de biossólidos com concentração de micro-organismos patogênicos abaixo dos limites de detecção.

A cal hidratada também pode ser utilizada, embora não se obtenha um aumento significativo da temperatura ao se aplicar este produto no lodo, requerendo, portanto, mais tempo de manutenção das condições alcalinizantes. O fundamento do processo é simples, consiste em, após adição da base, atingir pH 12 ou superior. Os efeitos são as destruições de micro-organismos patogênicos, diminuições do odor e a fixação de metais pesados (FERNANDES *et al.*, 2001). De acordo com Metcalf e Eddy (1991), a estabilização alcalina pode ocorrer como:

- Pré-tratamento, com a adição de cal antes do processo de desaguamento de lodo;
- Pós-tratamento, com a adição de cal depois do processo de desaguamento de lodo.

A mistura pode atingir uma temperatura acima de 50°C, alta suficiente para inativar os ovos de vermes. A reação química que descreve o processo de estabilização alcalina é apresentada a seguir:



Neste processo, três fatores intervêm na ação de desinfecção: a alteração da temperatura; a mudança do pH da massa resultante; e, finalmente, a ação da amônia que foi formada a partir do nitrogênio do lodo em condições de temperatura e pH elevados (ANDREOLI *et al.*, 2001). Algumas características físicas e químicas do lodo são alteradas pela adição de cal. Fisicamente, o lodo pode formar uma capa mais dura e branca ao ser exposto ao ar livre. Quimicamente, além da fixação dos metais pesados, pode haver insolubilização do fósforo e perda de nitrogênio pela volatilização da amônia. A estabilização com cal não reduz sólidos voláteis (FERNANDES *et al.*, 2001). Os autores ressaltam que o uso de outros produtos químicos como cloro, ozônio, peróxido de hidrogênio e permanganato de potássio também é possível, desde que seja em pequena escala.

A cal é misturada ao lodo desaguado (17% – 18% de sólidos) após sua passagem por prensa contínua de esteiras. Experimentos científicos mostraram que uma proporção de 50% de cal em relação ao peso seco do lodo é uma proporção sanitariamente segura para o tratamento. Um bom critério para o dimensionamento do silo é considerar uma capacidade de cal suficiente para sete dias de tratamento. Quanto ao tempo de contato e estocagem, além do pH ser superior a 12 após a adição de cal, o lodo deve ter um período de contato adequado para que a redução de patógenos atinja seu nível ótimo.

No caso da aplicação deste processo em continuidade com o processo de tratamento dentro da ETE, é necessário que se disponha de uma área coberta e com piso impermeável para a estocagem do lodo, dimensionada para atender o período ótimo de contato lodo-cal, visando a uma boa desinfecção, assim como permitir a estocagem de lodo por um período de, pelo menos, 120 dias (ANDREOLI, 1999). Este tipo de tratamento, por sua simplicidade, baixo custo de instalação e eficiência na eliminação de patógenos, foi escolhido pelas primeiras estações de tratamento de esgoto brasileiras a tratarem seu lodo para reciclá-lo na agricultura (FERNANDES *et al.*, 2001).

As condições de estabilização de acordo com a EPA (1997), são:

- pH e tempo de contato igual ou superior a 12, por 2 horas após adição do material alcalinizante, e pH igual ou superior a 11,5 por um período adicional de 22 horas;
- Temperatura inicial é de 25°C.

Para uma caleação ser considerada de qualidade, deve ser capaz de:

- Reduzir odores;
- Eliminar/reduzir patógenos;
- Melhorar as características de desaguamento do lodo;
- Reduzir valores de nitrogênio, resultantes da remoção da amônia;
- Aumentar a alcalinidade total;
- Aumentar o teor de sólidos e granulometria; e
- Reduzir a mobilidade dos metais pesados.

2.3 Limites Normativos

Os limites normativos relacionados à questão do lodo de ETA aqui apresentados referem-se a norma brasileira NBR 10.004 (ABNT, 2004), e a Resolução do CONAMA N^o. 357/2005 sobre lançamento de efluentes nos corpos d'água no que diz respeito ao sulfato de alumínio. Quanto ao lodo de ETE, apresenta-se como referencial a Resolução CONAMA N^o. 375/2006 que define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados. Apresentam-se comparativamente teores máximos de metais pesados admitidos no lodo a ser utilizado na agricultura, segundo outras legislações assim como indicadores bacteriológicos e agentes patogênicos usados na classificação do Lodo de ETE.

2.3.1 Lodos de ETA's

A classificação do lodo gerado em ETA como um resíduo é determinada de acordo com as leis de cada país. Segundo Richter (2001), nos EUA, desde 1972, com as emendas ao “*National Pollutant Discharge Act*”, o lodo de ETA é considerado resíduo industrial. Desde então, passou a ser proibido o lançamento de lodo de ETA nas águas superficiais, assim como qualquer outro tipo de resíduo, sem a autorização das autoridades responsáveis (CORDEIRO, 1993).

No Brasil, de acordo a ABNT NBR 10004:2004 Resíduos sólidos – Classificação, item 3.1, os lodos são classificados como “resíduo sólido”, não sendo permitido seu lançamento *in natura* em coleções de águas superficiais, devendo ser tratado e disposto conforme exigência dos órgãos reguladores. As leis N^o. 9.433/1997 (Política Nacional de Recursos Hídricos) e N^o. 9.605/1998 (Crimes Ambientais) exigem uma nova postura dos gerentes dos sistemas de tratamento de

águas, efluentes e resíduos. Várias pesquisas sobre caracterização e classificação apontam para o enquadramento do lodo de ETA como classe II-A – um resíduo não inerte, o que determina a sua disposição final em aterro sanitário (BOSCOV, 2008).

Guerra (2005) realizou a classificação do lodo de duas ETA's conforme as normas para classificação de resíduos. Os resultados obtidos para o ensaio de lixiviação mostraram que os limites máximos estabelecidos não foram excedidos, indicando que estas amostras de lodo não são compatíveis com um resíduo com características de periculosidade (resíduo Classe D). A análise do ensaio de solubilização indica que a concentração de manganês (Mn) encontrava-se acima do limite máximo estabelecido, desta forma, foram classificados, segundo a norma técnica, como resíduo Classe II A, não perigoso e não inerte.

Quanto à toxicidade do lodo proveniente do tratamento de água com sulfato de alumínio, estudos revelam que níveis elevados de alumínio estão associados a várias doenças neurológicas, como mal de Alzheimer e demência pré-senil (DRISCOL *et al.*, 1987). Os padrões de potabilidade da água para consumo humano, definidos pela Portaria N°518/2005, do Ministério da Saúde, limitam os teores de alumínio em 0,2 mg/l – valor fixado também pela Organização Mundial de Saúde (OMS). A Comunidade Europeia fixa o valor de 0,05 mg/l como nível máximo de alumínio. Quanto ao lançamento de efluentes nos corpos d'água, a resolução do CONAMA N°. 357/2005 fixa os limites máximos para o alumínio dissolvido, por classes de águas doces:

- Classe I - 0,1 mg/L
- Classe I – salobras: 0,1mg/L
- Classe I – salinas: 1,5mg/L
- Classe 3: 0,2mg/L

2.3.2 Lodos de ETE's

Não existem ainda, no Brasil, normas específicas para o reaproveitamento de lodos em camadas de cobertura de aterros sanitários, conforme os objetivos propostos nesta pesquisa. No entanto, em 2006, foi sancionada a resolução N°. 375, do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), que estabeleceu parâmetros para o uso agrícola de biossólidos e define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados. Quanto aos metais pesados presentes, diversos países possuem critérios normativos para uma série de metais

pesados como pode ser verificado na Tabela 7. As diferenças existentes entre os países se dá a diversos fatores tais, entre eles: variações na composição química dos lodos entre os países, diferenças climáticas, formas de agricultura, culturais e históricas. Algumas instituições nos Estados do Paraná, São Paulo e Distrito Federal, que têm avançado nas pesquisas sobre o tema, até o sancionamento da resolução do CONAMA, seguiam normas e propostas a nível estadual, conforme apresentado na Tabela 8.

Tabela 7 - Teores máximos de metais admitidos no lodo a ser utilizado na agricultura, (mg/kg de matéria seca)

Metal Pesado	Dinamarca (a)	Suécia (b)	Alemanha (c)	Suíça (b)	Holanda (d)	Escócia (d)	França (e)	Itália (f)	Países Baixos (g)	Bélgica (h)
As	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cd	0,8	15	10	30	10	20	20	20	1,25	12
Cr	100	1.000	900	1.000	500	2.000	1.000	-	75	500
Cu	1.000	3.000	800	1.000	600	1.500	1.000	1.000	75	750
Pb	120	300	900	1.000	500	1.500	800	750	100	600
Hg	0,8	8	8	10	-	-	10	10	0,75	10
Ni	30	500	200	200	100	25	200	300	30	100
Se	-	-	-	-	-	-	100	-	-	-
Zn	4.000	0.000	2.500	3.000	2.000	2.500	3.000	2.500	300	2.500

(-) valor não determinado.

a) Grüttner (1997)

b) Fernandes *et al.* (1993)

Fonte: Rocha e Shirota (1999) adaptada

c) Bergs e Lindner (1997)

d) Silva (1995)

e) Nardin e Chabrier (1997)

f) Spinosa e Ragazzi (1997)

g) Dirkzwager, *et al.* (1997)

h) Ockier e Muynck (1997)

Pode-se observar também na Figura 8, a variação da concentração máxima exigida para diferentes metais entre as normas estaduais brasileiras, vigentes antes da resolução 257. No entanto, comparando-se a resolução do CONAMA com a norma americana notam-se limites bastante semelhantes ou idênticos.

Tabela 8 - Limites de metais pesados em Lodos de ETE's

Norma	Metais - Concentração em mg/Kg base seca									
	Cr	As	Cd	Pb	Cu	Hg	Mo	Ni	Se	Zn
USEPA 40 CFR Part. 503 (1997)	1200	41	39	300	1500	17	18	.20	-	2800
Norma Paraná (proposta 2000)	1000	-	20	750	1000	16	-	.00	-	2500
CETESB (1999)	-	75	85	840	4300	57	75	.20	100	7500
CONAMA 375 /06	1000	41	39	300	1500	17	50	.20	100	2800

(-) valor não determinado

Fonte: TSUTIYA (2001) adaptada, CONAMA (2006)

A Resolução do CONAMA também classifica o lodo de ETE em Classe A ou Classe B, de acordo com as características referentes aos indicadores bacteriológicos e agentes patogênicos encontrados, como pode ser observado no Quadro 3.

Quadro 3 - Indicadores bacteriológicos e agentes patogênicos usados na classificação do Lodo de ETE

Tipo de lodo de esgoto	Concentração de patógenos
Classe A	Coliformes Termotolerantes <math><10^3</math> NMP / g de ST Ovos viáveis de helmintos <math><0,25</math> ovo / g de ST <i>Salmonella</i> ausência em 10 g de ST Vírus <math><0,25</math> UFP ou UFF / g de ST
Classe B	Coliformes Termotolerantes <math><10^6</math> NMP* / g de ST Ovos viáveis de helmintos <math><10</math> ovos / g de ST**

* NMP: Número Mais Provável; ** ST: Sólidos Totais; UFF: Unidade Formadora de Foco
UFP: Unidade Formadora de Placa

ST: Sólidos Totais; NMP: Número Mais Provável; UFF: Unidade Formadora de Foco; UFP: Unidade Formadora de Placa

Fonte: (CONAMA, 2006)

A classificação do LETE em A ou B delimita o seu uso na agricultura. O LETE Classe B só poderá ser aplicado em solo destinado ao cultivo de café, silvicultura e culturas para produção de fibras e óleos, e o LETE Classe A pode ser utilizado para qualquer cultivo agrícola,

com exceção de pastagens e cultivo de olerícolas, tubérculos e raízes, e culturas inundadas, bem como as demais culturas cuja parte comestível entre em contato com o solo. A Resolução do CONAMA também traz uma série de processos que podem ser utilizados na redução de patógenos:

- Processos de Redução Significativa de Patógenos: a) digestão aeróbia; b) secagem em leitos de areia ou em bacias; c) digestão anaeróbia; d) compostagem; e) estabilização com cal, mediante adição de quantidade suficiente para que o pH seja elevado até, pelo menos, 12, por um período mínimo de duas horas.
- Processos de Redução Adicional de Patógenos: a) compostagem confinada ou em leiras aeradas; b) secagem térmica direta ou indireta; c) tratamento térmico; d) digestão aeróbia termofílica; e) processos de irradiação com raios beta; f) processos de pasteurização.
- Processos para Redução da Atratividade de Vetores: a) digestão anaeróbia do lodo de esgoto ou produto derivado; b) digestão aeróbia do lodo de esgoto ou produto derivado; c) compostagem; d) estabilização química; e) secagem; f) aplicação subsuperficial; g) incorporação no solo).

Segundo Fernandes e Souza (2001), na França, até recentemente, o controle sanitário estava a cargo da autoridade local. A nova normatização (jan.1998) torna obrigatório o tratamento de higienização para que o lodo seja usado na agricultura, fixando como limites:

- Salmonellas < 8 NMP/10 g de lodo seco.
- Enterovírus < 3 NMPUC/10 g de lodo seco.
- Ovos viáveis de helmintos < 3 ovos/10 g de lodo seco.

Já nos Estados Unidos, os critérios típicos para processo de estabilização alcalina para classe B, de acordo com USEPA (2000), são mostrados no Quadro 4.

Quadro 4- Critérios Típicos para Processo de Estabilização Alcalina para Classe B

Parâmetros	Critério do Processo
Dose Alcalina	25% do peso seco de lodo (teor de sólidos de 20%)
Tempo de Retenção no Misturador	1 minuto
Tempo de Retenção Curando no Recipiente	30 minutos

Fonte: USEPA (2000)

Em resumo, os parâmetros de avaliação do processo de estabilização, quanto ao uso e/ou destino final do biossólido, são: metais pesados (As, Cd, Pb, Cu, Hg, Mo, Ni, Se e Zn), coliformes fecais, *Salmonella sp.*, *Escherichia coli*, ovos viáveis de helmintos, vírus entéricos e cistos de protozoários.

2.4 Aterro Sanitário

O aterro é uma forma de disposição de resíduos no solo que, fundamentada em critérios de engenharia e normas operacionais específicas, garante um confinamento seguro em termos de poluição ambiental e proteção à saúde pública. O aterro sanitário deve conter:

- Localização adequada;
- Elaboração de projeto criterioso;
- Implantação de infraestrutura de apoio;
- Implantação de obras de controle de poluição; e
- Adoção de regras operacionais específicas.

Os aterros podem ser denominados aterros sanitários, quando projetados e implantados especialmente para a disposição de resíduos sólidos urbanos, ou aterros industriais, quando projetados e implantados especialmente para resíduos sólidos industriais. Segundo a NBR 8.419 (ABNT, 1984), aterro sanitário de resíduos sólidos urbanos consiste na técnica de disposição de resíduos sólidos no solo, sem causar danos ou riscos à saúde pública e à segurança, minimizando os impactos ambientais. Este método utiliza princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos à menor área possível e reduzi-los ao menor volume permissível, cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho e, em intervalos menores, se necessário. Segundo

Rocca *et al.* (1993), aterro é a forma de destinação de resíduos com menor custo e tecnologia mais conhecida.

2.4.1 Estruturas Componentes de um Aterro Sanitário

No projeto de aterro sanitário devem ser previstas estruturas, a fim de garantir as condições de salubridade e proteção do ambiente que o envolve. Portanto, os estudos devem ser orientados de maneira a detalhar os seguintes componentes:

- Projeto de infraestrutura de acesso e circulação;
- Projeto geométrico de conformação das células de lixo, com os respectivos sistemas de drenagem de biogás, percolados e águas superficiais;
- Projeto de exploração de jazidas de solo para material de cobertura;
- Projeto de áreas de descarte de solo excedente;
- Projeto de operação diário-mensal do aterro sanitário, definindo-se coberturas temporárias e definitivas das células acabadas;
- Definição do tratamento superficial da cobertura do aterro;
- Projeto do tanque de armazenamento de percolados e sistemas de tratamento associado;
- Projeto de recuperação e/ou queima de biogás;
- Projeto de monitoramento geotécnico e ambiental, incluindo piezometria, poços de amostragem, inclinômetros, marcos superficiais e controle de vazão de percolado;
- Projeto de obras complementares, incluindo edificações (escritório, refeitório, vestiário etc.), balança, cercas e guarita.

Em resumo, pode-se destacar como elementos essenciais de proteção ambiental:

- Sistemas de drenagem de águas pluviais, percolados e biogás;
- Sistemas de impermeabilização e cobertura;
- Tratamento do percolado; e
- Monitoramento.

2.4.2 Sistemas de Impermeabilização e Cobertura

Das estruturas componentes de um aterro sanitário, merecem destaque os processos construtivos de impermeabilização e cobertura.

As barreiras ou camadas impermeáveis podem ser utilizadas como cobertura de aterros e na impermeabilização da base. Elas são técnicas construtivas utilizadas quando se deseja reter ao máximo possível a entrada de água da chuva ou a saída de líquidos percolados, de forma a não aumentar a geração de líquidos dentro da massa de lixo, assim como evitar que aqueles gerados atinjam as águas e o solo natural.

Vilar (2003), relata que as primeiras aplicações de barreiras consistiam apenas de solo local compactado. Hoje, as configurações dos sistemas de impermeabilização modificaram-se, houve uma evolução da técnica frente aos problemas que foram sendo observados ao longo dos anos de execução e monitoramento dos aterros. A camada de impermeabilização pode ser composta de uma ou mais camadas, com diferentes funções. A escolha do material que irá compor a camada vai depender das suas propriedades, funções que pode exercer frente às necessidades da camada e do custo do produto.

Com o avanço das pesquisas nesta área, novas opções estão surgindo, algumas, inclusive, já são produzidas em escala comercial. Pode-se escolher entre materiais naturais, sintéticos e alternativos, como argilas naturais ou sintéticas, areia, cascalho, blocos rochosos, geomembranas, geotêxteis. Entre os materiais alternativos, pode-se citar: matérias residuais recuperadas ou recicladas, solos orgânicos, lodos, lamas etc.

2.4.2.1 Camada de Base

O sistema de impermeabilização de base, também chamado de barreiras impermeáveis, tem a função de proteger a fundação do aterro, evitando a contaminação do subsolo e aquíferos subjacentes, pela migração de percolado e/ou biogás (IPT/CEMPRE, 2000). Este sistema deve ser executado a fim de garantir estanqueidade, durabilidade, resistência mecânica, resistência às intempéries e compatibilidade com os resíduos a serem aterrados (ROCCA, 1993). Os sistemas de impermeabilização de base podem ser naturais, sintéticos ou de argilas compactadas. De acordo com Rebello (2003), a escolha do tipo é influenciada pelo uso a que se destina, pelo meio ambiente físico, pela química da solução percoladora e da água subterrânea, pela vida útil do projeto, taxa de infiltração e restrições físicas.

Autores como Daniel (1993) defendem que, independente do nível de proteção que tenha se projetado, os sistemas de impermeabilização não são suficientes para assegurar o mínimo impacto ambiental em alguns casos, portanto, é indispensável se assegurar um

acompanhamento técnico contínuo da obra, a fim de garantir os padrões de funcionamento e a qualidade de execução das camadas.

Por sua vez, as barreiras de argilas compactadas são constituídas essencialmente por solos compactados, podendo conter matérias sintéticas como bentônica sódica. O tipo mais comum de revestimento de solo compactado é o construído a partir de solo de ocorrência natural, que contém significativa quantidade de argila. Tipos de solos próprios para revestimentos minerais incluem solos residuais ou transportados. Rochas altamente intemperizadas, como argilitos e lamitos podem ser empregadas como revestimentos minerais, desde que convenientemente processadas (CASTILHOS Jr., 2003). Argilas comerciais como as bentonitas são indicadas para misturas com argilas naturais, com o objetivo de diminuir sua permeabilidade. Para Qasim e Chiang (1994), a adição de 2% a 6% é suficiente para alcançar tais objetivos. Este tipo de material, para ser usado como barreira, deve apresentar condutividade hidráulica adequada, e ter resistência ao longo do tempo com relação às influências químicas dos percolados (DANIEL, 1993). O fundamental é que, ao se escolher um solo misturado ou não com outros materiais, atenda-se aos critérios mínimos de permeabilidade, granulometria, plasticidade entre outras características, para se garantir uma impermeabilização.

As barreiras sintéticas são baseadas na utilização de materiais geossintéticos, que apresentam uma condutividade hidráulica extremamente baixa, pequenas espessuras e elevada resistência física e química, sendo utilizadas no revestimento de aterros para controlar a percolação e o fluxo de efluentes líquidos e gasosos. As geomembranas, que são mantas poliméricas flexíveis, têm sido bastante solicitadas em obras de engenharia ambiental, principalmente por apresentarem permeabilidade na ordem de 10^{-11} a 10^{-13} cm/s menores que a permeabilidade de 10^{-8} cm/s encontrada nas bentonitas.

Em função dos possíveis defeitos que podem ocorrer, devido a condições em que o material é exposto quando em uso, podendo resultar em grandes fluxos de percolação, não é recomendada a utilização individual das geomembranas. Atualmente, tem sido corrente o uso de sistemas compostos, com a aplicação combinada de argilas compactadas ou material sintético com mesma função e geomembranas sintéticas. A fotografia Figura 5 apresenta o sistema composto de impermeabilização de base sendo executado em um aterro sanitário.

Figura 5 - Impermeabilização de base sendo construído em um aterro sanitário

Fonte: Pereira (2005)



2.4.2.2 Camadas de Cobertura

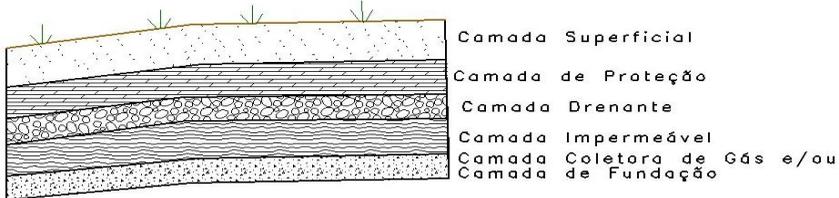
O sistema de cobertura, de uma forma geral, tem a função de proteger a superfície das células de resíduos, minimizando impactos ao meio ambiente, visando especificamente o controle ou impedimento de infiltrações e diminuição da taxa de formação de percolados. Visa, ainda, o controle das emissões de biogás assim como a redução da exalação de odores e formação de poeiras a partir dos resíduos ao mesmo tempo em que dificulta a catação e a proliferação de vetores.

Este sistema é diferente dos sistemas de impermeabilização de base de aterros, principalmente, porque o material da camada de cobertura final não entra em contato com o percolado e sim com a água da chuva, necessitando, assim, uma resistência química inferior. Entretanto, existem preocupações quanto a sua durabilidade, precisando, também, de resistência física e mecânica, principalmente pelo contato com as intempéries meteorológicas que causam erosão, devendo, inclusive, sua durabilidade ser adequada à futura utilização da área. De acordo com Maciel (2003), a camada final de cobertura é de grande importância para prever o comportamento geotécnico e biológico da massa de lixo e determinar parâmetros de projeto e operação do aterro. Conforme o mesmo autor, os sistemas de cobertura utilizados nos aterros podem ser de diferentes tipos: camada homogênea de argila, de vários tipos/gradação de solo, argilosa com diferentes geossintéticos e, mais recentemente, aquelas formadas com materiais alternativos, solos orgânicos, lodos etc.

No Brasil, a grande maioria dos aterros ainda possui cobertura com camada homogênea de argila compactada. A vegetação é um elemento que deve sempre estar associado à superfície das camadas,

independente do sistema adotado, para evitar problemas de erosão e contração do solo (Pereira, 2005). Porém, em muitos países a composição da camada de cobertura é feita por várias subcamadas. Entre elas aparecem a camada superficial, de proteção, drenante, impermeável, coletora de gás e de fundação. O desenho da Figura 6, apresenta um modelo de cobertura final composto por todas estas subcamadas. O apresenta a composição de cada camada e nos itens seguintes, a função de cada camada.

Figura 6 - Componentes de uma camada de cobertura final em aterro sanitário



Fonte: IPT/CEMPRE 2000

Quadro 5 - Materiais utilizados na composição das camadas que compõem a cobertura final de um aterro sanitário

Camada	Descrição	Materiais Típicos
1	Camada superficial	Solo; camada geossintética de controle de erosão; blocos rochosos.
2	Camada de proteção	Solo; material residual recuperado ou reciclado; blocos rochosos.
3	Camada drenante	Areia ou cascalho; georrede ou geocompostos.
4	Camada impermeável (barreira hidráulica/gás)	Argila compactada; geomembrana; argila geossintética; rejeitos.
5	Camada coletora de gás e/ou camada fundação	Areia ou cascalho; solo; georrede ou geotêxtil; material residual recuperado ou reciclado.

Fonte: IPT/CEMPRE 2000

1) Camada Superficial:

A função primária da camada superficial é providenciar a separação entre os componentes abaixo da cobertura e a superfície do ambiente. Embora o solo para vegetação seja o material mais comumente usado para a camada superficial, pedregulho (seixo rolado)

tem sido usado em locais áridos, onde é difícil se manter uma vegetação na cobertura. Outros materiais, naturais e sintéticos, têm sido usados ocasionalmente. No projeto, são tomadas algumas decisões em função da região ou camada específica. Conforme Qasim e Chiang (1994), estas decisões devem estar baseadas nas respostas das seguintes perguntas:

- Quais materiais deverão ser usados na construção da camada de superfície?
- Que espessura deverá ter a camada?
- Como a camada será construída?
- Para cobertura com vegetação, quais plantas estarão presentes?
- Como a camada de superfície será mantida?
- Se ocorrer erosão, qual a taxa aceitável?

Quanto aos materiais, afirmam Qasim e Chiang (1994) que, enquanto o solo é de longe o material mais comumente empregado para camada de superfície, atualmente, há outras possibilidades:

✓ Solo de topo

O melhor solo para uso em suporte de plantas locais está disponível no solo local. No geral, solos que promovem e sustentam o crescimento de plantas são tipicamente solos vegetais. A areia no solo de topo é recomendável, pois gera uma matriz estável que não encolhe e nem racha quando seca e confere uma boa drenagem. Algum material fino (silte e argila) é essencial para reter umidade. Embora, o solo argiloso seja, geralmente, o ideal, é, também, muito útil que o solo de topo contenha quantidade adequada de matéria orgânica e nutriente de plantas, caso contrário, suplementos (fertilizantes) devem ser adicionados.

São necessárias considerações quanto à tendência de o solo sofrer erosão, pois, a erosão da camada de superfície tem sido um problema comum em coberturas finais. Algumas argilas ricas em sódio não se aderem muito bem a outras e, por essa razão, são altamente passíveis à erosão. Deste modo, estes solos argilosos são chamados “argilas dispersivas”. O silte tem um tamanho de partícula pequeno e uma carência de coesão e, por essa razão, é quase sempre muito passível à erosão. Desta forma, argilas dispersivas e silte não são recomendados para uso em camada de superfície, a menos que possa ser claramente demonstrado que a erosão não será um problema.

✓ Cascalho, pedregulho ou seixo rolado

Em locais áridos, pode ser muito difícil estabilizar e manter a vegetação consistente sobre a camada de superfície. O solo, se usado sem um padrão suficientemente rigoroso de vegetação, fica vulnerável a erosões excessivas por vento, água ou ambos. A solução em áreas áridas é proteger a superfície com materiais como cascalho ou pedregulhos. Em projetos de terraplanagem, cascalhos e pedregulhos são frequentemente os materiais mais caros. É por isso, que se deve considerar bastante relevante a possibilidade do uso do solo local disponível e avaliar o custo antes que o material seja selecionado. Um dos problemas com o reforço da camada de superfície com pedregulhos e cascalhos é um impacto desfavorável sobre o balanço de água do sistema de cobertura final. O reforço admite apenas um movimento úmido unilateral. Coberturas com superfície de cascalho são conhecidas por permitir acumulação de água abaixo do cascalho e promover a drenagem profunda. Misturas de materiais finos e grossos, como silte-pedregulho, podem prover uma forma de controle de erosão, quando mantido um balanço hídrico favorável.

Quanto à cobertura com vegetação, a seleção de espécies de plantas é uma consideração importante quando estas são selecionadas como componente superior da camada superficial. Espécies de plantas como gramíneas ou plantas de baixo crescimento são as mais adequadas. O tempo de sementeira é importante para o sucesso do estabelecimento da vegetação. A camada de superfície deve considerar os seguintes critérios para uma revegetação (WRIGHT, 1976; THORNBURG, 1979; LEE *et al.*, 1984, *apud* QASIM; CHIANG, 1994):

- Adaptação local da planta perene;
- Ser resistente às condições climáticas do local;
- Conter raízes que não rompam as camadas de drenagem ou de barreira;
- Ser capaz de florescer em solos com baixa concentração de nutrientes;
- Desenvolver uma plantação com densidade suficiente para minimizar a erosão de cobertura; e
- Ser capaz de sobreviver e manter a funcionalidade, com pouca ou nenhuma manutenção.
- Recomendações adicionais:
- Ser aplicado um solo de textura média para facilitar a germinação de sementes e o desenvolvimento da raiz da planta;

- Mínima compactação do solo, para facilitar o desenvolvimento da raiz da planta; e
- Uma inclinação de topo final de no mínimo 3%, mas não maior que 5%, para facilitar o escoamento superficial, enquanto a erosão é minimizada. Declividades maiores que 5%, geralmente, necessitarão de alguns tipos de materiais para controle de erosão.

Pode-se optar por solos locais, desde que se tenha conhecimento de que vão prover um bom crescimento médio. Quanto à espessura, a mínima para a camada de superfície é estabelecida pela tolerância típica de construção. Com movimentos de equipamentos, não é usual a construção de uma camada em torno de 15 cm e se for projetado a plantação de gramíneas ou outra espécie de planta tem que levar em consideração as especificações sobre a espessura mínima de solo para o desenvolvimento da planta escolhida, principalmente as raízes. Para plantas com raízes de pouca profundidade como gramíneas, uma camada de solo de cobertura com espessura de 15 cm é adequada para fixação das raízes, pois essa é a profundidade mínima de penetração das raízes da maior parte dessas espécies de plantas. Deste modo, a camada é quase sempre de 15 cm de espessura.

Dependendo de alguns fatores, a espessura de uma camada de superfície pode ser maior que 15 cm. Se colocadas plantas com raízes que penetraram mais que 15 cm, é recomendada uma espessura maior para acomodar o crescimento das raízes, que vai depender do tamanho a que a raiz pode crescer. A camada de proteção subjacente (se presente) pode também acomodar as raízes das plantas, nesses casos 15 cm é suficiente para a camada superficial. Em muitos casos, a camada de superfície e a camada de proteção são de um mesmo tipo de material, sendo impossível distinguir uma camada da outra. Se as camadas de superfície e proteção são combinadas dentro de um solo de cobertura, então, a espessura mínima do solo de cobertura poderia ser controlada pela profundidade necessária para as raízes. A espessura típica do solo de cobertura, neste caso, é de 45 cm a 60 cm (QASIM; CHIANG, 1994).

Se pedregulho e cascalho ou outro material granular for usado para camada de superfície, a espessura, usualmente, deveria ser, no mínimo, de 15 cm ou, no máximo, a espessura seria da altura do pedregulho ou cascalho. Para asfalto concreto, a espessura mínima deveria ser determinada por uma análise de carregamento veicular, mas poderia, usualmente, ser na faixa de 7,5 a 15 cm. Numerosos materiais estão

disponíveis para uso na camada de solo superior, incluindo materiais de controle de erosão geossintéticos e naturais, e misturas de solo de topo com aditivos, incluindo resíduos (lodo) de esgoto. O uso de materiais alternativos é incentivado quando fica demonstrado que estes materiais terão desempenho equivalente ou superior a muitos materiais convencionais.

2) Camada de proteção:

A camada de proteção é projetada com o intuito de proteger as camadas do sistema de cobertura que se encontram abaixo dela, armazenando a água que percola através da camada de superfície. Ela se encontra abaixo da camada de superfície e, em alguns casos, estas duas camadas podem ser combinadas, formando uma só. Isto é possível se o material escolhido suprir a função específica de cada camada. O grande risco de não se executar a camada de proteção é no caso de ocorrer erosão, o que causaria conseqüentemente, o rompimento desta camada e das subjacentes (QASIM; CHIANG, 1994).

Para Koerner e Daniel (1997) existem vários tipos de solos que podem ser utilizados. Deve-se dar atenção aos solos de granulometria média, pois têm, em geral, características melhores para germinar sementes e para o desenvolvimento de raízes das plantas. Solos arenosos podem provocar a perda de nutrientes por lixiviação, devido à baixa retenção de água. Em períodos úmidos e para o estabelecimento inicial da vegetação, os solos de textura fina, como as argilas, podem apresentar dificuldades apesar de serem frequentemente férteis. Em casos especiais, materiais como cascalhos, também podem ser usados como camada de proteção.

3) Camada de drenagem:

A camada de drenagem serve para remover a água que penetra no interior do sistema de cobertura. Quando adequadamente construída deve drenar a água do solo que está acima, permitindo absorver e reter a água adicional; reduzir a carga hidráulica na camada inferior que funciona como barreira a fim de minimizar a quantidade de água que infiltra para as camadas inferiores do resíduo ou do solo contaminado; e eliminar a poro-pressão na interface da barreira subjacente. Segundo Koerner e Daniel (1997), o tipo de material mais usual na construção desta camada são os granulares, porém ele requer cuidado. O principal cuidado é sua obstrução ao longo do tempo. A obstrução pode ocorrer tanto em drenos de solos naturais como nos de geossintéticos. Os autores ressaltam que a estabilidade do talude depende do

funcionamento apropriado da camada de drenagem e que, se esta camada encontrar-se obstruída excessivamente, é alta a possibilidade de ruptura do talude.

De acordo com Koerner e Daniel (1997) devem ser observadas as especificações para os materiais escolhidos para a camada de drenagem:

- Espessura mínima de 30 cm e seção inclinada com o mínimo de 3% de inclinação, no fundo da camada;
- Condutividade hidráulica do material drenante não deve ser inferior a 1×10^{-2} cm/s;
- Não deve conter nenhum detrito ou partícula que possa causar danos excessivos a geomembrana, nem devem conter finos que possam obstruir excessivamente ou migrar para dentro da camada e obstruir a área de saída;
- Prever a inclusão de uma camada de filtro entre a camada de drenagem e a camada de proteção para prevenir a obstrução excessiva da camada de drenagem por partículas finas.

4) Camada impermeável de barreira hidráulica/ gás:

Esta camada tem a função de controlar a entrada de líquidos e a saída de gases. Na sua construção, os materiais devem ter resistência contra a ação mecânica e capacidade de preservar suas propriedades de isolamento ao fim de um longo período de tempo. O principal objetivo é impedir a entrada de água no resíduo ou diminuir a infiltração na camada de solo abaixo, prevenindo contra a migração descontrolada de gases para a atmosfera. Também é de fundamental importância que tenha resistência por atrito entre as superfícies e os materiais adjacentes, de forma que a estabilidade da seção inclinada esteja assegurada.

O material mais tradicionalmente usado nesta camada são solos compactados constituídos, basicamente, de solos naturais ricos em argila, embora possa conter materiais processados como a bentonita. Os geossintéticos, como a argila geossintética (GCL) e as geomembranas, são materiais industrializados disponíveis no mercado, que vêm sendo usados geralmente em conjunto com os solos naturais. A argila geossintética consiste em um produto fabricado com uma camada de bentonita colocada entre geotêxteis ou entre adesivos unidos a uma geomembrana. A bentonita é um componente de baixa condutividade hidráulica, sendo que o GCL constituído por bentonita sódica apresenta uma condutividade hidráulica na ordem de 1×10^{-9} a 5×10^{-9} cm/s. As geomembranas são mantas poliméricas flexíveis que apresentam

permeabilidade na ordem de 1×10^{-12} cm/s, bastante empregadas como barreiras impermeáveis em diferentes tipos de obras (BARROS, 2005).

5) Camada de coleta de gás:

Esta camada fica entre a camada de fundação e a camada de barreira hidráulica/gás. Conforme Koerner e Daniel (1997), deve-se atentar para as seguintes observações:

- Se for utilizado solo natural: deverá ter espessura mínima de 30 cm e existir um ponto de abertura para o exterior para a disposição e tratamento do gás drenado;
- Se for utilizado geossintéticos: necessitam conter características de transmissividade equivalentes;
- O ideal é que os materiais utilizados sejam granulares e altamente permeáveis (como cascalhos e pedregulhos).

6) Camada de fundação:

Esta camada é a primeira a ser construída entre as cinco camadas do sistema de cobertura. É disposta imediatamente sobre o resíduo e serve de base para as outras camadas que compõem o sistema de cobertura final. Quando esta camada possuir espessura superior a 30 cm e for de solo granular, pode atuar, também, como uma camada de coleta de gás. Dependendo do tipo de resíduo que esteja sendo usado, ela pode ser a última camada de solo colocado diariamente, ou uma cobertura de solo temporária ou, ainda, uma camada de solo colocada previamente à construção do sistema de cobertura (BARROS, 2005). Ou seja, pode ser a camada conhecida como camada de cobertura diária ou intermediária.

Sob o ponto de vista operacional, Lange *et al.* (2008) colocam que a implantação da cobertura intermediária deve permitir o tráfego de veículos e equipamentos diretamente sobre a camada, além de possibilitar o desvio de águas de chuva para o sistema de drenagem superficial. As camadas de cobertura intermediária devem atender a essas funções com a menor espessura possível, pois grandes espessuras reduzem o volume útil do aterro e demandam a exploração de jazidas. Segundo a autora, de acordo com a prática corrente, são utilizadas espessuras entre 20 e 40 cm. Para Pereira (2005), a cobertura diária ou intermitente deve ser realizada após o término de cada jornada de trabalho, com uma espessura cerca de 20 cm de solo. Já a camada intermediária é realizada naqueles locais em que a superfície de

disposição ficará inativa por períodos mais prolongados (± 1 mês), aguardando, por exemplo, a conclusão de um patamar para o início do outro. Na fotografia da Figura 7, observa-se um sistema de cobertura diária e intermediária de um aterro sanitário, onde o solo de cobertura diária é espalhado por um trator de esteira.

Figura 7 - Sistema cobertura diária e intermediária



Fonte: Lange *et al.* (2008); Lucena (2010)

2.4.3 Fatores específicos que influenciam no processo construtivo das camadas

Existem vários tipos de materiais disponíveis para serem aplicados nas camadas de base e cobertura de aterros. A escolha de um determinado tipo de material em um projeto passa pela análise do desempenho econômico, uma vez que qualquer produto pode ser utilizado desde que as suas propriedades atendam as especificações. Todavia, existem algumas condições como tipo de resíduos, balanço hídrico, clima da região, estabilidade, revegetação, objetivo da utilização futura da área, entre outros que devem ser avaliados.

a) Tipo de resíduos:

É preciso conhecer não só a classificação do resíduo, conforme a NBR 10.004 da ABNT, mas, também, as características desse resíduo: se urbano ou industrial; as substâncias químicas perigosas; patogenicidade; radioatividade, entre outras. Isto se faz necessário já que os materiais das camadas de base ficam em contato com as mais variadas substâncias químicas e isto sempre se constitui em motivo de preocupação, necessitando avaliar a compatibilidade de um com outro, como sua resistência às substâncias químicas presentes, a interferência, no caso de elevação de temperatura, entre outros. No caso das camadas

de cobertura final, se o resíduo não produz gases, não é necessário projetar-se uma camada de barreira de gás ou de drenagem de gás.

b) Balanço hídrico:

As análises do potencial de água nos solos de cobertura são conhecidas como análises de balanço hídrico. Este fator é primordial para determinação do tipo de material a ser utilizado como cobertura. O estudo do comportamento hídrico de solos de cobertura de aterros sanitários permite uma quantificação mais precisa da geração de líquidos percolados. Quanto maior o índice pluviométrico do local, maior é o cuidado que se deve tomar quanto à permeabilidade do material a ser aplicado como cobertura final.

c) Clima:

O clima influencia diretamente, não só na definição do tipo de solo a ser utilizado na cobertura, como, também, no dimensionamento da espessura da camada da cobertura. Por isso, o projeto de um sistema de cobertura para atender a um aterro localizado em uma região de clima árido ou semiárido terá especificações e dimensionamentos um tanto quanto diferentes dos projetos que atenderão a aterros construídos em regiões de clima úmido. Como exemplo, pode-se citar a camada de drenagem, que pode não ser necessária em sistemas de cobertura final de regiões áridas.

d) Estabilidade:

Nos locais do aterro, onde se precisa proteger uma encosta ou um talude de resíduos, o sistema de cobertura é construído inclinado. Nestes locais, é necessário verificar a resistência ao cisalhamento do material, assim como a erodibilidade, projetando de forma que a inclinação dos taludes proporcione segurança e estabilidade a todo o sistema de cobertura final. Um recurso que pode minimizar ou, até mesmo eliminar, este tipo de problema é a construção de um sistema adequado de drenagem.

e) Revegetação:

O sistema de cobertura deverá estar de acordo com o plano de encerramento do aterro. Por exemplo, quando se pretende revegetar a área, devem-se avaliar as características físicas dos materiais utilizados na camada de cobertura final e identificar as influências destas no estabelecimento da revegetação. O ideal é que o material contribua para a tecnologia de revegetação a ser utilizada. De acordo com Coelho *et al.* (2001), um diagnóstico bem elaborado das características físicas dos materiais utilizados nas camadas deve conter: índices e parâmetros geotécnicos que estejam diretamente ligados à erosão laminar,

dificuldade de penetração das raízes, redução na aeração e menor disponibilidade de água e de nutrientes.

2.4.4 Características geotécnicas das coberturas de aterros

As normas brasileiras relativas ao projeto, implantação e operação de aterros sanitários não apresentam nenhuma especificação técnica a respeito das propriedades geotécnicas das camadas de cobertura. Uma delas, a NBR 13.896 – “Aterros de resíduos não perigosos: Critérios para projeto, implantação e operação” apenas indica que a cobertura deve “minimizar a infiltração de água na célula, exigir pouca manutenção, não estar sujeita a erosão, acomodar assentamento sem fratura e possuir um coeficiente de permeabilidade inferior ao solo natural da área do aterro” (ABNT, 1997, p. 9). Recomenda a execução de aterros em áreas onde o subsolo tenha coeficiente de permeabilidade inferior a 5×10^{-5} cm/s, mas considera desejável existência de um depósito natural de material com permeabilidade inferior a 10^{-6} cm/s.

Afirma Pereira (2005) que o órgão fiscalizador de Santa Catarina Fundação de Amparo, Tecnologia e Meio Ambiente (FATMA), exige para o licenciamento de aterros sanitários, que as camadas impermeabilizantes de argila sejam executadas com controle tecnológico de compactação, com as seguintes características:

- Camada compactada de, no máximo, 60 cm que pode ser executada em várias outras até completar a sua espessura final. Por exemplo, se for adotada camada de 60 cm, deverá ser executada em três camadas de, no máximo, 20 cm cada uma;
- Umidade de acordo com a umidade ótima obtida no ensaio de compactação com Proctor normal;
- Densidade de, no mínimo, 95% da densidade máxima obtida no ensaio de compactação com Proctor normal, ou seja, grau de compactação = $(\gamma_s \text{ campo} / \gamma_s \text{ laboratório}) \times 100$;
- Coeficiente de permeabilidade de, no máximo, 10^{-5} cm/s, conforme NBR 13.896 (ABNT, 1997).

Alguns estudiosos da área apresentam em suas publicações algumas características e ou sugerem algumas orientações sobre o uso de camadas de cobertura ou impermeabilização de aterros.

De acordo Rocca *et al.* (1993), para um solo argiloso ser considerado adequado como impermeabilização de aterros, deve atender algumas características como:

- Ser classificado como CL (argila de baixa compressibilidade), CH (argila de alta compressibilidade), SC (areia argilosa) ou OH (solo orgânico de alta compressibilidade), segundo sistema unificado de classificação de solo – U.S.C. (ASTM D2487-00);
- Apresentar uma porcentagem maior do que 30 % de partículas passando pela peneira nº 200 da Análise de Granulometria por Peneiramento e Sedimentação (ASTM), conforme (NBR 7.181/84);
- Limite de Liquidez (LL) maior ou igual a 30 % (conforme NBR 6459/84);
- Índice de Plasticidade (IP) maior ou igual a 15 (conforme NBR 7180/84);
- PH maior ou igual a 7;
- Coeficiente de permeabilidade (k) inferior a 10^{-7} cm/s quando compactado.

Outro parâmetro importante relativo ao comportamento de camadas de aterros é a resistência ao cisalhamento em função das solicitações, cargas pontuais, mudanças de temperatura e ao próprio peso dos resíduos, acarretando no aparecimento de potencial superfície de deslizamento ou ruptura.

Com relação à compactação de solos, Rocca *et al.* (1993), recomendam que as camadas impermeabilizantes de argila, quando forem compactadas, devem seguir as seguintes orientações:

- Camadas compactadas de, no máximo, 20 cm de espessura;
- Umidade em torno da ótima obtida em ensaio de compactação com Proctor normal;
- Densidade de, no mínimo, 95% da densidade máxima obtida no ensaio de compactação Proctor Normal;
- Coeficiente de permeabilidade (k) de no máximo 10^{-7} cm/s.

Para sistemas de coberturas com solos o principal parâmetro considerado é a permeabilidade, pois solo com baixa permeabilidade reduz as possibilidades de contaminação do aquífero. Segundo Daniel (1993), os requerimentos recomendados para alcançar a condutividade hidráulica (k) menor ou igual a 10^{-7} cm/s são:

- Porcentagem de finos (peso seco passante na peneira 200, cuja abertura corresponde a 0,075 mm): $\geq 20\%$, idealmente $\geq 30\%$;
- Porcentagem de pedregulhos (peso seco retido na peneira 4 (abertura de 4,76 mm)): $\leq 30\%$;
- Índice de plasticidade (IP = LL – LP): $\geq 7\%$, idealmente $\geq 10\%$;
- Tamanho máximo de partícula: ≤ 50 mm, idealmente ≤ 25 mm.

Qasin e Chiang, (1994) recomendam que os materiais usados para construção de camadas compactadas de argila em sistemas de cobertura final, que devem ter condutividade hidráulica $\leq 1 \times 10^{-7}$ cm/s, tenham as características seguintes:

- Percentagem de finos: 30 a 50%;
- Índice de plasticidade: 7% a 15%;
- Percentagem de cascalho: 20 a 50%;
- Tamanho máximo de partícula: 25 a 50 mm.

Apesar das observações destes autores não se pode deixar de se citar que para o sistema U.S.C. são considerados solos finos, aqueles que têm mais que 50% de finos passando na peneira 200 onde os tipos principais são os siltosos e argilosos. Estes apresentam baixa compressibilidade ($LL < 50$) e classificados como CL, ML (silte de baixa compressibilidade) e OL (solo orgânico de baixa compressibilidade), (CAPUTO, 1988).

2.5 Solos

A caracterização dos solos é conhecimento indispensável ao pesquisador que deseja aprofundar-se sobre sistemas de coberturas de aterros sanitários. Uma forma de caracterizar os solos para fins geotécnicos é através da classificação de Casagrande, a qual evoluiu para a Classificação Unificada. Esta classificação leva em conta tanto a granulometria dos solos como a sua plasticidade.

Os dados mínimos necessários para tal classificação são: curva granulométrica completa, limite de liquidez e índice de plasticidade. A plasticidade do solo se refere a sua capacidade de moldagem. De acordo com esta capacidade, os solos são ditos plásticos ou não-plásticos. Solos que contêm argila (grãos $< 0,002$ mm) são plásticos, sendo usual associar a plasticidade de solos à presença de argilominerais.

Os solos do tipo argilosos, em geral, apresentam baixas permeabilidades. Devido a essa característica, são frequentemente usados como barreiras naturais e artificiais em sítios de disposição de resíduos, para limitar o escape dos contaminantes, tanto para os lençóis de água como para o solo. Para melhor compreender sua função na impermeabilização dos aterros sanitários, é fundamental conhecer algumas características físicas e físico-químicas fundamentais dos solos, como a massa específica, granulometria e forma dos grãos, plasticidade, umidade, coesão, teor de umidade ótima, entre outros parâmetros geotécnicos importantes.

2.6 Materiais alternativos para uso como cobertura de aterro

As coberturas alternativas diferenciam dos modelos convencionais por apresentarem novas opções de material, inclusive com menor custo, espessura ou número de camadas. O número de camadas ou a espessuras podem variar devido ao material escolhido exercer a função de mais de um tipo de camada, pela avaliação do balanço hídrico do local e ou clima da região, concluindo que determinadas camadas não são necessárias. O intuito de melhorar a eficiência da camada de cobertura em aterros tem despertado o interesse por estudos com materiais alternativos até mesmo com a mistura de vários tipos e texturas de solos e ou materiais diferentes.

Mantas geotêxteis ou plásticas de polipropileno (também chamadas geossintéticas) são utilizadas como coberturas colocadas, no fim da jornada de trabalho e retiradas no dia seguinte para colocação de mais resíduos. Possuem a vantagem de não ocupar o volume que a camada de 15 cm de solo ocuparia, afirmam Mcbean *et al.* (1995). Resíduos da construção civil podem ser utilizados para fazer cobertura diária e intermediária de aterros sanitários, de acordo com Gomes *et al.* e Reichert, (2007). Já, para Lange *et al.* (2006), uma camada de espuma pode ser aplicada com pulverizadores como cobertura, sendo que a mesma pode durar até 40 dias após sua aplicação. A utilização de composto orgânico, segundo Tanthachoon *et al.* (2007), é indicada para camadas de cobertura, pois é realizada, em parte, com resíduos que seriam aterrados, porque tem bom potencial para oxidar metano (quando em condições aeróbias). Rose (2009) afirma, por sua vez, que é preciso que o material esteja bem estabilizado para evitar a geração de maus odores. Também o lodo de estações de tratamento de esgoto (ETE), quando estabilizado e com umidade menor que 50%, pode ser utilizado como cobertura diária em aterros sanitários, é a opinião de Griffin *et al.* (1998).

Teixeira (2002) reitera que o lodo de Indústria de Papel também tem potencial de ser utilizado para esta finalidade, enquanto que Lange *et al.* (2006), acrescenta que o lodo de estação de tratamento de água igualmente pode ser utilizado na cobertura diária e intermediária de aterros sanitários. Dentre outros materiais, há pesquisas como as de Gomes *et al.* (2007) e Quissini, (2009) que indicam possibilidade de cobertura de areia de fundição, e de Mcbean (1995) sobre mistura de resíduos de poda e capina com madeira.

Nota-se, portanto, que existe uma diversidade de resíduos sendo estudados e que alguns já são aplicados na prática. A seguir, detalham-se alguns estudos relacionados a lodos.

2.6.1 Lodos como Material de Cobertura

O lodo de esgoto é empregado como coberturas de aterro corriqueiramente em diversos países como os Estados Unidos, o Canadá, Itália, Noruega, China, Austrália e a África do Sul (Leblanc; Matthews; Richard, 2008). Ele é aplicado para este fim principalmente quando o biossólido (lodo estabilizado e higienizado) não atinge qualidade suficiente para usos mais nobres (ex: agricultura) ou como alternativa estratégica na gestão do lodo. O resíduo em questão pode ser utilizado tanto em cobertura diária/ intermediária quanto em cobertura final, porém, precisa estar previamente estabilizado (reduzido teor de sólidos voláteis) e com umidade inferior a 50% para o primeiro caso e 80% para o segundo. Nas coberturas finais, para se evitar deslizamentos nas encostas laterais, recomenda-se que o lodo seja misturado com solo, aparas de madeira ou cinzas em proporção a ser definida em função da qualidade deste material (solo) e dos parâmetros geotécnicos e agrônômicos requisitados (Griffin et al., 1998).

Hart *et al.* (1993) avaliaram as características geotécnicas de lodo de cal a fim de verificar suas possíveis aplicações em obras de engenharia. O lodo de cal é um resíduo gerado no processo de calcinação da cal. Os autores coletaram 20 amostras diferentes para avaliação e os resultados indicaram que o material é constituído basicamente por cálcio (51,48%), sílica (8,3%), e alumínio (3,24%). Ferro, magnésio e enxofre compõem menos de 3% em peso e a perda ao fogo é de 34,4%. Pode ser classificado pelo sistema unificado de solos como não plástico e silte uniformemente graduado. O lodo de cal tem baixa massa específica, aparente seca máxima e baixa coesividade, propriedades de resistência à compressão não confinada e permeabilidade comparada a dos solos siltosos.

Após caracterização, os autores concluíram que, em estado natural, é inviável o uso em obras de engenharia. Em uma segunda etapa, realizaram misturas de lodo de cal com diferentes percentuais de solos argilosos. Os resultados indicaram que o material misturado com solo argiloso pode ter diversas finalidades, principalmente onde a baixa permeabilidade é requerida, podendo ser aplicado em coberturas diárias de aterros municipais, barreiras hidráulicas e como material estrutural.

Segundo Yanful (1993) e Cabral *et al.* (2000), materiais altamente saturados, com elevada capacidade de retenção de água, reduzem drasticamente a migração de oxigênio. Devido a esta característica, alguns tipos de resíduos, como o resíduo do branqueamento do papel, têm-se demonstrado quase tão impermeáveis quanto os solos argilosos. Há algum tempo, os resíduos da indústria do papel têm sido estudados e utilizados em substituição à argila como selantes na camada superior do sistema de cobertura de aterros sanitários. Este material apresenta, geralmente, baixa condutividade hidráulica e satisfatória capacidade de retenção de água, entre outras características. Estas características dos resíduos de branqueamento levaram alguns pesquisadores a estudar a possibilidade de utilizá-lo como barreira hidráulica de cobertura em aterros sanitários (FLOESS *et al.*, 1995; CABRAL *et al.*, 1996; MOO-YOUN; ZIMMIE, 1996; KRAUS *et al.*, 1997; PANAROTTO *et al.*, 1999; ZIMMIE *et al.*, 2000; CABRAL *et al.*, 2000). Apesar de Moo-Young e Zimmie (1996) terem concluído que sua permeabilidade diminui com o tempo, devido à decomposição da matéria orgânica presente, Cabral *et al.* (2002) detectaram que a degradação bioquímica do material não afeta seu desempenho, indicando a validade do uso de polpa de papel como camada de cobertura final com a função de barreira hidráulica superficial.

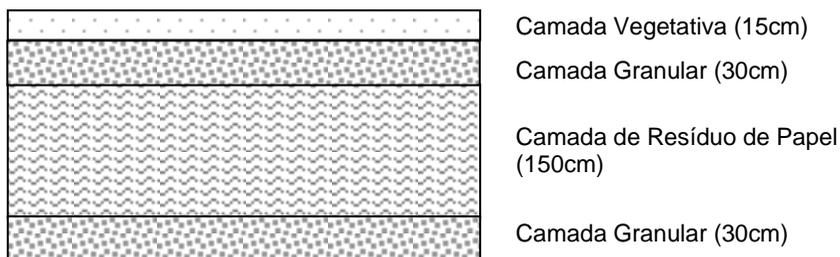
Para Queiroz e Zimmie (1998, *apud* Teixeira, 2002), o primeiro passo importante para o projeto de cobertura de aterro utilizando resíduos de produção de papel é determinar os valores da densidade seca e o teor de umidade a serem utilizados na compactação. Estas características são importantes para se obter a permeabilidade e uma resistência ao cisalhamento adequado. Um dos resultados da pesquisa foi à constatação da redução da resistência ao cisalhamento com o aumento do teor de umidade. Eles indicam uma espessura típica para a camada de resíduo que pode variar entre 0,75m e 1,00m, dependendo do recalque esperado. Eles comentam que as deformações que ocorrem nas coberturas feitas com argila são baixas, de 2% a 3% de sua espessura, enquanto que, para cobertura feita com resíduo de papel, os valores podem alcançar 20% a 35%.

Para promover o adensamento, sugerem que se instale uma camada drenante acima e abaixo da camada de resíduo. Não recomendam a colocação de geomembranas acima da camada de resíduo, pois estas diminuem a velocidade de adensamento e evitam a migração de alguns gases gerados pelo próprio resíduo de papel,

podendo provocar, com isso, a diminuição do valor da tensão efetiva, facilitando a ruptura.

Cabral *et al.* (1996, *apud* Teixeira, 2002) apresentaram dados sobre três aterros no Canadá onde foram utilizados resíduos de papel (aterros de Eutis, Clinton, Mirion). O corte transversal da cobertura, semelhantes para os três aterros, é mostrado no desenho da Figura 8.

Figura 8 - Típico perfil utilizando resíduo de papel



Fonte: adaptado de Cabral *et al.* (1996).

O resíduo estudado por Cabral *et al.* (1996, *apud* Teixeira, 2002) foi utilizado no aterro de Clinton no Canadá, onde a compactação do resíduo de papel foi feita em três camadas de, aproximadamente, 0,40m de espessura, totalizando, perto de 1,2m de espessura de resíduo. O equipamento utilizado para espalhar o resíduo foi uma escavadeira de esteira, sendo que as camadas foram compactadas em três passagens com um trator de roda. Posteriormente, foi medida a condutividade hidráulica de campo e comparada com a de laboratório. Em campo, variou entre $1 \text{ a } 5 \times 10^{-5} \text{ cm/s}$ e a medida em laboratório foi de $2,0 \times 10^{-7} \text{ cm/s}$ aproximadamente. As diferenças foram associadas ao método de laboratório e suas interpretações, além das diferenças entre as amostras de campo e laboratório.

Kim *et al.* (2005) desenvolveram uma tecnologia para o uso de lodo de esgoto em camadas de cobertura de aterros através de sua solidificação com escória de indústrias de aço e cal virgem. A eficiência desta técnica para adequar o resíduo como material de cobertura, denominada pelo autor de CSS (converter slag solidification), foi determinada através de ensaios geotécnicos do lodo solidificado e de análises das características microestruturais por meio de difração de

raios-X (DRX), microscopia eletrônica de varredura (MEV) e de espectrômetro de energia dispersiva de raios-X(EDX). Nesta pesquisa, também foi verificada a eliminação de bactérias do grupo coliforme e examinou-se a presença de metais pesados no lixiviado.

O lodo de esgoto, objeto desta pesquisa, provém das etapas primárias e secundárias de uma estação de tratamento de lodos ativados convencional que utiliza digestão anaeróbica. Ele é estabilizado, desidratado e possui as seguintes características: pH 7,9 – 8,1, 72 a 76% de umidade e 38 a 41% SV/ST. No experimento, elaboraram-se misturas de lodo com cal (5% a 10%) e escória (20% a 40%), a qual possuía dentre outros elementos 38,5% de CaO. Lodo solidificado usando a tecnologia CSS exibiu propriedades geotécnicas adequadas para a substituição de cobertura com solo natural. Análises microscópicas revelaram que o principal produto hidratado na solidificação foi CSH (CaO. SiO₂. nH₂O), que pode desempenhar um papel importante no processo. O processo de solidificação do lodo hidratado, escória e cal eliminaram bactérias e coliformes. Os autores concluíram que lodo de esgoto usando a tecnologia CCS pode ser usado como uma cobertura eficaz de aterros.

Rhew e Barlaz (1995) chegaram a conclusões semelhantes ao testar uma mistura de lodo de esgoto (digerido anaerobiamente e estabilizado com cal (LSS)) e solo natural como material de cobertura. Eles avaliaram o seu efeito sobre a decomposição do lixo e na qualidade dos lixiviados. O experimento consistiu na montagem de 12 reatores preenchidos com 3,2 L de resíduos sólidos urbanos picotados e cobertos com uma camada de 0,8 L. Cada grupo de três reatores tinha uma diferente composição de camada de cobertura, totalizando quatro distintas camadas: uma com 100% de solo; outra com 100% de cal; outra com 70% LSS e 30% de solo; e enfim, uma com 40% LSS e 60% de solo. A produção de metano e de estabilização dos lixiviados foram maiores no reator de cal virgem e nos de lodo estabilizado com Cal (LSS). Ou seja, os lixiviados dos reatores com cal ou LSS foram neutralizados em função da alcalinidade da cal, resultando em aumento na produção de metano.

Esse fenômeno ocorreu porque, na primeira etapa da decomposição anaeróbia (hidrólise e acidogênese) formam-se ácidos que, posteriormente, são transformados em metano, mas são necessárias condições de pH próximo à neutralidade. Dessa forma, a cal fornece alcalinidade demandada nestas transformações. Além disso, o aumento do pH em função do LSS favoreceu a volatilização da amônia pelo stripping e, conseqüentemente, sua redução no lixiviado. Pelo mesmo

motivo, a presença do LSS na cobertura não aumentou as concentrações de $\text{NH}_3\text{-N}$, $\text{PO}_4\text{-P}$, Cd, Cr, Fe, Ni, PB e Zn no lixiviado, porém, houve um ligeiro aumento no Cu atribuível ao LSS.

Os autores concluem que o uso de LSS ou outros resíduos contendo cal usada como material de cobertura de aterros tem o potencial de ser benéfico como uma fonte de material de cobertura barata, como um destino aos resíduos de cal e com um método que acelera a decomposição dos resíduos e melhora a qualidade do lixiviado. No entanto Amoozegar e Barlaz (1995) realizaram investigações paralelas a este trabalho e observaram que a condutividade hidráulica saturada das misturas solo-LSS aumentou com a fração de LSS. Chegaram à conclusão de que a adição de LSS acima de 50% elevou a capacidade de retenção de água nas misturas de solo-LSS, inclusive apresentando diferenças significativas nos índices de plasticidade entre o solo e as misturas solo-LSS.

Lim *et al.* (2002) avaliaram as propriedades de engenharia do lodo de esgoto misturado com cal hidratada, cinzas e loesse (solo encontrado em parte da Europa e na China), em várias proporções. A proporção adequada de mistura foi determinada para manter o pH das misturas superiores a 12,0 por 2h. Testes de laboratório realizados incluíram a análise de partículas, compactação e CBR, MEV e difração de raios X, ensaios de compressão não confinada, ensaio de permeabilidade e teste TCLP. O principal papel da cal é a esterilização de micro-organismos no lodo. A resistência não confinada das lamas modificados por cinzas e loesse satisfaz os critérios para materiais de construção, que foi superior a 100KPA. A permeabilidade de todas as misturas foi de cerca de $1,0 \times 10^{-7}$ cm/s. Testes de extração de componentes perigosos revelaram resultados abaixo dos critérios regulamentados, especialmente para o cádmio, cobre e chumbo. O presente estudo sugere que o uso da cal, cinzas, e solo loesse são uma alternativa para modificar ou estabilizar lodo de tratamento de esgoto como materiais de construção civil.

O uso de resíduo como lodos estabilizados com cal e misturados com solo natural em coberturas de aterros sanitários, como pode ser observado, é objeto de muitas pesquisas científicas e é prática adotada por muitas cidades, principalmente nos EUA. Ao mesmo tempo em que se valoriza um resíduo, minimiza-se a demanda por solo em jazidas naturais.

Entretanto, para o lodo ser aproveitado como camada de cobertura é imprescindível que passe por processo de redução de sólidos voláteis e de umidade. Griffin *et al.* (1998) afirmam que lodo de esgoto

estabilizado e com teor de sólidos de 50%, ou mais, apresenta diversas vantagens quando utilizado como camada diária de cobertura: auxilia no controle de vetores, reduz a emissão de odores, favorece a geração de metano, reduz o potencial de contaminação do solo e, também, a chance de ocorrência de incêndios em aterros sanitários.

Cabe destacar que, qualquer alternativa de cobertura de solo deverá possuir uma eficiência comprovada ao longo do tempo, que deve ser, no mínimo, igual àquela apresentada por camadas convencionais de solo argiloso, considerando, também, os custos envolvidos. Ou seja, para que haja aceitação de um produto resultante da reciclagem, é necessário conhecê-lo muito bem quanto às suas propriedades químicas, físicas e biológicas, bem como a viabilidade econômica de sua produção e utilização.

2.7 Análise Econômica

Para a realização da análise de econômica e financeira de um projeto é necessário primeiramente à obtenção de dados e esclarecimento de alguns conceitos, como forma de estabelecer parâmetros que embasarão o processo da tomada de decisão. Conceitos como o de planejamento financeiro, avaliação de custo, custos ambientais, fluxo de caixa entre outros.

2.7.1 Planejamento financeiro

Segundo Zortea (2002), o planejamento financeiro de um projeto consiste num instrumento útil para se verificar os investimentos necessários, custos e receitas envolvidos. Para a elaboração de um quadro financeiro, segundo Woiler (1996), adota-se normalmente a sequência exposta a seguir:

- Quadro de investimento;
- Quadro de fontes e aplicações de recursos;
- Quadro de projeção dos resultados;
- Fluxo de caixa.

Além do planejamento dos investimentos a serem realizados em um projeto faz-se necessária à programação da fonte monetária para viabilização destes recursos. Estes podem provir de capital de terceiros e/ou próprio, sendo este último a parcela não financiada do projeto (WOILER, 1996).

Os programas de fonte de recursos para o saneamento básico são citados por Kajino (2005), que destaca na implementação de ações relacionadas ao gerenciamento de resíduos sólidos a exigência de consideráveis volumes de recursos financeiros. Segundo o autor, entidades públicas ou privadas, responsáveis por essa atividade dispõem de diversas linhas de financiamento.

Na etapa de projeção de resultados tem-se por objetivo quantificar os resultados do empreendimento, a partir da análise das receitas e dos custos. A projeção das receitas se dá a partir do estudo das características do mercado. Já análise de custos irá mensurar a utilização dos recursos (WOILER, 1996; ZORTEA, 2002).

2.7.2 Avaliação de custos

Custo é definido, em geral, segundo Rudek (2004), como sendo o gasto necessário ao processo produtivo, isto é, o gasto sem o qual não ocorreria o processo de produção. Para Martins (2003, p.25), custo é um “Gasto relativo à um bem ou serviço utilizado na produção de outros bens ou serviços.” Os custos podem ter diversas classificações, dentre elas destacam-se as relacionadas com suas alocações à produtos unitários (custos diretos e indiretos) ou ao comportamento frente ao volume de atividade produtiva (custos fixos e variáveis).

Os custos ambientais são na maioria das vezes de difícil mensuração, mas não por isso menos importante que outros dispêndios e receitas envolvidos num empreendimento.

Os autores colocam como Dano a degradação direta ao meio ambiente como a emissão de resíduos sólidos, líquidos ou gasosos, ou a degradação indireta como o consumo indiscriminado de materiais e energia. Os custos ambientais são então definidos como os “custos incorridos porque ‘existe’ uma má qualidade ambiental ou porque ‘pode’ existir uma má qualidade ambiental”, estando associados à criação, detecção, correção e prevenção da degradação. Pode-se ainda dividir estes custos em: custos de prevenção ambiental, custos de detecção ambiental, custos de falhas ambientais internas e externas (HANSEN e MOWEN, 2003).

2.7.3 Fluxo de caixa

Segundo Hirschfeld (1998), Fluxo de Caixa consiste na apreciação das contribuições monetárias ao longo do tempo, e pode ser representado analítica ou graficamente. O diagrama de Fluxo de Caixa é

a sua representação gráfica e pode facilitar bastante à visualização de um problema envolvendo receitas e despesas que ocorrem em instantes diferentes do tempo. O fluxo pode também ser representado analiticamente na forma de um quadro representativo, onde as saídas são precedidas do sinal negativo (-) e as entradas, podem ser precedidas do sinal positivo (+), conforme convenção matemática estabelecida.

A avaliação de um Fluxo de Caixa tem como objetivo medir o tempo necessário à recuperação do capital investido. Através deste fluxo de caixa verifica-se o desempenho do projeto, e recorrendo à utilização de indicadores é possível avaliar de forma mais apurada o desempenho do projeto, além de permitir a comparação entre alternativas de investimento (ZORTEA, 2002). Dentre os principais indicadores, e que serão focados no estudo em questão estão:

- Taxa Mínima de Atratividade (TMA)
- Valor Presente Líquido (VPL)
- Taxa Interna de Retorno (TIR)
- Payback

A Taxa Mínima de Atratividade está relacionada à necessidade de comparação dos prováveis dividendos que serão proporcionados pelo investimento em uma alternativa de projeto e outros investimentos disponíveis.

Ao se realizar a comparação de quantias investidas e recebidas, é comum se transformar todas as quantias analisadas em valores equivalentes no instante inicial. Segundo Hirschfeld (1998), o Valor Presente Líquido é a somatória algébrica de todos os valores envolvidos nos períodos considerados, reduzidos ao instante inicial a uma determinada taxa de juros comparativa.

A taxa interna de retorno é a taxa de juros que torna nulo o Valor Presente Líquido de um determinado investimento, sendo aplicada a esta taxa que as receitas se tornam exatamente iguais aos dispêndios (HIRSCHFELD, 1998).

O Payback, também chamado de Prazo de Retorno, ou Prazo de Recuperação do Investimento, consiste no número de períodos do fluxo de caixa em questão necessários para igualar o somatório das receitas aos dispêndios, ou seja, o tempo que é preciso para que os benefícios advindos de um investimento cubram seus custos, considerando uma determinada taxa de juros (HIRSCHFELD, 1998).

Estes indicadores compõem métodos de engenharia econômica que serão adotados neste estudo para a comparação das alternativas propostas. Os métodos são nomeados conforme o indicador utilizado como base de análise e são eles:

- Método do Valor Presente Líquido
- Método da Taxa Interna de Retorno
- Método do PayBack

2.7.4 Abordagem econômica da disposição final de resíduos sólidos

A maior dificuldade na administração de um método eficiente de gerenciamento de resíduos sólidos está na falta da previsão dos recursos financeiros. O correto planejamento do orçamento anual deve ser feito a fim de evitar falhas que podem acarretar em muitas consequências indesejáveis, para isto uma avaliação do ciclo de funcionamento é necessária. Segundo Kajino (2005) o ciclo de vida do aterro pode ser dividido em 4 etapas principais: construção, operação, encerramento e manutenção de longo prazo. Para estimativa de custos anuais de operação, considerando que estes variam de acordo com o tipo e porte do aterro, vários itens devem ser levantados. Kajino (2005), apresenta como itens: lançamento de resíduo; cobertura intermediária; monitoramento de água subterrânea, chorume e gás; manejo do chorume; equipamentos e pagamento anual pelo manejo do resíduo. Relacionado aos itens estão os serviços considerados como base de custos: no lançamento de resíduos são considerados a mão-de-obra, equipamentos necessários para compactação do resíduo; transporte, lançamento, e compactação do solo na cobertura intermediária; com relação ao monitoramento estão a coleta de amostra, transporte, e testes de laboratório e de campo; com relação ao manejo deve-se considerar o transporte e tratamento do chorume, bomba para drenagem do poço de chorume e manutenção do tanque; aquisição, manutenção e locação de equipamentos e finalmente quanto ao pagamento anual dos serviços, a base de cálculo deve levar em conta o volume ou peso do resíduo disposto.

Mariot (2007), por sua vez, citando o método de Woiler (1996), sugeriu de forma genérica, quadros contendo itens de investimento que devem ser estudados para que seja elaborada a análise econômica de um aterro sanitário. Os gastos envolvidos na fase de implantação e operação do empreendimento levam em consideração todos os itens de investimentos como pré-operação, terreno, obras, veículos, máquinas e equipamentos para operação, custos de serviços. Na fase de operação entram custos de serviços prestados e administrativos. Para um aterro sanitário já instalado e em funcionamento os investimentos de relevância envolvidos no processo de cobertura foram identificados por Mariot (2007), na elaboração do roteiro de análise econômica do

reaproveitamento do lodo de ETA e ETE como cobertura de aterro sanitário. Na identificação dos gastos pode-se considerar os dá área de investimentos e o de custos. Quanto aos gastos com investimentos tem-se: implantação de uma usina de estabilização, de um galpão para cura e um para armazenamento da cal; compra ou aluguel de equipamentos como caminhão basculante, pá-carregadeira, retroescavadeira e trator. Quanto aos custos: mão de obra para o processo de estabilização, mistura com argila e cobertura; matéria-prima sendo elas a cal, a argila e os lodos; transporte interno e externo; diesel para veículos e máquinas; manutenção de veículos e equipamentos e da área; água para consumo humano, higiene e limpeza; energia elétrica; entre outros.

Segundo Hamada (2000) apud Kajino (2005), para atender a padrões ambientais pode haver custos adicionais caso um sistema de manejo de resíduos não seja arquitetado priorizando a preservação ambiental. De acordo com o autor não há um método único de processamento ou disposição de resíduos que abranja todos os materiais de forma ambientalmente sustentável, para que tal seja possível se faz necessário o uso de diferentes opções, sempre buscando alternativas de recuperação de materiais. A utilização de qualquer opção antes do aterro pode valorizar partes significativas do fluxo de resíduo, reduzindo volume ocupado e potencial impacto ambiental.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

A construção do modelo metodológico da presente pesquisa leva em consideração fatores ambientais e técnicos como:

- A problemática relativa à patogenicidade dos lodos de ETE;
- A possibilidade de ocorrência de teores elevados de metais;
- As propriedades físicas do material, na ótica da mecânica dos solos e que influenciam na sua função de material de cobertura de aterros;
- A viabilidade econômica da utilização do produto.

Para uma melhor aproximação dos fatores acima descritos, desenvolveu-se uma abordagem metodológica dividida em cinco etapas:

- **Etapa 1 - Amostragem e caracterização:**

- Lodo de ETA;
- Lodo de ETE;
- Solo natural.

- **Etapa 2- Estabilização alcalina de LETA e LETE:**

- Composição de diferentes misturas dos lodos com estabilizante alcalino;
- Monitoramento de parâmetros ambientais;
- Avaliação ambiental do comportamento das diferentes composições e seleção dos melhores resultados.

- **Etapa 3 - Avaliação e adequação geotécnica do material estabilizado:**

- Pré-avaliação do material estabilizado quanto às propriedades físicas relacionadas à mecânica dos solos;
- Adequação das propriedades mecânicas do material às necessidades para uso como solo de cobertura de aterros, através de misturas com solo natural;
- Avaliação e escolha do material que apresentou melhor desempenho.

- **Etapa 4 – Experimento de simulação: Avaliação do comportamento da mistura selecionada como cobertura de aterro sanitário**

- Monitoramento e Avaliação da composição do lixivado gerado.

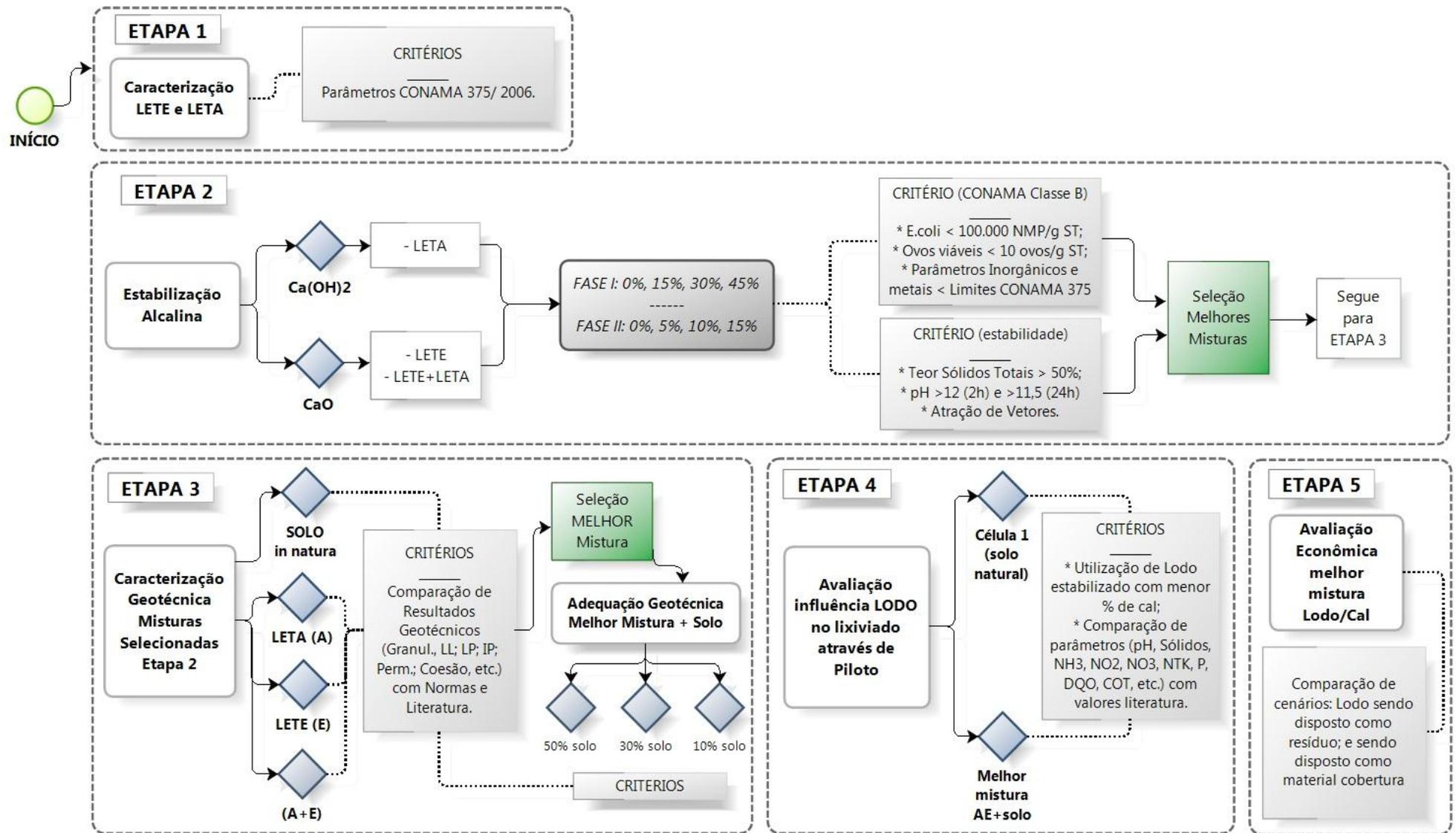
- **Etapa 5 - Avaliação econômica da técnica proposta.**

- Análise econômica do uso do material selecionado segundo proposta de investimento pré-determinada.

A seqüência dos métodos adotados para cada etapa pode ser visualizada no fluxograma da Figura 9.

Os procedimentos analíticos estão abordados detalhadamente neste capítulo. Os testes e análises foram realizados em vários laboratórios da Universidade Federal de Santa Catarina: Laboratório de Esquistossomose (Departamento de Biologia), Laboratório de Mecânica dos Solos (Departamento de Engenharia Civil), Laboratório Integrado de Meio Ambiente e Laboratório Experimental de Pesquisas em Resíduos Sólidos (Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental), e Laboratório de Solos da Companhia Integrada de Desenvolvimento Agrícola de Santa Catarina (CIDASC).

Figura 9 – Metodologia



3.1 Etapa 1: Amostragem e caracterização dos materiais

Através de contato com empresas responsáveis pelo tratamento de água e esgoto de Florianópolis, realizou-se uma avaliação dos sistemas em funcionamento considerando, em primeiro lugar, a importância do processo de estabilização e desidratação do lodo e, em segundo, à distância para transporte ao experimento na UFSC. Desta forma, optou-se por coletar lodo de tratamento de água e esgoto do sistema de tratamento do Balneário de Jurerê Internacional. Nestas estações, os sistemas apresentavam-se em completo funcionamento, além de estarem localizadas na mesma área física, facilitando as coletas. As demais estações pesquisadas no período encontravam-se com problemas em alguma etapa do tratamento, não garantindo uma torta com o teor de sólidos desejável, outras não tinham uma localização favorável.

A empresa HABITASUL é responsável pela captação, tratamento e abastecimento de água, coleta e tratamento de esgotos, assim como, o destino dos sólidos gerados nas estações. Os sistemas localizam-se no Balneário, na área litorânea norte da Ilha de Florianópolis.

Conforme Habitasul (2009), o manancial de captação encontra-se a 600 metros da ETA, é caracterizado como um lago que é abastecido pelas águas pluviais. Possui volume aproximado de 54.000 m³, de onde é captada a vazão de 40 L/s. Além deste manancial são utilizadas ponteiros instaladas no entorno da ETA para captação das águas do lençol freático que possuem uma capacidade aproximada de 15 L/s. O lago de captação é monitorado mensalmente e avaliado quanto aos parâmetros de potabilidade e cianobactérias. A ETA tem capacidade de tratamento de 115 L/s (HABITASUL, 2009). O sistema de tratamento da fase líquida é do tipo convencional composto por pré-tratamento, tratamento secundário e terciário. Fase sólida sofre apenas desidratação. No são apresentadas de maneira resumida as etapas de tratamento da ETA de Jurerê Internacional.

Quadro 6 - Etapas de tratamento da ETA de Jurerê Internacional

Tratamento Fase Líquida	Pré-tratamento	Torre de aeração
		Calha Parshall (medição de vazão)
	Tratamento Secundário	Floculadores
		Decantador lamelar
Filtração		
Tratamento terciário	Desinfecção com hipoclorito de sódio	
Desaguamento e Destino Final da Fase Sólida	Desidratação	Leitos de secagem
	Destino final	Aterro sanitário licenciado

Com relação à origem do lodo de esgoto segundo Habitasul (2010), a ETE tem capacidade teórica para 5.000 habitantes. O tratamento da fase líquida do esgoto é realizado em 3 etapas: preliminar, secundário e terciário. A fase sólida recebe desidratação. No Quadro 7 são apresentadas de maneira resumida as etapas de tratamento da ETE de Jurerê Internacional.

Quadro 7 - Etapas de tratamento da ETE de Jurerê Internacional

Tratamento Fase Líquida	Tratamento Preliminar	Gradeamento
		Desarenação gravimétrica
	Tratamento Secundário	Lodos ativados aeração prolongada por batelada
		Decantador secundário
Tratamento terciário	Desinfecção do Efluente	
Desaguamento e Destino Final da fase sólida	Desidratação	Leitos de secagem
	Destino final	Aterro sanitário licenciado

Os lodos gerados tanto na ETA como na ETE após descarte e processo de desidratação nos leitos de secagem são recolhidos por empresa contratada e encaminhados para destino final em aterro sanitário. Este processo pode ser observado na fotografia da Figura 10.

Figura 10 - Local de coleta dos lodos: (a, b) leito de secagem de lodo de ETA, (c, d) leito de secagem do lodo de LETE



O solo natural foi extraído de uma jazida próxima à Florianópolis, no município de Governador Celso Ramos. Esta jazida fica na mesma área onde é extraído o solo de cobertura do Aterro Sanitário de Biguaçu, aterro este que recebe os resíduos da região de Florianópolis. Foi contratada uma empresa da região que faz transporte de terra para realizar a extração e transporte do solo até o local do experimento. A extração foi realizada cerca de 60cm abaixo da camada superficial.

O solo selecionado para esta pesquisa teve as seguintes finalidades: na etapa 3 foi usado como aditivo nas misturas de lodo para melhorar suas propriedades geotécnicas e, na etapa 4, foi testado como material de cobertura em uma das células do experimento, a fim de comparar resultados do material alternativo com o de uso convencional.

A amostragem dos resíduos foi realizada conforme a NBR 10.007, Amostragem de Resíduos (ABNT, 2007). Os lodos foram caracterizados quanto a parâmetros biológicos e físico-químicos relacionados à mecânica dos solos.

3.1.1 Caracterização do lodo de ETA e ETE

A caracterização dos lodos teve como objetivo principal conhecer os riscos sanitários e ambientais, como o grau de patogenicidade do lodo de ETE, a concentração de metais no lodo de ETA e ETE, a variação do pH e o comportamento quanto aos sólidos no processo de estabilização. Buscou-se também, verificar a classe dos resíduos de acordo com a NBR 10.004 - Resíduos Sólidos – Classificação (ABNT, 2004). Desta forma, com base nos elementos pesquisados em artigos de caracterização de lodos, na Resolução 375/2006 do CONAMA e na viabilidade laboratorial disponível à realização da pesquisa, foram realizadas as análises apresentadas no Quadro 8. A amostragem foi realizada conforme NBR 10007 - Amostragens de Resíduos - Procedimentos (ABNT, 2004).

Quadro 8 – Parâmetros e métodos de análises da caracterização do lodo de ETE e ETA

Parâmetros	Método de análise
PH	Potenciométrico ¹
ST, SF, SV	Gravimétrico – (SM 2540B, E)
Umidade	Secagem a 103-105°C – SM 2540 B (APHA, 1998)
DQO	Colorimétrico - Refluxo Fechado – (SM 5220D)
COD	Método NPOC – Carb. Org. Não-Purgável (SM 5310A)
Escherichia Colli	Tubos múltiplos (APHA, 2005)
Ovos de Helmintos	Sedimentação espontânea (Hoffman e Ritchie) ²
Ferro	Standard Methods 3030, 3030C, 3030D, 3030F, 3010B, 3010C, 3020B, 3110, 3111. (APHA, 2005).
Alumínio	“
Cálcio	“
Zinco	“
Magnésio	“
Cádmio	“
Chumbo	“
Cobre	“
Cromo total	“

¹ I.N. n° 28 julho de 2007 (BRASIL, 2007), ² Cimerman, B. & Cimerman (1999).

Considerações sobre a análise de alguns parâmetros:

Para avaliar a segurança ambiental e sanitária do processo proposto, o controle de patógenos foi realizado através da análise de coliformes termotolerantes e ovos de helmintos. Os coliformes termotolerantes são objeto de recomendação da resolução 273/06 do CONAMA, pertencem a um dos grupos de bactérias entéricas, o principal componente deste grupo é a *Escherichia coli* (*E. coli*). A questão dos helmintos na estabilização alcalina esta ligada a viabilidade dos ovos, a elevação do pH inviabiliza os ovos depois de certo tempo, mas os ovos continuam no lodo.

Para análise dos coliformes termotolerantes foi usado o método Colilert – Substrato Cromogênico Definido marca IDEXX Quanti-Tray. Que identifica tanto os coliformes termotolerantes (também conhecido como fecais), como os coliformes totais. Neste método, os dois nutrientes indicadores (ONPG e MUG) são as principais fontes de carbono e, metabolizados pelas enzimas β -D- Galactosidase e β -D- Glucoronidase, identificam as bactérias coliformes totais e fecais, respectivamente. Os coliformes metabolizam o ONPG e, com isto, a amostra marron passa à amarela, enquanto que os coliformes fecais utilizam MUG para gerar fluorescência quando a amostra é exposta à luz UV. O Método é aprovado pela Agência de Proteção Ambiental Americana (EPA) e está incluído no Manual de Métodos Padronizados (*Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*). O resultado é expresso em NMP em 100ml.

As análises de ovos de helmintos foram realizadas por dois métodos: Ritchie e Hoffman. O método de Hoffman é o mais utilizado na pesquisa de cistos de protozoários e ovos de helmintos, no entanto, o método de Ritchie deve ser testado, pois, permite visualizar melhor as amostras como as de lodo, por usar éter e formol que dissolve e captura as gorduras, deixando a amostra mais limpa.

3.1.2 Caracterização dos solos

Os ensaios geotécnicos para caracterização do solo natural foram realizados de acordo com o Quadro 9. A preparação das amostras de solo seguiu a orientação da NBR 6457: Amostras de Solo – Preparação para Ensaio de Compactação e Ensaio de Caracterização (ABNT, 1986). Conforme prescreve a norma, a amostra deve ser seca previamente ao ar, espalhando-se a amostra sobre uma superfície, para

retirar o excesso de umidade. Após secagem, deve-se destorroar a amostra e peneirar conforme ensaio a executar.

Quadro 9 - Métodos de ensaios para caracterização do solo

Ensaio	Método
Análise Granulométrica	NBR 7181/1984
Limite de Liquidez	NBR 6459/1984
Limite de Plasticidade	NBR 7180/1984
Massa específica dos grãos	NBR 6508/1984
Compactação	NBR 7182/1986
Permeabilidade - Carga Variável	NBR 14545/2000
Expansibilidade – Índice Suporte Califórnia	NBR 9895/1987
Cisalhamento Direto	ASTM D3082-79

3.2 Etapa 2: Processo de estabilização alcalina

O tratamento do Lodo é fundamental para minimizar os riscos de contaminação pela presença de organismos patogênicos, reduzir possíveis odores e promover a remoção da umidade (FERNANDES,1999). O processo de estabilização adotado para tratar os lodos desta pesquisa foi a estabilização química com cal virgem em estufa agrícola. Técnica similar foi adotada por Comparini (2001) e por Lima (2010). A secagem e a higienização do lodo, por este processo, ocorrem basicamente pela:

1. Elevação da temperatura em função da reação exotérmica entre o cal e a água;
2. Aumento do pH a valores próximos a 12;
3. Formação de amônia gasosa e
4. Redução da umidade.

A estufa possibilita a aceleração da secagem devido ao calor interno, desidratando-o e reduzindo, conseqüentemente, o volume do lodo além da eliminação de patógenos. Conforme Bonnet, Lara e Domaszak (2000), Dumontet *et al.* (2001), e Yeager e O'Brien (1983, *apud* COMPARINI, 2001), a eliminação de organismos patogênicos é conseguida com a diminuição da umidade e que com teor de ST acima de 90%.

Por falta de uma legislação que oriente este processo para uso como cobertura de aterro, o processo de caleação foi feito com base na

Resolução 375/2006 do CONAMA (BRASIL, 2006) a qual define as diretrizes para a utilização de biossólidos na agricultura. Esta especifica que, no processo de higienização do lodo de esgoto, a porcentagem de cal (com relação aos ST do lodo) deve ser suficiente para elevar o pH a valores próximos a 12 por um período mínimo de 2 horas e manter acima de 11,5 por mais 22 horas.

Considerando as observações acima, a metodologia de estabilização alcalina proposta foi desenvolvida levando em consideração que:

- Pretende-se alcançar resultados aproximados aos critérios de higienização recomendados para biossólidos classe B, segundo Resolução do CONAMA nº 375/2006 (BRASIL, 2006), uma vez que o material não tem objetivo de uso agrônômico sendo usado não sobre o solo, mas sobre resíduos urbanos.
- Reduzir os custos do processo testando percentuais de estabilizante menores que os indicados para uso agrônômico. Considerando ainda, que os percentuais indicados na literatura serem somente para estabilização de lodo de ETE, que apresentam altas concentrações de coliformes, o que já não acontece com o lodo de ETA.
- Focar a escolha do produto final naquele que resultar da mistura dos dois tipos de lodo estudados, LETE e LETA, mesmo que misturas com um tipo só de lodo atendam aos critérios anteriores. Desta forma, possibilita-se o aproveitamento de dois tipos de resíduos de saneamento e a produção de um volume maior de material de cobertura, uma vez que a estabilização de um só tipo de lodo (ETE ou ETA) gerado na região, pode não atender a demanda do aterro ao qual será destinado. No entanto, foram analisados os materiais estabilizados separadamente, para possibilitar uma melhor avaliação dos resultados.

Desta forma a estabilização consistiu em determinar a melhor proporção testando composições de:

- Alcalinizante + LETE;
- Alcalinizaste + LETA;
- Alcalinizaste + LETA + LETE.

A partir da literatura consultada, os percentuais indicados para higienização do lodo são de 15% a 70% quando o objetivo do uso é agrícola (FERNANDES, 1999; ANDREOLI; SPERLING;

FERNANDES, 2001; LIMA, 2010). Partindo das condições expostas sobre o processo, foram definidas as razões de misturas apresentadas a seguir. O estudo foi realizado em duas Fases.

3.2.1 Fase II

Foi, realizada a mistura dos dois resíduos LETA e LETE, a fim de se possibilitar três opções de reaproveitamento destes resíduos de saneamento, ou seja:

a) o lodo de ETE sendo reaproveitada sozinho - amostra E0 (significando E de esgoto e '0' de zero por cento de estabilizante);

b) o lodo de água sendo usado sozinho - amostra A0 e;

c) misturas de partes iguais de lodo de ETA mais lodo de ETE - amostra AE0.

Misturou-se, então, estes três tipos de resíduos com o estabilizante. Foram feitas três misturas com cada tipo de resíduo, adicionando-se diferentes percentuais de álcali: 0%, 15% , 30% e 45%. Ao todo, foram monitoradas 12 amostras conforme é apresentado no Quadro 10.

Quadro 10 - Identificação, razões de mistura e percentuais resíduo /estabilizante da Fase I

Identificação das misturas	Razão	% de cada componente		
	LODO/ Estabilizante	LETE	LETA	Estabilizante
AO	1:0	0	100	0
A15	1:0,18	0	85	15
A30	1:0,43	0	70	30
A45	1:0,82	0	55	45
E0	1:0	100	0	0
E15	1:0,18	85	0	15
E30	1:0,43	70	0	30
E45	1:0,82	55	0	45
AE0	1 :1:0	50	50	0
AE15	1:1:0,35	42,5	42,5	15
AE30	1:1:0,86	35	35	30
AE45	1:1:1,64	27,5	27,5	45

3.2.2 Fase II

Após análise das amostras estabilizadas, se observou que, de acordo com os resultados da análise ambiental e o objetivo da pesquisa, poder-se-ia utilizar quantidades menores de estabilizante. Desta forma, realizou-se, dentro desta etapa, um segundo processo de estabilização denominado de II. Foram feitos, nesta fase, novas misturas com 0%, 5%, 10% e 15% de estabilizante conforme é apresentado no Quadro 11.

Quadro 11 - Identificação, razões de mistura e percentuais resíduo /estabilizante da Fase II

Identificação das misturas	Razão	% de cada componente		
	LETE/ LETA/ Estabilizante	LETE	LETA	Estabilizante
AO	1:0	0	100	0
A5	1:0,05	0	95	5
A10	1:0,11	0	90	10
A15	1:0,18	0	85	15
E0	1:0	100	0	0
E5	1:0,05	95	0	5
E10	1:0,11	90	0	10
E15	1:0,18	85	0	15
AE0	1:1	50	50	0
AE5	1:1:0,11	47,5	47,5	5
AE10	1:1:0,22	45	45	10
AE15	1:1:0,36	42,5	42,5	15

3.2.3 Observações quanto às misturas

Os percentuais de mistura dos resíduos foram calculados em função do teor de sólidos totais, ou seja, do peso da matéria seca e não da amostra bruta. A determinação do percentual em peso das misturas foi calculada após a coleta e determinação de sólidos e umidade das amostras de LETE e LETA.

A estabilização foi realizada com dois estabilizantes: a cal virgem (CaO), para as misturas que contém LETE, pela necessidade de

higienização em função dos coliformes e a cal hidratada (CaOH)², para o LETA, por não haver necessidade de higienização. A cal virgem escolhida para o experimento foi a cal virgem comum, por ser o produto mais indicado para se aplicar em lodos de esgoto já na sua fase sólida, em função da sua capacidade de reagir com a água e liberar calor auxiliando na higienização (PINTO, 2001). As características físico-químicas da cal virgem, informadas pelo fabricante (Cal Cem Indústria de Minérios LTDA.), são apresentadas no Quadro 12.

Quadro 12 - Caracterização cal virgem

ENSAIOS QUIÍMICOS	UNID.	VALOR	LIMITES		
			CV-E	CV-C	CV-P
Perda ao Fogo (PF)	%	4,8	-	-	-
Resíduo Insolúvel (RI)	%	2,3	-	-	-
Óxido de Cálcio (CaO)	%	54,5	-	-	-
Óxido de Magnésio (MgO)	%	37,1	-	-	-
Óxidos Totais (CaO + MgO)	%	96,2	≥90,0	≥88,0	88,0≥
Carbono Total (CO3 t)	%		-	-	-
Anídrido Carbônico (Co2)	Fábrica	1,7	≤6,0	≤12,0	≤12,0
	Depósito		≤8,0	≤15,0	≤15,0
Água Combinada	Fábrica	3,1	≤3,0	≤3,5	≤3,0
	Depósito		≤3,6	≤4,0	≤3,6
(a) CH-I e CH-II: Limite CO2: 5,0% na fábrica e <7,0 no depósito					
(b) CH-III: Limite CO2: ≤13,0% na fábrica e <15 no depósito					
ENSAIOS FÍSICOS	UNID	VALOR	LIMITES		
			CV-E	CV-C	CV-P
Granulometria #18 (1,00 mm)	%	1,1	≤2,0	≤5,0	≤85,0
Granulometria #50 (0,30 mm)	%	18,5	≤15,0	≤30,0	-
Massa específica	g/cm3	nd	-	-	-
Umidade	%	nd	-	-	-

nd = não determinado; abl = abaixo do limite de detecção; na = não se aplica; CV-E: Cal Virgem Especial; CV-C: Cal Virgem Comum; CV-P: Cal Virgem em Pedra.

Fonte: Cal Cem Indústria de Minério Ltda.

Para o lodo de estação de tratamento de água, a utilização de cal hidratada é suficiente para elevar o pH e precipitar os metais presentes. Os metais pesados precipitam sob a forma de hidróxidos pela adição da base, dentro de um intervalo específico de pH.

3.2.4 Condições de realização do processo

A realização do processo seguiu algumas condições quanto ao tipo de misturador, tempo de mistura, recipiente de estabilização, tempo de estabilização e local de estabilização:

a) Misturador:

O processo de mistura pode ser mecânico ou manual. Nesta pesquisa, foi utilizado um processo mecânico. O equipamento empregado foi um misturador forçado de eixo horizontal apresentado na fotografia da Figura 11. Este tipo de misturador é destinado ao preparo e dosagem de argamassas em geral, com agregados de até 6 mm. Sua capacidade útil é de 110 litros. De acordo com Andreoli *et al.* (2001), o uso de misturador tipo betoneira para a mistura do lodo com a cal é mais indicado do que a mistura manual, realizada de forma semelhante à confecção de argamassa na construção civil, pois garante uma mistura mais homogênea. Segundo os autores, não é aconselhável encher demasiadamente a cuba. Em um dos seus experimentos, adicionou-se, em uma betoneira média, uma quantidade aproximada de 80 Kg de lodo mais cal, na proporção escolhida, ocupando aproximadamente 40% do espaço interno da betoneira.

b) Tempo de mistura:

Foi realizado teste de mistura para verificar a homogeneização do álcali à massa. Segundo Andreoli *et al.* (2001), a mistura deve ser realizada por, no mínimo, três minutos, ou quando a cal estiver visivelmente homogeneizada à massa. Depois da realização de testes visuais, adotou-se o tempo de mistura igual há 12 minutos.

c) Recipiente de estabilização:

Após realização da mistura do álcali ao resíduo, o produto era retirado, abrindo-se uma portinhola que fica no fundo do misturador, caindo diretamente em uma caixa posicionada abaixo da portinhola. Em seguida a caixa era levada para a estufa, onde acontecia o processo de estabilização.

Figura 11- Misturador de eixo horizontal

d) Local de estabilização :

Para acelerar a eficiência do processo, as misturas foram submetidas à secagem e estabilização em estufa do tipo agrícola. A estufa agrícola construída para a pesquisa possui 4,0 m de largura, 6,0 m de comprimento e 2,5 m de altura, no ponto mais alto da curvatura. Não foi necessário impermeabilizar o solo, pois o material foi acondicionado nas caixas de fibra de vidro citadas anteriormente, evitando a perda de umidade e a contaminação do solo. Nas laterais da estufa, foi fixada uma tela, tipo mosquiteiro, possibilitando ventilação dentro da estufa sem que ocorra a atração de vetores. A cobertura foi revestida com lona plástica translúcida, para possibilitar penetração da radiação solar e evitar a entrada da água da chuva. A lona plástica, que vinha da cobertura, seguia até o chão sem ser fixada nas laterais. Elas funcionavam como cortinas, que podiam ser suspensas, enrolando-as e fixando-as numa alça, ou, desenroladas, podiam ser fixadas no solo em posição diagonal, permitindo ventilação. Elas ficavam enroladas nos momentos de coleta e reviramento de amostras, mas permanecia fechado o resto do tempo. A estufa é apresentada na fotografia da Figura 12.

Figura 12 - Estufa agrícola - local da estabilização alcalina



Para acompanhar todo processo de estabilização, foi realizado monitoramento conforme Quadro 13, onde são apresentados os parâmetros e a frequência de monitoramento da etapa 2.

Os valores de pH foram observados durante todo o período de tratamento dos experimentos, sendo os primeiros registros realizados no momento da mistura do lodo com a cal, 2 horas e 24 horas após, e os demais registros realizados durante as coletas das amostras, a cada 7 dias. Também foi observada a atratividade visual de vetores.

Com o objetivo de avaliar a eficiência da retenção dos metais por estabilização alcalina, foi realizada, nesta etapa, a extração dos metais das amostras pelo método de lixiviação NBR 10005: Ensaio de lixiviação (ABNT, 2004). O ensaio de lixiviação simula uma extração natural no meio ambiente em condições ácidas. Esta análise foi realizada após o término do período de estabilização e os resultados comparados com os valores da amostra bruta de LETA e LETE.

Quadro 13 - Parâmetros de monitoramento da Etapa 2

Parâmetros	Frequência de monitoramento (dias)	Parâmetros	Frequência de monitoramento (dias)
Ferro	Aos 30 e 90	pH	2x/semana
Alumínio	Aos 30 e 90	Escherichia Coli	14
Níquel	Aos 30 e 90	Ovos de Helminthos	14
Cálcio	Aos 30 e 90	Sólidos Totais	1x/semana
Zinco	Aos 30 e 90	Sólidos Fixos	1x/semana
Manganês	Aos 30 e 90	Sólidos Voláteis	1x/semana
Cádmio	Aos 30 e 90	COD	1x/semana
Chumbo	Aos 30 e 90	DQO	1x/semana
Cobre	Aos 30 e 90	Umidade	1x/semana
Cromo total	Aos 30 e 90	Temperatura	2x/semana

3.3 Etapa 3: avaliação e adequação geotécnica do material estabilizado

Esta etapa realizada fazendo-se primeiramente uma m avaliação geotécnica das misturas e de acordo com a necessidade ou não uma adequação geotécnica baseada na mistura com um solo natural.

3.3.1 Avaliação geotécnica do material estabilizado

O objetivo desta fase foi verificar as características das misturas sob o ponto de vista da mecânica dos solos após o processo de estabilização, comparando com aquelas características indicadas para solos de cobertura de aterros sanitários. Estas propriedades não estão muito claras na literatura. Alguns autores apresentam algumas especificações para camada de base, outros para cobertura e alguns, simplesmente, citam condições para impermeabilização, não especificando se para base ou cobertura. Baseando no levantamento bibliográfico sobre características geotécnicas das coberturas de aterros, apresentado no capítulo 3, reuniram-se estas informações e, com base nelas, determinou-se os parâmetros de avaliação apresentados no Quadro 14, que mostra um resumo das características mais relevantes recomendadas para materiais usados na construção de camadas de cobertura e de base de aterros sanitários apresentados por diferentes autores.

Quadro 14 - Características de solos adequados a impermeabilização de aterros sanitários

Referências			
Rocca et al. (1993)	Daniel (1993)	Qasin e Chiang (1994)	NBR 13896 (ABNT, 1997)
$k \leq 10^{-7}$ cm/s	$k < 10^{-7}$ cm/s	$k \leq 10^{-7}$ cm/s	* $k < 5 \times 10^{-5}$ cm/s
Classificação SUCS (CL, CH, SC ou OH)	% Retido na #4 < 30%	% Retido na #4 < 50%	-
% Passante na #200 > 30%	% Passante na #200 > 20%	% Passante na #200 > 30%	-
LL > 30%	-	-	-
IP ≥ 15%	IP > 7%	IP 7% a 15%	-

Nota-se que os parâmetros mais considerados pelos autores são: permeabilidade; percentual de finos; percentual de cascalhos; e índice de plasticidade. Estes foram os parâmetros principais considerados na avaliação do material estabilizado quanto às características relacionadas à mecânica dos solos. O 5º parâmetro é a classificação SUCS, considerada importante por Rocca (1993), por propiciar uma classificação das misturas de lodo estabilizado ao sistema unificado de classificação de solos.

Esta etapa foi aplicada aos materiais estabilizados selecionados como material de melhor desempenho ambiental e com menor percentual de alcalinizante. Os ensaios realizados estão apresentados no Quadro 6.

3.3.2 Adequações geotécnicas necessárias à cobertura de aterros

Com o objetivo de melhorar as características geotécnicas do material selecionado na etapa anterior e procurando aproximá-lo das características de materiais de cobertura apresentadas na literatura, foram realizadas misturas com solo natural para possibilitar a adequação geotécnica. O solo usado é o apresentado na etapa 1 da metodologia – caracterização dos materiais usados na pesquisa. A amostra AE15, selecionada na etapa anterior conforme resultados apresentados no capítulo 5, foi misturada ao solo em diferentes porcentagens: 10, 30 e 50% de solo natural. Estes percentuais foram adotados baseados na literatura, resultando na seguinte composição apresentada no Quadro 15.

Quadro 15 - Composição das misturas da amostra AE15 + Solo natural

Nomenclatura	%AE15	% Solo natural
AE15+10	90	10
AE15+30	70	30
AE15+50	50	50

Para se obter a caracterização dos materiais, foram realizados os mesmos ensaios descritos no Quadro 5. Realizados os ensaios, foram selecionadas as melhores misturas considerando todos os critérios ambientais e técnicos até então avaliados.

3.4 Etapa 4: Avaliação em piloto experimental

Com o intuito de simular o uso do material selecionado na etapa anterior como material de cobertura de aterro sanitário, construiu-se um piloto simulando uma célula de aterro sanitário. O objetivo foi verificar se o lixiviado gerado sofreria alterações significativas nas suas características, considerando a composição de um lixiviado gerado em um aterro de cobertura tradicional. Foram construídas duas células iguais, denominados reator 1 (R1) e reator 2 (R2). Na R1, foi usado como material de cobertura a amostra AE15 + 50% Solo, (selecionada na etapa anterior conforme resultados apresentados no capítulo 5), e na R2, solo natural, apresentado na etapa 1 da metodologia – caracterização dos materiais usados na pesquisa.

O estudo foi realizado na área de experimentação do Laboratório de Pesquisas em Resíduos Sólidos (LARESO), do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (ENS), da Universidade Federal de Santa Catarina, (UFSC), a fotografia da Figura 13 apresenta a localização da área de experimentação.

Figura 13 - Localização da área experimental



Fonte: Google Maps,

3.4.1 Descrição do Piloto da Célula de Aterro

A construção do piloto experimental observa o mesmo princípio construtivo e funcional de uma célula de aterro sanitário. Chamamos a célula de reator. Cada reator foi construído em material acrílico, com lâminas de 8 mm de espessura. Cada célula tem 0,78 m de largura, 0,55 m de altura e 0,50 m de comprimento. O fundo da célula é inclinado em forma de V, para facilitar o escoamento do percolado, sendo que no final das bases inclinadas eles se encontram formando uma canaleta em forma de U. Este formato foi projetado com o objetivo de direcionar o percolado que se formará. Chegando na canaleta será recolhido por uma mangueira e coleta por uma torneira adaptada no final da mangueira. A célula foi projetada para ficar apoiada sobre uma mesa construída de forma a encaixar o fundo. A célula em funcionamento foi fechada com uma tampa para evitar a evaporação. Estes aspectos construtivos estão representados no desenho da Figura 14 e fotografia da Figura 15.

Figura 14 – Desenho esquemático do piloto da célula de aterro (dimensões em cm)

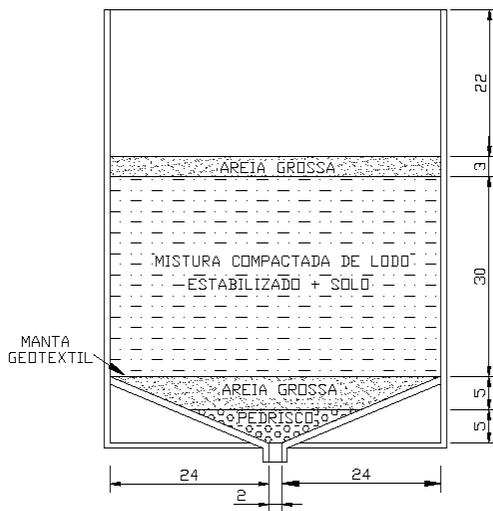
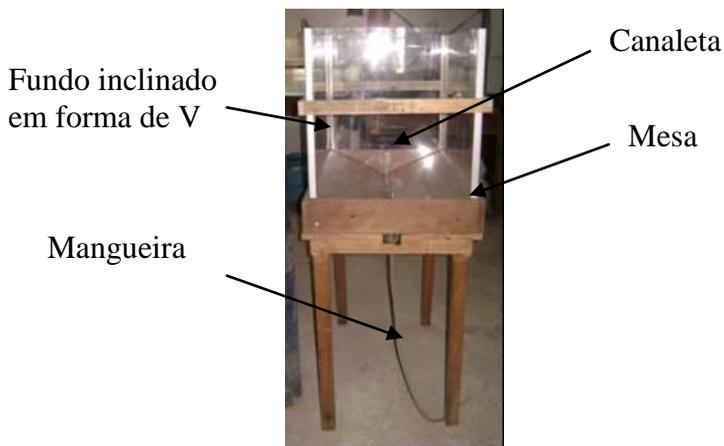


Figura 15 - Piloto experimental de célula de aterro



3.4.2 Resíduo Sólido Urbano utilizado

O resíduo sólido urbano (RSU) utilizado no piloto foi obtido, através da empresa de coleta de resíduos de Florianópolis, a Companhia de Melhoramentos da Capital (COMCAP), que autorizou a coleta da amostra no Centro de Transferência de Resíduos (CTReS). De acordo com o cronograma de trabalho, optou-se por utilizar os resíduos da localidade de Canasvieiras onde a coleta é realizada segunda, quarta e sexta-feira e o coletor, na primeira viagem, chega, às 09h00min h no CTReS. O trabalho com o RSU na construção do piloto seguiu as seguintes etapas:

- Determinação da quantidade de resíduo a ser coletada;
- Coleta do RSU na estação de transbordo da COMCAP;
- Determinação gravimétrica;
- Adequação do tamanho dos materiais que compõe o resíduo ao tamanho da célula;
- Recomposição da gravimetria e pesagem para cada célula;
- Preenchimento das células.

Coletou-se 110,00 Kg de resíduos. Determinou-se que a célula receberia uma camada de resíduo de 0,30m de altura, com uma densidade de 0,4 kN/m³. Considerando as dimensões da célula: 0,30m x 0,50m x 0,785m e o volume de 0,117 m³, a quantidade de resíduo necessária foi de 47,20Jg.:

$$\begin{array}{l} 400 \text{ Kg} \text{ ————— } 1,00\text{m}^3 \\ X \text{ Kg} \text{ ————— } 0,117\text{m}^3 \\ X = 47,00 \text{ Kg} \end{array}$$

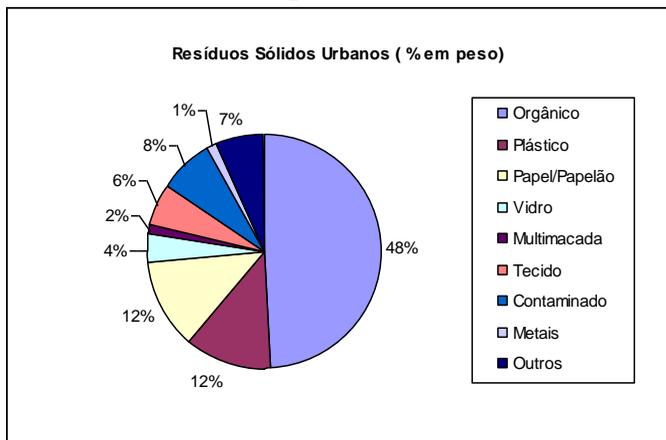
Logo, a quantidade de RSU para uma célula seria de 47,00Kg. Sabendo-se que seriam duas células e incluindo uma margem de segurança de 15%, determinou-se coletar 110,00 Kg. O RSU coletado seguiu as instruções constantes na NBR 10007 (ABNT, 1987) e o método de quarteamento proposto por STECH (1982). A fotografia da Figura 16 apresenta imagens do local e procedimento de coleta.

Os resíduos coletados foram transportados à área experimental do ENS e separados para caracterização gravimétrica em: orgânico, plástico, papel/papelão, vidro, multicamada, tecido, contaminado, metais e outros. O gráfico da Figura 17 apresenta os valores em percentual de peso.

Figura 16 - Processo de amostragem no CTReS: quartearamento, abertura dos sacos/sacolas, separação e ensacamento



Figura 17 - Composição gravimétrica do RSU do piloto experimental



Procurou-se manter a proporcionalidade do piloto com relação à escala real, reduzindo-se o tamanho dos materiais que compõe o RSU até que passassem numa peneira de malha de 5,0cm x 5,0cm. Para isto precisou-se utilizar diferentes ferramentas, como serras, tesoura de jardim, tesoura doméstica, triturador de resíduo orgânico, etc. A fotografia da Figura 18 mostra esta etapa onde foi utilizada tesoura comum, tesoura de jardim, alicate, máquina trituradora de orgânicos, torno, peneira, balança etc. Foram picotados e triturados os 110 Kg de RSU.

Figura 18 – Materiais e espaço físico utilizados na etapa de redução do tamanho dos resíduos.



Adequados os tamanhos das partículas dos RSU, os materiais foram novamente misturados, separando-se a quantidade necessária para cada célula. Na montagem da célula, foram utilizados como material de fundo, pedrisco, areia grossa e, posteriormente, colocado o resíduo sólido urbano. Os materiais foram compactados manualmente. Utilizou-se um compactador projetado especificamente para esta etapa. Sob a camada de cobertura, utilizou-se 0,01m de areia grossa, a fim de que toda a precipitação simulada pudesse percolar uniformemente pela massa de resíduo sólido. As fotografias da Figura 19 e Figura 20 mostram imagens da construção das camadas.

Para aproximar as dimensões da altura da camada de resíduo e da cobertura intermediária do piloto àquelas utilizados na prática, considerou-se uma cobertura intermediária de 0,20m sendo colocada sobre 2,0m de resíduo compactado, ou seja 1:10. Proporcionalmente para o piloto, adotou-se uma camada de cobertura com 0,03m de 0,30m de altura de resíduo.

Figura 19 - Processo de mistura dos componentes do resíduo picotado e triturado e piloto experimental sendo preparado para introdução do resíduo.



Figura 20 - Compactação manual do RSU, camada de areia sobre o RSU e compactação da camada de cobertura.



À medida que o material de cobertura foi compactado procurou-se manter o nivelamento da camada. Na fotografia da Figura 21, apresenta-se esta etapa onde foram utilizados o nível de pedreiro e uma régua graduada e na foto ao lado, o aspecto final da camada compactada.

Com o objetivo de proteger de intempéries e propiciar um aquecimento maior da massa de resíduos para acelerar a sua decomposição, as duas células foram colocadas dentro da estufa agrícola, no mesmo local onde foi realizada estabilização alcalina. Na fotografia da Figura 22, observa-se o piloto dentro da estufa em fase de

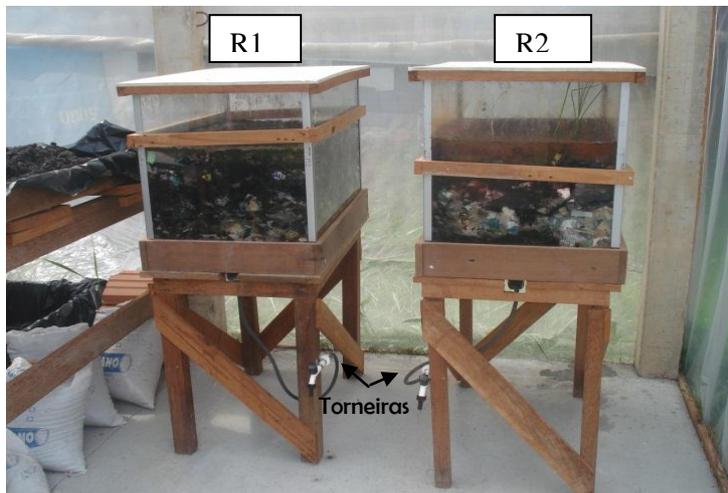
monitoramento. Quanto à forma de compactação, os materiais foram compactados no teor de umidade ótima, conforme cálculos apresentados no apêndice.

Figura 21 - Nivelamento, conferência da altura da camada com



régua e aspecto da cobertura após compactação.

Figura 22 - Piloto de célula de aterro. R1- Reator com cobertura alternativa, R2 – cobertura tradicional.



3.4.3 Protocolo operacional

O protocolo operacional apresenta como foi realizado o monitoramento do piloto: a partida do sistema, a simulação de chuva no piloto experimental e o monitoramento dos parâmetros físico-químicos.

3.4.3.1 Partida do sistema

O piloto, inicialmente, foi saturado com água ultrapura. A água foi sendo adicionada até o momento em que começou a sair do sistema pela torneira. Precisaram ser adicionados 18,5L de água em cada célula. A partir da saturação do sistema, iniciou-se o monitoramento, coletando-se as amostras e simulando a chuva a cada sete dias. O tempo de coleta foi determinado, partindo-se do princípio de que, em menor tempo, não se obteria muita variabilidade nos resultados dos parâmetros de monitoramento.

O monitoramento foi realizado durante oito meses. Foi observado o desenvolvimento de fungos nas três primeiras semanas, que cresciam como cogumelos sobre a camada de cobertura. Eles foram retirados à medida que nasciam, depois de três semanas, não se desenvolveram mais. Além dos fungos, cresceu capim em alguns pontos e, igualmente, foram cortados, porém, suas raízes não foram extraídas para não danificar a cobertura.

3.4.3.2 Simulação de chuva no piloto experimental e monitoramento do sistema

Segundo dados da Estação meteorológica de São José/SC (Grande Florianópolis) e segundo Tabela 9, a média mensal de chuvas nos últimos 47 anos mostra que o mês mais chuvoso é o de janeiro, com a média histórica de 2999ml/dia. Se considerasse esta média para simular a chuva no piloto uma vez na semana, ter-se-ia de adicionar 21 litros de água ultrapura a cada 7 dias. Como isto seria inviável pela capacidade de produção de água ultrapura do equipamento do LIMA, adotou-se simular a 1/7 desta quantidade, ou seja, 3 litros ou o mesmo que 428,57 ml/dia. Por ser um valor bem abaixo do menor valor da média histórica da Tabela 9, considera-se que se coletou um percolado mais concentrado de que se fosse simulada uma das chuvas da precipitação histórica da região.

3.4.3.3 Análises Físico-químicas no Percolado

Para avaliar os contaminantes percolados frente às condições de precipitação adotada, realizaram-se as análises conforme é apresentado no Quadro 16.

Tabela 9 - Precipitação pluviométrica total mensal (mm)

ANO/61/08	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
Md_histl (mm)	229	214	185	103	111	80	99	96	131	145	157	174
Md_histl (ml/mês)	89974	83873	72668	40598	43668	31491	39014	37618	51262	56782	61649	68329
Md_histl (ml/dia)	2999	2796	2422	1353	1456	1050	1300	1254	1709	1893	2055	2278
7 Dias em ml	20994	19570	16956	9473	10189	7348	9103	8777	11961	13249	14385	15944
7 dias em L	21	20	17	9	10	7	9	9	12	13	14	16

Latitude: 27°36'07" S Longitude: 48°37'11" O Altitude: 1,84 metros

Fonte: Epagri/ Ciram/ Inmet (2009)

Quadro 16 - Análises Físico-químicas no Percolado

Parâmetros	Método de análise
Ferro	Standard Methods 3030, 3030C, 3030D, 3030F, 3010B, 3010C, 3020B, 3110, 3111. (APHA, 2005).
Alumínio	“
Cálcio	“
Zinco	“
Magnésio	“
Cádmio	“
Chumbo	“
Cobre	“
Cromo total	“
Níquel	“
ST, SF, SV	Gravimétrico – (SM 2540B, E)
COD	Oxidação catalítica - Analisador de Carbono TOC 5000A – Shimadzu
DQO	Colorimétrico - Refluxo Fechado – (SM 5220D)
Umidade	Secagem a 103-105°C – SM 2540 B (APHA, 1998)
PH	Potenciométrico ¹
NTK	SM 4500-Norg B
Amônia (NH ₃)	SM 4500-NH3g B
Nitrito (NO ₂ -N)	SM 4500-NO2
Nitrato(NO ₃ -N)	SM 4500-NO3

¹ I.N. n° 28 julho de 2007 (BRASIL, 2007)

3.4.3.4 Tratamento estatístico dos dados

A análise estatística consistiu de uma parte descritiva, com o intuito de apresentar de forma resumida os dados coletados, e de uma parte inferencial, com o objetivo de identificar diferenças e relações estatisticamente significativas nesses dados nas duas configurações de reator desenvolvidas.

(Na análise descritiva fez-se a determinação de estatísticas descritivas básicas: tamanho da amostra (n), média, desvio padrão da média, mínimo, primeiro quartil, mediana, terceiro quartil e máximo). Foram também construídos gráficos para visualização do comportamento dos dados coletados ao longo do tempo (BUSSAB & MORETIN, 2002).

Na análise inferencial, identificou-se a existência de diferenças estatisticamente significativas entre as médias dos dados coletados nos dois reatores, bem como se existiam correlações estatisticamente significativas entre esses dados (NETER, 1990).

A análise estatística foi desenvolvida com o software STATISTICA (STATSOFT, 2001). Também se utilizou o software Microsoft Excel (MICROSOFT, 2010).

3.5 Etapa 5 - Viabilidade Econômica

A análise da viabilidade econômica na utilização de lodo de estações de tratamento de água e esgoto doméstico como material de cobertura de aterro sanitário, pode ser realizada de diferentes formas. No entanto, deve-se considerar toda a problemática ambiental da disposição atual dos lodos, da extração diária de quantidades consideráveis de solo das jazidas de argilas para cobertura de aterros sanitários (recurso natural não renovável), assim como, a legislação atual.

Portanto, optou-se construir cenários específicos levando em conta a realidade de empresas que gerenciam tanto aterro sanitário como industrial. Primeiramente, foi considerado que o empreendimento em questão é um aterro sanitário (A.S.) e industrial (A.I.), operados na mesma região. Embora essa não seja a realidade dos empreendimentos estudados, esta hipótese foi levada em conta para que a simulação econômica tenha maior aplicação prática, sendo o lodo destinado ao A.I. onde será recebido e estabilizado nas duas propostas, e utilizado como material de cobertura diária no A.S. Todas essas considerações estão baseadas no princípio de que, embora as normas indiquem a disposição

do lodo em A.I., a sua utilização na cobertura de aterros sanitários, onde as exigências são menos restritivas, após a comprovação técnica, obtenha permissão legal para aplicação.

Desta forma, foram definidos dois cenários distintos. Um primeiro, apresentando a tecnologia de disposição de lodos como resíduo industrial e, um segundo, considerando a utilização da tecnologia da presente pesquisa, reaproveitando o resíduo encaminhado ao aterro industrial como material de cobertura para um aterro sanitário. Os cenários estão denominados ao longo do estudo como Proposta A e Proposta B, respectivamente, como detalhado a seguir.

Numa segunda etapa, definiram-se os métodos a serem aplicados para a realização da análise financeira e identificaram-se quais os dados necessários a serem coletados. Em sequência, buscou-se estabelecer uma parceria com empresas que disponibilizassem as informações relacionadas aos custos envolvidos com o sistema de cobertura de A.S. e na disposição de Lodos de ETA e ETE em A.I. Estabelecidas às parcerias, realizou-se a coleta de dados, para, então, desenvolver os tratamentos necessários para aplicação dos métodos financeiros escolhidos. Com a obtenção dos resultados, foi possível comparar as propostas e chegar-se às conclusões esperadas. No fluxograma da Figura 23 apresenta-se a metodologia de avaliação econômica.

3.5.1 Definição das propostas de avaliação econômica

- **Proposta A – Lodo disposto como Resíduo:** Neste caso, considerou-se que o lodo (de ETA e de ETE), foi recebido pelo A.I., mediante pagamento, para disposição como resíduo. Para ser armazenado na célula de resíduos, o lodo passou pelo processo de estabilização/solidificação com cal, comum para o armazenamento de lamas e lodos em aterros industriais. Já no A.S. o sistema de cobertura dos resíduos foi realizado com solo argiloso apropriado para cobertura de aterro. O esquema da Proposta A pode ser visualizado no fluxograma da Figura 24.

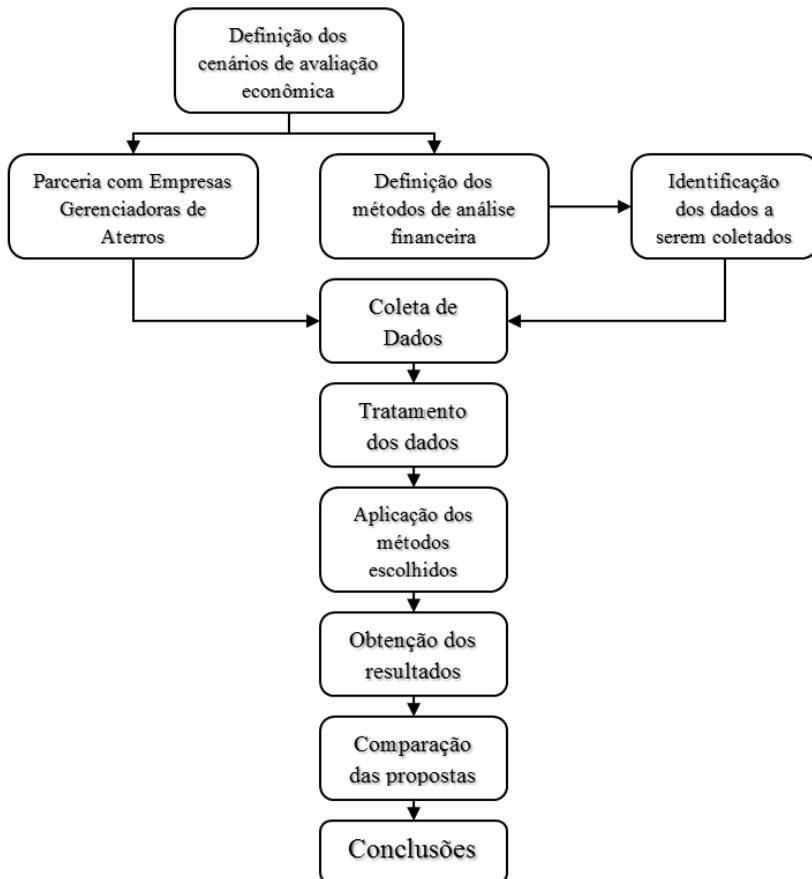
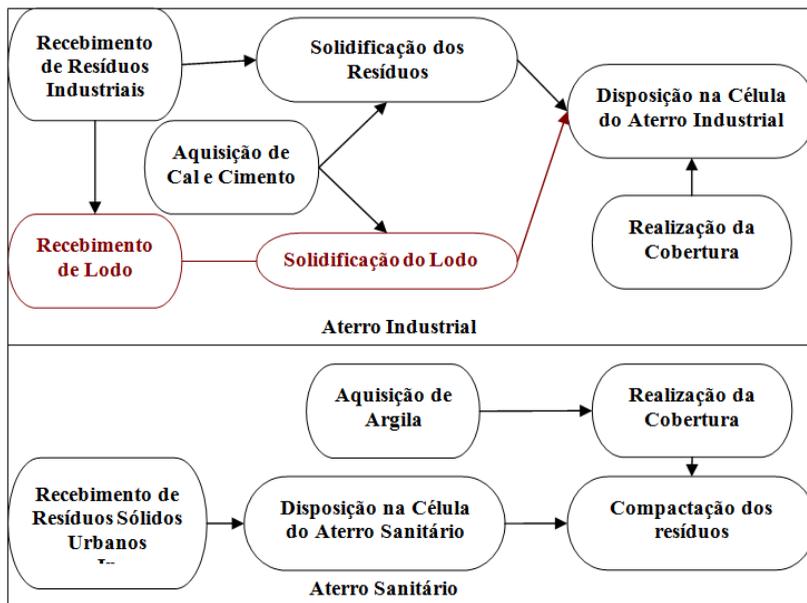
Figura 23 - Fluxograma da Metodologia

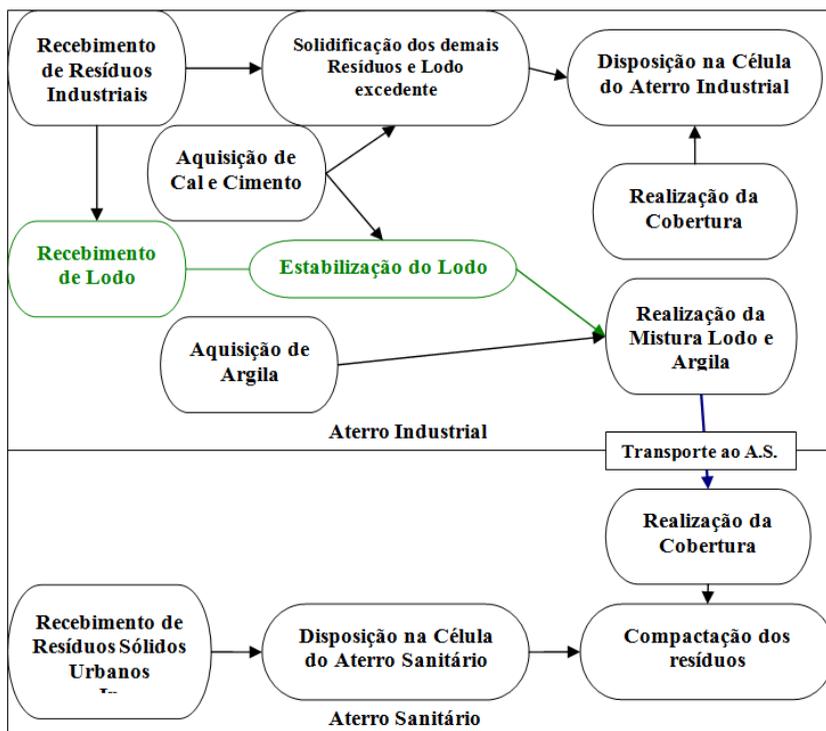
Figura 24 - Etapas do sistema dispendo lodo como resíduo em aterro industrial, comparadas as etapas de disposição de resíduos urbanos em aterro sanitário



Fonte: Adaptado de Mariot, 2007

- Proposta B – Lodo utilizado como Material de Cobertura:** O lodo também foi recebido mediante pagamento, mas uma parcela foi utilizada como matéria-prima. A demanda destinada ao A.S. foi recebida pelo A.I. e, depois da estabilização alcalina conforme proposto nesta pesquisa, será misturada com solo, para garantir as condições técnicas exigidas para a cobertura diária (esta proposta esta baseada nas etapas anteriores desta pesquisa, realizadas antes da avaliação econômica, cujos resultados são apresentados no próximo capítulo). Este material foi, então, transportado ao A.S. para se realizar a cobertura. Esta proposta oferece uma economia no material de cobertura do A.S. e ainda, um volume maior para a disposição de resíduos industriais, tendo sua vida útil aumentada. O esquema da Proposta B está descrito no fluxograma da Figura 25.

Figura 25 – Etapas do sistema utilizando Lodo como Material de Cobertura, sendo estabilizado no Aterro Industrial e usado como Material de Cobertura em Aterro Sanitário.



Fonte: adaptado de Mariot, 2007.

3.5.2 Perfil das Empresas escolhidas

Apresenta-se aqui o perfil dos dois aterros, um sanitário e um industrial, escolhidos para coleta de dados que serão usados na análise econômica da proposta.

3.5.3.1 O Aterro Sanitário

O A.S. situa-se a cerca de 10 km da sede urbana de Itajaí, próximo à divisa com o município de Camboriú, ocupa uma área total de 277.200 m², estando em funcionamento desde março de 2006. Anteriormente à implantação do Aterro Sanitário, desde fins da década

de 1970, segundo informações fornecidas pela Fundação do Meio Ambiente de Itajaí, a área acomodava a deposição de resíduos na configuração de lixão, passando a ser controlado, a partir de 1990.

O aterro possui tecnologia adequada na disposição correta de resíduos sólidos, contando com um sistema de impermeabilização de base (Geomembrana em PEAD de 1,5 mm); drenagem de líquidos percolados; sistema de captação e queima de gases; drenagem de águas superficiais; sistema de tratamento de efluentes composto por tratamento Físico-químico, duas Lagoas anaeróbias, uma Lagoa Aerada e Calha de Desinfecção por Radiação Ultravioleta. O efluente tratado é bombeado a uma distância de 6.500 metros, objetivando a preservação das condições da qualidade dos recursos hídricos da região do Rio do Meio e da Canhanduba.

Para o monitoramento ambiental, o aterro possui dez Poços de Monitoramento distribuídos em suas extremidades, sendo dois à montante e oito à jusante do maciço de resíduos, onde são realizadas análises químicas, físico-químicas e bacteriológicas periódicas, com objetivo de prevenir qualquer dano ao lençol de águas subterrâneas.

A perspectiva da vida útil do aterro é de 23 anos, com um acréscimo de mais 5 anos com a implantação da coleta seletiva. O projeto prevê o processamento inicial de 276,76 toneladas por dia de resíduos domésticos e 17,60 toneladas por mês de resíduos de serviços de saúde.

O solo existente na área do empreendimento foi caracterizado em ensaios realizados pelo Laboratório de Mecânica dos Solos da Universidade Federal de Santa Catarina, em ocasião de execução do Estudo de Impacto Ambiental da área, para implantação do aterro. As análises compreenderam: ensaio CBR, ensaio de Compactação, ensaio de Expansão, ensaio de Permeabilidade, ensaios de Limite de Liquidez e Plasticidade e Análise Granulométrica. As amostras foram coletadas a partir de dois furos de sondagem, denominados F-01 e F-02, os resultados apresentaram-se adequados quando comparados aos parâmetros determinados pela Companhia de Tecnologia de Saneamento (CETESB *apud* OAP, 2002), para impermeabilização com argilas compactadas em estudo para Resíduos Sólidos Industriais. Estes parâmetros, assim como os resultados encontrados para as amostras analisadas constam no Quadro 14.

Quadro 14 - Resultados para as amostras de solo da área do Aterro Sanitário

Parâmetros CETESB	Amostra F-01	Amostra F-02
O solo deverá apresentar uma percentagem maior que 30% de partículas passando pela peneira N° 200 da ASMT.	Apresenta percentagem de 79,41% de partículas passando pela peneira N° 200.	Apresenta percentagem de 75,15% de partículas passando pela peneira N° 200.
O solo deverá apresentar Limite de Liquidez maior ou igual a 30%.	Apresenta 65% de Limite de Liquidez.	Apresenta 62% de Limite de Liquidez.
O solo deverá apresentar índice de plasticidade maior ou igual a 15.	Apresenta índice de plasticidade igual a 21.	Apresenta índice de plasticidade igual a 20.
O solo deverá apresentar coeficiente de permeabilidade (K) inferior a 10^{-7} cm/s, quando compactado.	Apresenta coeficiente de permeabilidade (K) igual a $6,4962 \times 10^{-8}$ cm/s.	Apresenta coeficiente de permeabilidade (K) igual a $9,00 \times 10^{-8}$ cm/s.

Fonte: OAP, 2002.

O material utilizado nas atividades de implantação e diárias do empreendimento é o mesmo das amostras coletadas, as jazidas localizam-se dentro da área do Aterro e apresentaram resultados dentro das tolerâncias exigidas, abaixo descritas:

- Fração argilosa > 18%;
- Limite de Liquidez > 30%;
- Limite de Plasticidade > 40%;
- Expansão Máxima < 2%;
- CBR > 5,5%;
- Coeficiente de Permeabilidade (K) < 10^{-7} cm/s.

O solo da área foi, então, caracterizado como Silto-argiloso, com Coeficiente de Permeabilidade na ordem de 10^{-8} cm/s, ideal para este tipo de empreendimento.

3.5.3.2 O Aterro Industrial

O Aterro Industrial possui uma área de 360.000 m² e recebe resíduos das Classes I e II, sendo esta última predominantemente II-A (não inertes), que passam por análise prévia para detectar sua classe e avaliar qual o tipo de tratamento e destino a ser dado. Ao chegarem no A.I., os resíduos são pesados, conferidos e enviados para o local de descarga, de acordo com o tipo e a classe do resíduo.

São tratados separadamente resíduos de Classe I e de Classe II, sendo que desta última, alguns são dispostos diretamente na célula de aterramento. Os resíduos pastosos, de classe II, recebem tratamento por solidificação em usina específica (USL). A solidificação consiste num processo de homogeneização, adição de aglomerantes e estabilização. Depois de receberem tratamento próprio, os resíduos são encaminhados às células específicas, que contam com isolamento adequado, drenagem de gases e chorume, assim como sistema de tratamento desses últimos.

3.5.3.3 Tratamento e Disposição Final dos Lodos

Os lodos são os resíduos de Classe II mais recebidos pelo A.I. O tratamento é realizado na Usina de Solidificação de Lodos, onde são misturados com outros resíduos, como, por exemplo, cinzas de caldeira. Todo o material é recebido e misturado de forma a se obter uma “massa” bem homogênea, que, geralmente, apresenta 60 a 70% de umidade. A fotografia da Figura 26 mostra o depósito onde o lodo é armazenado na usina, para posteriormente ser solidificado.

Figura 26 – Usina de Solidificação de Lodos, depósito para posterior solidificação.



Fonte: Muller, 2002.

Na solidificação do material é adicionado cal (proveniente de dois silos), cimento (proveniente de um silo). A proporção da mistura é a seguinte: para cada 100 Kg de lodo são adicionados 30 Kg de cal e 10 Kg de cimento. O cimento utilizado é de pega lenta, para que apresente maior rigidez em sete dias, quando o solo já estiver compactado. Todo este material vai para um misturador e formará uma mistura solidificada que apresenta 10 a 15% de umidade, denominada “Solo Pobre”. Este processo é realizado na área da usina de solidificação apresentada na Figura 27.

Figura 27– Usina de solidificação: ao fundo silos de armazenamento de cal, no centro misturador mecânico de resíduo + estabilizante.



Fonte: Muller (2002)

3.5.3 Métodos de cálculo financeiro adotados

Conforme revisão bibliográfica desenvolvida neste trabalho sobre o assunto, foi construído um roteiro de cálculo para realização da avaliação econômica, apresentada a seguir.

3.5.3.1 Construção do fluxo de caixa

Depois de tratados os dados e realizados os cálculos preliminares necessários, foi possível confeccionar os fluxos de caixa para as duas

propostas do estudo. Os dados coletados foram reunidos em sistema de planilhas eletrônicas do software MS-Excel®. Este aplicativo foi escolhido por permitir a criação de vínculos entre as planilhas, de forma que um valor alterado, ou atualizado, numa determinada tabela se corrija automaticamente em todas as demais tabelas em que ele foi utilizado. Desta forma, havendo um aumento de preços num determinado insumo, é possível atualizar este valor no orçamento, que irá refletir num aumento dos recursos necessários no cronograma financeiro, e então, mostrar em que momento haverá falta de recursos no caixa (KAJINO, 2005).

3.5.3.2 Escolha da taxa mínima de atratividade (TMA)

A TMA é a taxa que deve ser descontada, e é estabelecida levando em consideração, entre outros fatores, a política de juros adotada pelo governo. Portanto, para o estudo em questão, a TMA escolhida foi o TJLP, ou taxa de juros de longo prazo. Segundo Santo Junior (1990), a TJLP é uma taxa fixada pelo Conselho Monetário Nacional (CMN) com vigência de três meses, e expressa em termos anuais. A metodologia de cálculo da TJLP (implantada em setembro de 1999) diz que seu valor é dado pelo somatório da meta de inflação, calculada *pro rata* para os doze meses seguintes ao primeiro mês de vigência da taxa, e do prêmio de risco. Segundo FINEP (2008) para o trimestre em vigência o valor da TJLP é de 6,5% a.a., valor este que foi adotado como TMA para a aplicação dos métodos a seguir.

3.5.3.3 Método do Valor Presente Líquido (VPL)

Para determinar o VPL analisa-se o fluxo de caixa da alternativa “j”, e os vários valores “F” envolvidos, e realiza-se a soma algébrica destes, nos períodos “n” considerados, a taxa mínima de atratividade “i”. A equação 1 descreve o cálculo deste somatório (HIRSCHFELD, 1998).

$$\bullet \quad \boxed{VPL_j = \sum_{t=0}^n F_n \cdot (1+i)^{-t}}$$

Equação 1

3.5.3.4 Método da Taxa Interna de Retorno (TIR)

A TIR é obtida pela mesma fórmula do VPL, porém deixando como variável a taxa, e igualando o somatório a zero. O cálculo foi realizado pelo método de tentativa e erro através da interação de planilhas eletrônicas do software citado.

3.5.3.5 Método do PayBack

O Prazo de Retorno será calculado conforme a Equação 2, indicada por Horngren *et al* (2000).

$$\text{Payback} = \frac{\text{Investimento líquido inicial}}{\text{Aumento uniforme do fluxo de caixa anual}}$$

Equação 2

3.5.4 Análise para variação de parâmetro

Esta análise é utilizada com a finalidade de auxiliar a tomada de decisão, por meio da verificação de eventuais alterações de valores em qualquer indicador representativo do fluxo de caixa, causadas por variações de determinados parâmetros. O cenário foco deste estudo conta com uma variável de grande relevância que é a disponibilidade de material para cobertura dos resíduos no próprio sítio do Aterro, entretanto, como esta realidade difere da maioria dos aterros sanitários, foi realizada, como parte da análise econômica, uma simulação considerando a compra de material de cobertura de fontes externas. Portanto, o parâmetro utilizado para esta análise foram os diferentes valores supostamente pagos pelo solo utilizado na cobertura, como fator limitante da viabilidade econômica das propostas. Portanto, com esta análise se encontrou um valor limite para o preço do m³ do solo de cobertura, a que os empreendimentos poderão ser submetidos mantendo sua alternativa de investimento viável. Este valor foi determinado a partir de testes das planilhas, com auxílio dos mesmos métodos de análise econômica adotados para a obtenção dos resultados.

3.5.5 Período de Vida Útil

Este é o principal parâmetro utilizado para mensurar custos ambientais associados às duas propostas, já que uma vida útil maior do empreendimento significa mais tempo disponível para a disposição

adequada de resíduos sem a necessidade de exploração de uma nova área. Este dado é obtido em função do volume médio de resíduos dispostos, mais o volume do material de cobertura e o volume disponível para a realização das células de resíduos (CASTILHOS JR, 2006 *apud* MARIOT, 2007). A Equação 3 se refere a este cálculo:

$$T = \frac{V_{disp}}{(V_{res} + VM) \times 12} \quad \text{Equação 3}$$

Onde: T é o Período de Vida Útil do Aterro, em anos;
 V_{disp} é o volume disponível para a disposição dos resíduos, em m³;
 V_{res} é o volume de resíduos dispostos, em m³/mês; e
 VM é o volume de material para cobertura, em m³/mês.

3.5.6 Coleta de dados

A partir da definição das propostas A e B foram realizados contatos com empresas gerenciadoras de aterros, com o objetivo de estabelecer uma parceria onde as mesmas disponibilizassem as informações necessárias à realização da avaliação econômica. A coleta de dados foi realizada através de visitas e aplicações de questionários aos profissionais responsáveis pelos empreendimentos. Com isto, foi possível acompanhar todas as atividades envolvidas nos processos abordados neste trabalho, para que os dados representem, com a maior veracidade possível, a simulação econômica desejada.

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Neste capítulo, são apresentados os resultados obtidos na sequência do desenvolvimento das etapas I, II, III, IV e V que compõe este estudo, assim como a discussão dos mesmos relacionados aos objetivos do trabalho.

4.1 Etapa 1 - Caracterização dos materiais

O conhecimento dos materiais, objetos da pesquisa, foi necessário para a tomada de decisões nas etapas posteriores. São apresentados os resultados da caracterização do lodo da ETA e da ETE coletados no sistema de abastecimento de água e esgoto localidade de Jurerê Internacional, município de Florianópolis, assim como o solo natural coletado no município de Biguaçu.

4.1.1 Lodo de Estação de Tratamento de Água

O lodo da ETA é resultante da etapa de decantação e da lavagem dos filtros e floculadores, recebendo, neste processo, o produto químico sulfato de alumínio. As amostras foram coletadas após desidratação do LETA em leito de secagem. A Tabela 10 apresenta os resultados da caracterização físico-química do lodo (exceto os metais), comparados com resultados de outros autores.

Tabela 10 - Caracterização físico-química do LETA

Parâmetro	Amostras de LETA						Média
	1	2	3	4	5	6	
pH	7,3	6,5	6,1	7,2	6,3	6,7	6,68
Umidade (%)	91,36	88,54	85,62	97,3	94,03	81,96	89,80
ST (%)	8,64	11,46	14,38	2,7	5,97	18,04	10,20
SF (%)	67,12	59,36	58,98	71,2	64,2	61,59	63,74
SV (%)	32,88	40,64	41,02	28,8	35,8	38,41	36,26
SV/ST	0,33	0,41	0,41	0,29	0,36	0,38	0,36
DQO (mg/Kg)	810,95	-	1203	-	-	689	900,98
COD (mg/L)	201	-	314	-	-	156	223,67

Fonte: a) RICHTER (2001), b) CORDEIRO (2000).

a) Potencial Hidrogeniônico - pH

O pH do LETA apresentou valores entre 6,1 e 7,3 em seis amostras coletadas durante o período de realização das diferentes etapas do experimento. Estes valores são similares aos encontrados na literatura. Cordeiro (1999) apresentou dados de caracterização de treze pesquisas realizadas entre 1968 e 1998 onde a variação do pH de lodo de ETA ficou entre 5,0 e 7,6. Richter (2001) afirma que este tipo de lodo, geralmente, apresenta valores de pH próximos ao neutro. Montgomery (1985 *apud* RICHTER, 2001), apresenta os valores de 6,0 a 8,0 como faixa de variação de pH típica de lodos de águas tratadas com sulfato de alumínio. Já para lodos provenientes da coagulação com sais de ferro, o pH varia de 7,4 a 9,5 (RICHTER, 2001).

b) Umidade e ST

Realizadas em diferentes meses, ao longo de três anos, pode-se observar nos resultados de umidade das amostras coletadas, que há uma variabilidade considerável deste parâmetro e, conseqüentemente, dos sólidos totais. A umidade variou de 81,6 a 97,3% e os ST de 2,70 a 18,04%. Atribui-se estas variações pelo fato dos leitos de secagem serem descobertos e ficarem sujeitos às condições climáticas. Logo, os resultados destes parâmetros na amostra bruta, estão diretamente relacionados a este fator.

Há poucos dados na literatura brasileira com relação ao percentual de sólidos de lodos de ETA desidratados em leitos de secagem. Segundo Cordeiro (1999), o leito de secagem para remoção de água de lodos de ETAs tem sido utilizado em vários locais na Europa e EUA, mas poucas são as cidades que aplicam este sistema no Brasil. O autor apresenta dados de leitos que alcançaram percentual de 15 a 20% de sólidos totais em sistemas que utilizam polímero não-aniônico. Para Fernandes e Silva (1999), o lodo de ETA, ao ser removido do leito de secagem, deve apresentar teor de sólidos de 40 a 75% dependendo das condições climáticas e do período de secagem. Portella *et al.* (2003) encontraram um percentual de umidade em torno de 87% no lodo de ETA desidratado por centrifugação.

Pinto (2001) comenta que a adequada mistura da cal com o lodo é condição básica para se obter uma boa higienização. Porém, lodos com pouca umidade resultam em uma pequena variação de temperatura ao serem misturados com cal virgem, perdendo esta condição que é complementar no processo de higienização. Recomenda-se que a aplicação da cal seja feita quando a umidade do lodo estiver, no mínimo, entre 60 e 75%, de modo a permitir tanto uma mistura adequada, quanto

a reação exotérmica de cal virgem com a umidade remanescente do lodo (SANEPAR, 1999). Deste modo, do ponto de vista da estabilização alcalina, o lodo de ETA avaliado apresenta condições de umidade adequada para realização do processo de estabilização alcalina.

c) Relação SV/ST

Os lodos de ETA, em geral, se caracterizam pelo baixo conteúdo de compostos orgânicos, dependendo, porém, da concentração da sua concentração na água bruta. A relação SV/ST segundo Cordeiro (1999), Andreoli (2006) e Richter (2001), pode variar de 0,05 a 0,3. Os resultados mostram que, no LETA de Jurerê Internacional, a relação SV/ST variou de 0,29 a 0,41. Segundo os parâmetros da Tabela 10 e demais bibliografias consultadas, 0,41 é um valor acima da média, porém, valores desta ordem podem ocorrer devido à composição do solo característico da região. A localidade onde é captada a água bruta para a ETA caracteriza-se por uma região de mangue.

d) DQO

A DQO variou entre 689,00 a 1203,00 mg/Kg. Os autores Richter (2001) e Cordeiro (1981, 1993 e 1999) observaram que a DQO em lodo de água pode variar de 30 a 5450 mg/Kg. No entanto, Cordeiro (1981) constatou, em sua pesquisa, que os níveis de DBO são baixos enquanto que os de DQO são altos, evidenciando a baixa biodegradabilidade desse tipo de lodo.

e) COD

Uma técnica frequentemente utilizada para monitorar matéria orgânica é a determinação dos níveis de carbono orgânico, também empregada para avaliar a eficiência de métodos de degradação de compostos orgânicos tóxicos e tratamento de efluentes industriais. Os valores obtidos de carbono orgânico dissolvido variaram de 156 a 314 mg/L, o que teoricamente representa uma faixa de valores baixa. Conforme AWWA (1995), normalmente o carbono orgânico de lodo de ETA é mais estável, menos reativo e em menores concentrações.

f) Patógenos

Os parâmetros biológicos analisados foram: coliformes totais, coliformes termotolerantes *Escherichia Coli* (*E. Coli*) e ovos de helmintos. Os resultados são apresentados, juntamente com os teores de umidade e relação SV/ST, na Tabela 11, que também, apresenta

comparação desses resultados com de outros autores e a Resolução CONAMA 375/06.

Tabela 11 - Comparação entre lodo ETA *in natura*, CONAMA e GRIFFIN.

Parâmetros	Lodo ETA <i>in natura</i>	CONAMA 375/06 (Classe B)	CONAMA 375/06 (Classe A)	GRIFFIN <i>et al.</i> (1998)
<i>E. coli</i> (NMP/ g ST)	ausente	<10 ⁶	<10 ³	-
Ovos Helmintos* (ovo/g ST)	ausente	<10	<0,25	-
Relação SV/ST	0,36 (média)	<0,7	<0,7	-
Umidade (%)	86,47 (média)	-	-	<50** ou 80***
Coliformes totais (NMP/ g ST)	>2419 x 10 ³	-	-	-

*Ovos viáveis de *Ascaris lumbricoides*; **cobertura diária; ***cobertura final.

Fonte: COMANA 375/06 e Griffin *et al.* (1998)

Conforme se observa na foram detectados coliformes totais no valor >2419 x 10³ NMP/g ST. Porém, não foi detectado o coliforme *E. Coli*. Pelo método de plaqueamento, usado para confirmação, não foi detectado nenhum dos tipos bacteriológicos analisados, listados na Tabela 11. Os ovos de helmintos também não foram detectados na amostra de lodo de água.

Segundo Andreoli *et al.* (2006), não existe informações consistentes, seja na bibliografia nacional ou internacional, sobre as características sanitárias dos lodos de ETA. Características patogênicas de lodos, tanto de água como de esgoto, estão relacionadas às condições socioambientais e econômicas da região. Segundo o mesmo autor, ensaios realizados em quatro ETAs da região metropolitana de Curitiba mostraram que os valores, em geral, foram baixos, mas que, em todas as estações foi detectada a presença de coliformes fecais e em duas estações detectou-se a presença de ovos de helmintos. Observa-se, portanto, que os índices de contaminação do lodo da ETA de Jurerê Internacional na região litorânea de Florianópolis são inferiores aos observados por Andreoli (2006) em ETAs da região metropolitana de Curitiba.

Comparando os resultados com dados bibliográficos, pode-se observar, quanto aos parâmetros constantes na Tabela 11, que o lodo de água pode ser classificado tanto como de classe A como de B, de acordo com a Resolução CONAMA 375/06. Quanto à umidade requerida para material de cobertura, teria que haver uma adequação do mesmo, de acordo com Griffin *et al.* (1998).

Conclui-se que os índices de contaminação encontrados no lodo da ETA apresentam-se baixos e enquadram-se nos limites máximos da resolução CONAMA 375/06 para uso agrícola de lodo de esgoto apresentando baixo risco de contaminação ambiental e sanitária à população e aos animais.

g) Metais

Os metais analisados no lodo da ETA são apresentados na Tabela 12. A maioria dos dados encontrados sobre metais em lodo de ETA são de lodos que não passaram pela desidratação, o que resulta em uma diferença significativa se comparados com dados de lodos desidratados. Por exemplo, nos leitos de secagem ocorre evaporação da água e, conseqüentemente, a concentração dos metais na torta.

Portella *et al.* (2002) realizaram estudos com lodo de ETA analisando metais, nos períodos chuvosos e secos. Os metais alumínio, ferro e manganês apresentaram concentrações elevadas no período chuvoso, justificado pelo aumento da dosagem de coagulantes utilizados e da lixiviação desses contaminantes do solo para água do manancial.

Tabela 12- Concentração de metais (mg/Kg) no lodo bruto desidratado da ETA

Amostra	Cr	Pb	Cu	Ni	Cd	Zn	Mn	Fe	Al	Ca
LETA/a	153,80	<0,26	48,20	20,80	< 0,012	148,28	27,28	102,08	736,00	<0,022
LETA/b	202,60	<0,26	52,00	20,20	< 0,012	117,54	<0,032	87,42	890,00	<0,022
LETA/c	257,20	<0,26	47,80	43,80	< 0,012	172,98	<0,032	127,58	1098,00	4960,00
Média	204,53	<0,26	49,33	28,27	< 0,012	146,27	27,28	105,69	908,00	4960,00

AWWA (1990, *apud* ANDREOLI *et al.*, 2006) apresenta faixa de concentrações de metais encontradas em lodos de ETAs com uso de sulfato de alumínio. Comparando com esta fonte, os valores médios obtidos neste estudo para Cr- 204,53mg/Kg foram bem acima dos citados, cuja faixa é de 40 a 64 mg/Kg. Porém, Pb, Cu, Cd ficaram bem

abaixo dos valores citados (47-439, 135-120, 1-2mg/Kg, respectivamente), enquanto Ni e Zn apresentaram valores bem próximos ou dentro da faixa dos valores citados na fonte.

Em relação à Resolução CONAMA 375/06, apesar de não ser aplicada a lodos de ETAs, pode-se notar que todos os elementos analisados que estão presentes na listagem de substâncias inorgânicas restritas pela Resolução (Cr, Pb, Cu, Ni, Cd e Zn) estiveram abaixo dos valores máximos exigidos.

4.1.2 Lodo de Estação de Tratamento de Esgoto

É importante lembrar que não há adição de produtos químicos no lodo gerado na ETE de Jurerê Internacional. O sistema de tratamento biológico é por batelada através de aeração prolongada por processo de lodos ativados. Com o objetivo de garantir baixos valores de coliformes no efluente tratado, é feita a desinfecção final com hipoclorito de sódio (cloro). E, finalmente, o lodo é desidratado em leitos de secagem. A Tabela 13 apresenta os resultados da caracterização físico-química do LETE.

Tabela 13 - Caracterização físico-química do LETE

Parâmetro	Amostras de LETE						média
	jan-06	jan-07	mar-07	ago-07	out-07	jan-09	
pH	8,61	8,01	7,60	7,80	7,20	8,30	7,92
Umidade(%)	66,70	80,29	70,66	87,44	85,98	81,29	78,73
ST (%)	33,30	19,71	29,34	12,56	14,02	18,71	21,27
SF (%)	37,76	44,84	39,52	46,98	58,64	42,69	45,07
SV (%)	62,24	55,16	60,48	53,02	41,36	57,31	54,93
SV/ST	0,62	0,55	0,60	0,53	0,41	0,57	0,54
DQO (mg/Kg)	2596,65	-	-	-	-	-	2596,65
COD (mg/L)	556,90	-	-	-	-	-	556,90

a) pH

O potencial hidrogeniônico do lodo variou entre 7,20 e 8,61, sendo a média dos valores igual a 7,92. Como o lodo avaliado é proveniente do processo de tratamento de lodos ativados, é de se esperar uma condição alcalina, conforme dados apresentados por Metcalf e

Eddy (1991), cuja média de pH para lodos ativados é de 6,5 a 8,0. O pH do lodo é bastante variável, como pôde ser visto nas Tabelas 3 e 4 da Revisão Bibliográfica, estando diretamente relacionado ao tipo de tratamento que o gerou e ao nível de degradação da matéria orgânica presente.

b) Umidade e ST

As amostras de lodo de ETE foram coletadas nas mesmas datas que o lodo da ETA. Assim, igualmente aos resultados de sólidos totais e umidade do LETA, o LETE apresentou uma variabilidade considerável nestes parâmetros. Como se pode observar na Tabela 13, a umidade variou de 66,70 a 87,44% e ST de 12,56 a 33,30%. Estas variações, conforme afirmado anteriormente, foram associadas ao fato de o leito de secagem ser descoberto e estar sujeito às condições meteorológicas. Logo, quando a coleta era feita em um período de estiagem e/ou de temperaturas altas, o lodo se encontrava mais seco, e em períodos chuvosos e/ou de temperaturas baixas, apresentava-se com umidade alta e baixo percentual de ST. A relação entre o teor de sólidos e a umidade do lodo dá uma ideia da sua consistência e, de acordo com os valores obtidos para estes dois parâmetros, a consistência do lodo foi classificada em *torta semi-sólida* (umidade variando entre 75% e 65%) e *lodo fluido* (umidade de 100% a 75%), segundo Gonçalves *et al.* (2001).

c) Relação SV/ST

A relação entre SV e ST dá uma boa indicação da fração orgânica dos sólidos no lodo, bem como o nível de digestão do lodo. De acordo com Von Sperling e Gonçalves (2001), a relação entre SV e ST (SV/ST) para lodos não digeridos situa-se entre 0,75 e 0,80, ao passo que, em lodos digeridos, estes valores situam-se entre 0,60 e 0,65. Os dados desta relação apresentados na Tabela 14 variam de 0,41 a 0,62. Em relação aos critérios de classificação da Resolução CONAMA 375/06, a relação SV/ST de 0,7 é atendida para o lodo bruto da ETE.

d) DQO e COD

A Demanda Química de Oxigênio do lodo de ETE foi medida apenas uma vez, e o valor obtido foi de 2.596,65 mg/Kg. Nota-se que os valores obtidos de DQO e COD para LETE foram, aproximadamente, três vezes superiores aos mesmos parâmetros obtidos nas análises de LETA. Isto era teoricamente previsto já que a concentração de matéria orgânica presente no esgoto, e consequentemente no LETE, é muito superior à encontrada na água a ser tratada.

e) Patógenos

Os parâmetros microbiológicos avaliados são expressos na Tabela 14, que também faz uma comparação com a Resolução CONAMA 375/06, classes A e B, e Griffin *et al.* (1998). Em relação à presença de *E. coli*, o LETE *in natura* não atendeu aos requisitos da Resolução, tanto para biossólido Classe A quanto para Classe B; já com relação aos ovos de Helminthos, encontra-se dentro do limite da Classe B. A relação SV/ST apresentou-se no limite máximo, que é o mesmo para as duas Classes, até 0,70. De acordo com Griffin *et al.* (1998), a umidade do lodo não estaria adequada para uso como cobertura diária, mas sim cobertura final.

Tabela 14 - Comparação entre lodo ETE *in natura*, CONAMA e GRIFFIN

Parâmetros	Lodo ETEa	CONAMA 375/06 (Classe B)	CONAMA 375/06 (Classe A)	GRIFFIN <i>et al.</i> (1998)
<i>E. coli</i> (NMP/ g ST)	1,7x10 ⁶	<10 ⁶	<10 ³	-
Ovos Helminthos* (ovo/g ST)	0,337	<10	<0,25	-
Relação SV/ST	0,70	<0,7	<0,7	-
Umidade (%)	78,73	-	-	<50** ou 80***

*Ovos viáveis de *Ascaris lumbricoides*; **cobertura diária; ***cobertura final.

Fonte: CONAMA 375/06 e GRIFFIN *et al.* (1998)

f) Metais

A presença de metais no LETE foi avaliada para os elementos Cr, Pb, Cu, Ni, Cd, Zn, Mn, Fe, Al e Ca, e os resultados são apresentados na Tabela 15, expressos em mg/Kg.

Tabela 15 - Concentração de metais (mg/Kg), na amostra bruta de lodo desidratado de ETE

Amostra	Cr	Pb	Cu	Ni	Cd	Zn	Mn	Fe	Al	Ca
LETE	<0,17	52,00	22,70	85,60	<0,012	23,52	<0,032	364,96	<0,67	<0,022
LETE	<0,17	76,00	22,24	106,80	<0,012	23,27	<0,032	363,74	<0,67	17440,00
LETE	<0,17	102,00	31,08	110,80	<0,012	0,00	<0,032	502,60	<0,67	29080,00
Média	<0,17	76,67	25,34	101,07	<0,012	15,60	<0,032	410,43	<0,67	23260,00
CONAMA	1000	300	1500	420	39	2800	-	-	-	-

A Resolução CONAMA 375/2006 estabelece as concentrações máximas de alguns metais presentes no lodo destinado ao uso agrícola, sendo: 1.000 mg de Cr/Kg de lodo; 300 mg de Pb/Kg de lodo; 1.500 mg de Cu/Kg de lodo; 420 mg de Ni/Kg de lodo; 39 mg de Cd/Kg de lodo e 2.800 mg de Zn/Kg de lodo. Nota-se que as concentrações de Cr, Cu, Cd, e Zn encontradas nas amostras de LETE analisadas foram bem inferiores aos limites da Resolução. Ao passo que Pb e Ni já apresentaram valores em uma ordem de grandeza semelhante, mas, ainda inferior à Resolução. Ou seja, em relação a estes metais, as amostras de LETE analisadas poderiam ser aplicadas ao uso agrícola.

Os metais Mn, Fe, Al e Ca não estão incluídos na lista de substâncias inorgânicas restritas pela Resolução CONAMA 375/06. Em valores percentuais em relação ao peso seco de lodo, apenas o Ca apresentou valor superior a um (2,326%). De acordo com CAESB (1996), a concentração de Ca em LETE gerado em Estações de Brasília variou entre 4,0 e 5,0% em relação ao peso seco. Fe também esteve presente, segundo a mesma fonte, em valores altos, variando entre 2,0 e 4,0%, porém, os valores obtidos no presente estudo foram, em média, 0,04%.

SILVA *et al.* (2001) apresenta concentrações médias de alguns metais no lodo de esgoto, com base em dados europeus, e a faixa de valores médios citados para Cd, Zn, Cu e Cr está acima dos valores obtidos neste estudo. Já para os metais Pb e Ni, os valores estão dentro da faixa, mas próximos aos valores mínimos citados. Os mesmos autores também citam teores de metais em lodos de ETEs brasileiras e percebe-se que as faixas de valores típicos variam bastante de uma ETE para outra. Comparando com os valores obtidos no presente trabalho, nota-se que Cd esteve abaixo de todas as faixas citadas; Pb apresentou semelhança com os valores citados para a ETE Barueri/SP, ETE Norte/DF e ETE Belém/PR; Cu este bem abaixo dos valores citados para as ETEs com Lodos Ativados ou Aeração Prolongada, mas próxima ao valor citado para ETE de Franca/SP; para o Ni a semelhança foi com a ETE Belém/PR e o Zn esteve abaixo das faixas de todas as ETEs, com exceção da ETE Franca/SP, cujo valor citado foi de 4,43 mg/Kg, enquanto, no presente trabalho, foi obtida a média igual a 15,6 mg/Kg. Outros metais analisados não foram citados pelos autores.

4.2 Etapa 2 – Avaliação ambiental da estabilização alcalina

4.2.1 Estabilização Alcalina - Fase I

A primeira fase da estabilização alcalina do lodo durou 90 dias. Os resultados dos parâmetros monitorados são apresentados a seguir, abordando-se, primeiramente, as suas alterações nas características físico-químicas relacionadas ao processo de higienização por meio alcalino. Posteriormente, são discutidos os resultados das concentrações de coliformes termotolerantes e ovos de helmintos. Finalmente, apresentam-se as análises de metais realizadas do extrato lixiviado das misturas após estabilização.

a) Ph

Os resultados das três primeiras leituras, que correspondem ao monitoramento sugerido pela resolução CONAMA, são apresentados na Tabela 16. Observam-se os valores de pH de amostras de lodo nos três tempos, após serem misturadas em três concentrações de cal hidratada ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) com lodo de ETA (A15, A30, A45) e de cal virgem (CaO) com lodo de ETE (E15, E30, E45) e mistura de lodo de ETA com ETA (AE15, AE30, AE45) comparadas com a amostra bruta.

Quanto às misturas de $\text{Ca}(\text{OH})_2$ com lodo de ETA, nenhuma atendeu à condição de pH próximo de 12, nas primeiras duas horas após a mistura e acima de 11,5, após 24 horas, o que para a CaO misturada com lodo de ETE foi atingido, mesmo na menor concentração de cal, 15%. No grupo de mistura de CaO com os dois tipos de lodo, LETE e LETA, esta condição foi atendida para as misturas com 30% e 45%. No entanto, como o objetivo da pesquisa é diferente daquele da regulamentação 375/06 do CONAMA, não se pode descartar a possibilidade de uso das outras misturas, considerando somente este parâmetro, como o caso da mistura AE15 que apresentou valores de pH em torno de 10,3.

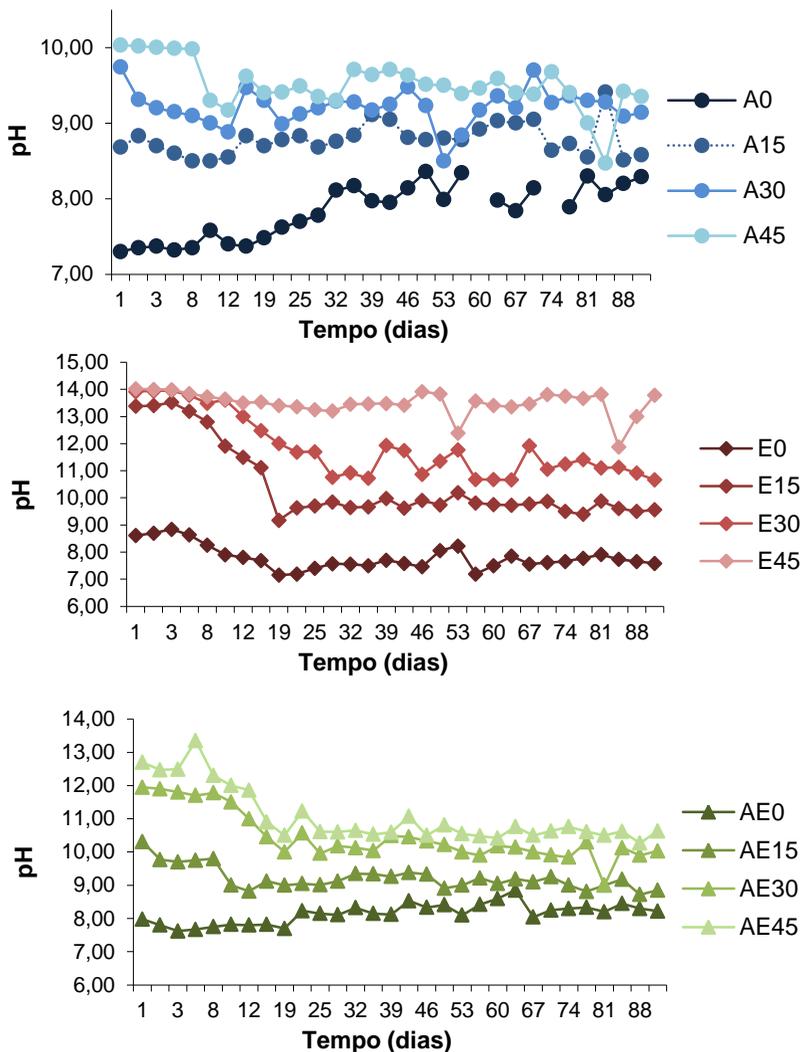
Tabela 16 - Valores de pH determinados na Fase I até 24hs

Mistura	pH inicial	Após 2 h	Após 24 h
% álcali		Ca (OH)2	
A0	7,31	7,35	7,30
A15	8,6	8,66	8,68
A30	9,74	9,73	9,74
A45	9,92	10,00	10,03
% álcali		CaO	
E0	8,55	8,35	8,61
E15	13,35	13,27	13,38
E30	13,91	13,88	13,92
E45	13,93	13,98	14,02
% álcali		CaO	
AE0	7,51	7,74	7,98
AE15	10,31	10,23	10,31
AE30	11,92	11,94	11,95
AE45	12,52	12,55	12,70

Obs.: Legenda: A=LETA; E=LETE; 0, 15, 30 e 45= valores do % de álcali adicionado.

A variação temporal do pH das amostras contendo somente lodo de água, com e sem adição de cal, somente lodo de esgoto, com e sem adição de cal, assim como a mistura de lodo de ETA + ETE são apresentados no gráfico da Figura 28.

Figura 28 - Evolução da variação do pH: Estabilização Alcalina Fase I para o LETA, LETE e LETA + LETE.



Legenda: A=LETA; E=LETE; 0, 15, 30 e 45= valores do % de álcali adicionado.

Nota-se que é inverso o comportamento do LETA e do LETE sem adição de cal. Enquanto o pH do LETA *in natura* (A0) sofre uma

elevação ao longo do tempo, o LETE (E0) apresenta uma variação decrescente do pH. Nota-se, também, que a adição de $\text{Ca}(\text{OH})_2$ no lodo de água promove menor variação no pH final das amostras do que a adição da CaO no lodo de esgoto. O gráfico 7 apresenta a evolução do pH a longo do tempo para as misturas contendo LETE e LETA, com e sem adição de cal, os resultados demonstraram que inicialmente, num período de aproximadamente três dias, o pH se manteve constante e que, após este período, há um decaimento do pH, e este decaimento é mais significativo inicialmente quando o pH é mais elevado.

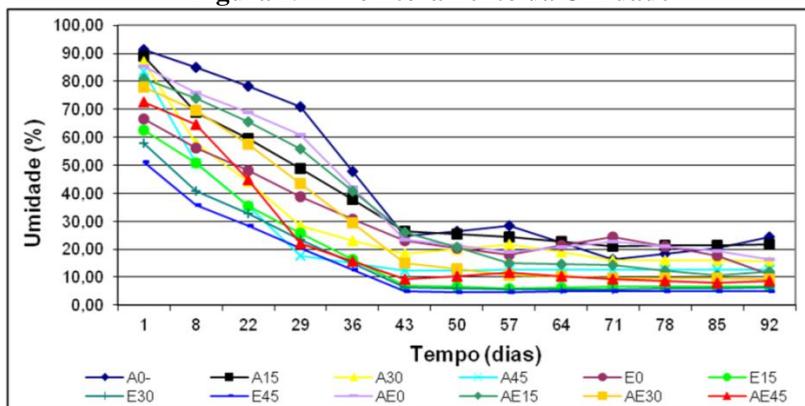
Em relação ao atendimento aos padrões da Resolução CONAMA 375/06, para lodo de água, o pH das amostras não foi elevado até pH 12, nos tratamentos exclusivamente com lodo de água foi utilizada a cal hidratada ao invés da cal virgem. Sendo o objetivo, a absorção dos metais presentes no lodo de ETA, uma vez que não há necessidade de higienização. Observa-se que o pH das amostras de LETE + álcali (E15, E30 e E45), manteve-se acima de 12, por pelo menos oito dias, atendendo ao critério de higienização adotado pela Resolução CONAMA 375/06.

Estudo semelhante realizado por Rocha *et al* (2008), utilizando CaO com pureza de 90%, apresentou resultados de pH acima da dose recomendada nas misturas com 10, 20, 30, 40 e 50% de CaO por mais de 24 horas, isto também ocorreu ao adicionar $\text{Ca}(\text{OH})_2$ com teor Cálcio de 70,8%, nos mesmos percentuais. Conforme estudos realizados por Pegorini *et al.* (2006), o tipo da cal utilizada em função de seu teor de CaO tem influência direta no potencial de elevação e manutenção do pH do lodo. Na presente pesquisa, a CaO utilizada, segundo o fabricante, possui percentual de 54,5% de óxidos do cálcio e 37,3 de óxidos de Mg, totalizando 96,2% de óxidos totais. Segundo os mesmos autores, a cal virgem com este teor de óxidos de cálcio caracteriza-se por cales dolomíticas, que são menos reativas que as calcitas e magnesianas que contêm maiores concentrações de CaO .

a) Umidade e Relação SV/ST

A Variação da umidade, ao longo do tempo, nas amostras analisadas é apresentada no gráfico da Figura 29. Como pode ser visto, em todas as misturas avaliadas há redução da umidade, sendo mais significativa até o 43º dia de monitoramento. O processo foi realizado dentro de estufa agrícola, nos meses de março, abril e maio, período de temperaturas altas a médias, na região de Florianópolis.

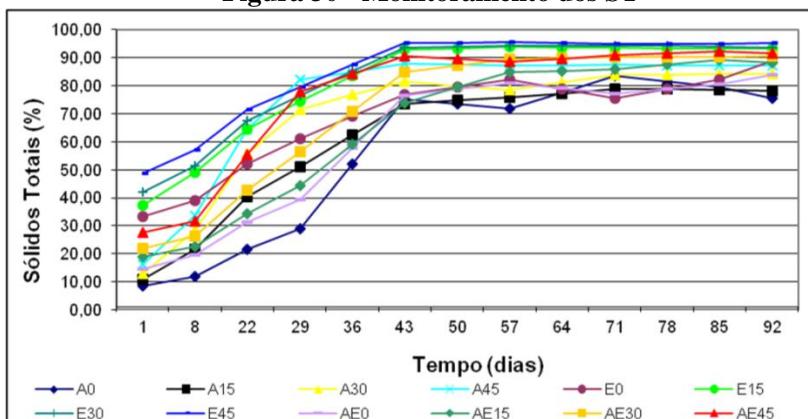
Figura 29 - Monitoramento da Umidade



Lima (2010), em estudo sobre o uso de estufa agrícola para secagem e higienização de lodo de esgoto, onde também avaliou o uso da cal na higienização do lodo, obteve resultados semelhantes em relação ao comportamento da variação temporal da umidade do lodo. A autora observou um período em que houve maior remoção da umidade, isto ocorreu até, aproximadamente, 40 dias (de um período de cerca de 70 dias de estabilização). Após isso, notou que os teores de umidade foram pouco alterados, basicamente quando as misturas atingiam percentuais entre 10 e 20%.

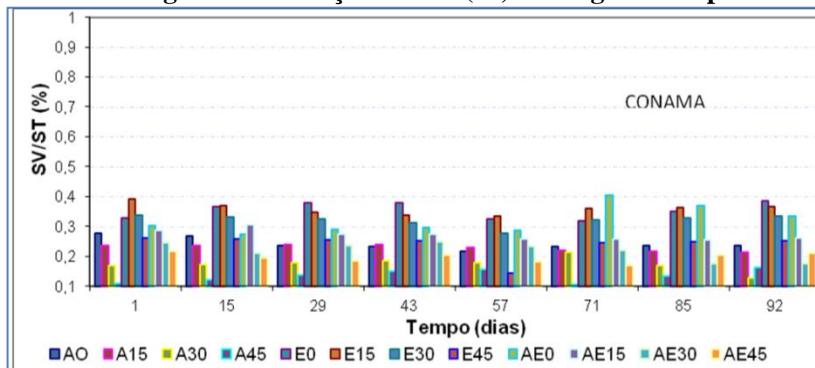
Em relação aos teores de sólidos, apresentados no gráfico da Figura 30, observa-se que a proporção de ST ao longo do tempo aumentou consideravelmente, em um comportamento inverso ao da umidade presente nas amostras. Nota-se que a diferença entre as amostras no início do monitoramento dos ST é maior, variando entre 10% (A0) e 50% (E45) no 1º dia, e entre 75% (A0) e 95% (E45), no último dia (92º).

Figura 30 - Monitoramento dos ST



Griffin *et al.* (1998) afirma que lodo de esgoto estabilizado e com teor de sólidos de 50%, ou mais, apresenta diversas vantagens quando utilizado como camada diária de cobertura de aterro sanitário. Pode auxiliar no controle de vetores, reduz a emissão de odores, favorece a geração de metano, reduz o potencial de contaminação.

O gráfico da Figura 31 apresenta as relações entre SV/ST ao longo do tempo para cada amostra analisada. De acordo com o que foi apresentado na caracterização, o valor médio de SV/ST é 0,30 e 0,62 para a amostra bruta de LETA e LETE, respectivamente. Observa-se que não houve variação significativa dessa relação para nenhuma das amostras após processo de estabilização, sendo que algumas apresentaram valores um pouco mais elevados. Os maiores valores da relação SV/ST inicial foram observados nas amostras de LETE e LETE com CaO (E0, E15 e E30), enquanto os menores valores foram obtidos para LETA, com e sem adição de cal.

Figura 31 - Relação SV/ST (%) ao longo do tempo

Nota-se, também, que quanto maior o percentual de alcalinizante menor o valor da relação SV/ST, ou seja, os sólidos voláteis não foram influenciados pelo tipo de álcali (CaO ou CaOH^2), já o aumento dos percentuais influenciou diretamente, sendo os valores de SV/ST decrescentes na medida do aumento das dosagens do álcali.

Lima (2010) observou em seu estudo que a adição da cal ao lodo de esgoto ocasionou uma diminuição na relação SV/ST ocasionada pelo aumento da fração de sólidos fixos em virtude da adição do alcalinizante. Também Lue-hing *et al* (1992) e Qasim (2000) relatam que a redução da concentração de sólidos voláteis em relação aos sólidos totais de 10 a 30% é causada pelo incremento no teor de sólidos totais e efeito de diluição, a matéria orgânica não é destruída.

Os valores SV/ST, tanto nos lodos sem cal como nos nove tipos de tratamento com cal, foram menores (0,4) do início ao fim do tratamento, mostrando a baixa quantidade de matéria orgânica. Ou seja, todos os valores de SV/ST são bem menores que 0,7, conforme estabelece a Resolução CONAMA nº 375/06 (CONAMA, 2006).

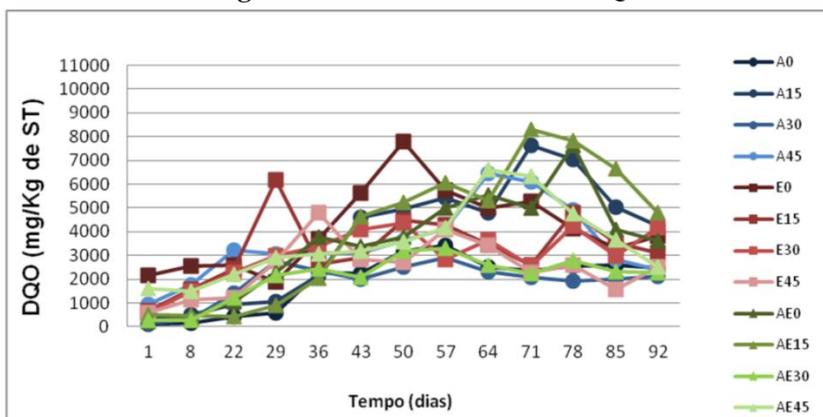
b) DQO e COD

O monitoramento da DQO, cujos resultados estão apresentados no gráfico da Figura 31, demonstrou a grande oscilação ao longo do tempo em, praticamente, todas as misturas avaliadas nesta Fase I. Inicialmente, notaram-se duas faixas diferenciadas de DQO, onde os valores mais altos foram observados em E0, A45 e AE45 com valores entre 5.800 e 6.500 mg/Kg ST, aproximadamente. A faixa de valores

mais baixos de DQO foi observada no restante das misturas, que apresentaram valores entre 1.100 e 2.700 mg/Kg de ST.

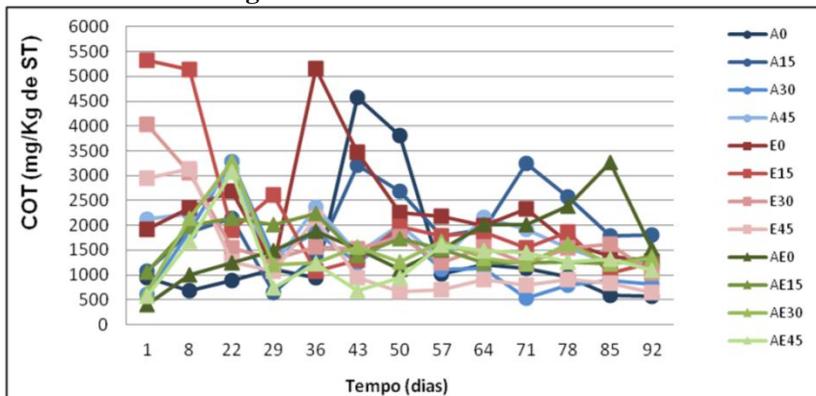
Nas amostras em que foram misturados os lodos de água e esgoto, a DQO aumentou em torno de 50%, as demais baixaram 43%. Dados de caracterização de lodo de ETA são citados por Elliott e Dempsey (1991), onde a DQO varia de 100 -10.000 mg/L. Segundo ANDREOLI *et al.* (2001), uma variação alta de DQO de 500 a 10.000 mg/L, mostra que embora o lodo seja pouco biodegradável, ele é prontamente oxidável.

Figura 32 - Monitoramento da DQO



No gráfico da Figura 32 e Figura 33, são apresentadas às concentrações de Carbono Orgânico Dissolvido (COD), onde se observa que a matéria orgânica oxidável diminuiu após 90 dias de estabilização, passando de valores iniciais que variavam entre 400 e 5.400 mg/Kg, para valores entre 500 e 2.000 mg/Kg no lodo estabilizado. Esta redução pode ser atribuída a uma oxidação química da matéria orgânica presente no lodo pela elevação do pH, com a adição de cal (LIMA *et al.*, 2007).

Figura 33 - Monitoramento do COD



Segundo Andreoli (2001), a matéria orgânica melhora as características físicas do solo, agindo como agente cimentante; promove maior agregação de suas partículas; reduz sua coesão e plasticidade e melhora sua capacidade de retenção de água. De maneira geral, os solos orgânicos aumentam a infiltração e a retenção de água e a estabilidade dos agregados, tornando-se mais resistentes ao processo erosivo. Pode, ainda, contribuir para o aumento da CTC. A adição de material orgânico a um solo de textura fina (argiloso) possibilita a sua reestrutura, tornando-o mais friável, aumenta a quantidade de poros para o sistema radicular e circulação de ar e água. Nos solos de textura grosseira (arenosos), a adição de material orgânico agrega as partículas do solo, formando torrões e possibilitando a retenção de água. Todas essas propriedades somam pontos positivos na escolha da melhor mistura para uso como camada de cobertura.

c) Patógenos

A presença de Coliformes termotolerantes (*Escherichia Coli*) foi monitorada no início e a cada 30 dias, totalizando quatro análises no período de 90 dias. As análises foram realizadas em triplicata, ao longo do período de estabilização alcalina para verificação do atendimento à Resolução CONAMA 375/06 que, apesar de o objetivo do presente estudo não ser o uso agrícola do lodo, mas sim o seu uso como material alternativo para cobertura de resíduos em aterros sanitários buscou-se atendê-la para certificar-se de que o seu uso não ocasionaria aumento do

número de organismos patogênicos no lixiviado, assim como riscos de problemas sanitários aos operadores do aterro.

Os resultados das médias são apresentados na Tabela 17. A variabilidade apresentada nos valores deste parâmetro pode ser atribuída tanto ao fato de que os lodos usados nos experimentos foram coletados em datas diferentes, como à questão da operacional da ETE e ETA, assim como a fatores relacionados com a técnica analítica empregada.

Observa-se que a estabilização alcalina foi eficiente para eliminação de coliformes termotolerantes. Após, 90, 60 até 30 dias os valores para todas as misturas atendiam à resolução para lodo classe A.

Tabela 17 - Monitoramento de Coliformes termotolerantes

Coliformes termotolerantes				
Tempo (dias)	1	30	60	90
Amostra	NMP/g de ST			
A0	< 1	< 1	< 1	< 1
A15	9,09E-01	< 1	< 1	< 1
A30	< 1	< 1	< 1	< 1
A45	< 1	< 1	< 1	1,15E-01
E0	2,40E+05	8,66E+02	3,16E+01	2,43E+01
E15	7,95E+02	1,61E+02	1,38E+01	1,08E+01
E30	4,78E+02	4,34E+01	1,05E+01	9,19E+00
E45	1,84E+02	1,00E+01	1,88E+00	1,23E+00
AE0	7,45E+02	1,10E+02	1,27E+01	2,39E+01
AE15	1,36E+02	2,15E+01	6,48E+00	4,35E+00
AE30	2,73E+00	6,89E+00	5,81E+00	4,48E+00
AE45	1,74E+01	2,82E+00	< 1	< 1

A concentração média de coliformes em lodo de ETE sem adição de cal, no início do monitoramento, foi $2,85 \times 10^5$ NMP/g de ST, segundo Feachem *et al.* (1983, *apud* COMPARINI, 2001), para os lodos digeridos. O lodo de ETA, como era esperado, não apresentou coliformes em nenhum momento do monitoramento, pois na caracterização foi observada sua ausência.

d) Ovos de helmintos

O monitoramento de ovos de helmintos é apresentado na Tabela. Foi constatada a ausência de ovos do início ao final do tratamento, nas amostras A0, A15, A45, E30, E45, AE15, AE30, e AE45. Nota-se que isto aconteceu para as misturas com maior concentração de cal, exceto a mistura AE15 em que, apesar de conter a menor percentagem de cal entre as testadas, não foram detectados ovos de helmintos ao longo do monitoramento. Nas demais misturas, apesar de detectada a presença de ovo de nematoda, no início, após, em média, 45 dias, todos os ensaios deram nulo para ovos de helmintos, com exceção da amostra de controle a EO.

Tabela 18- Monitoramento dos ovos de helmintos

Ovos de Helmintos						
Amostra	1º dia	14º dia	29º dia	43º dia	50º dia	57º dia
A0	Nulo	Nulo	Nulo	Nulo	Nulo	Nulo
A15	-	-	Nulo	Nulo	Nulo	Nulo
A30	Nematoda	Nematoda deformada	Nematoda deformada	Nulo	Nulo	Nulo
A45	Nulo	Nulo	Nulo	Nulo	Nulo	Nulo
E0	Nematoda	Nematoda	Nemat.e asc. lumbr.	Nematoda	Nematoda	Nematoda
E15	Nematoda	Nematoda	Nulo	Nulo	Nulo	Nulo
E30	Nulo	Nulo	Nulo	Nulo	Ascaris lumbr.	Nulo
E45	Nulo	Nulo	Nulo	Nulo	Nulo	Nulo
AE0	Nematoda	Nematoda	Nematoda	Nulo	Nulo	Nulo
AE15	Nulo	Nulo	Nulo	Nulo	Nulo	Nulo
AE30	Nulo	Nulo	Nulo	Nulo	Nulo	Nulo
AE45	Nulo	Nulo	Nulo	Nulo	Nulo	Nulo

e) Lixiviabilidade de metais

Os resultados do ensaio de lixiviação realizada para as misturas da etapa de estabilização alcalina são apresentados na Tabela 19. Os ensaios de lixiviação são utilizados para determinar ou avaliar a estabilidade química dos resíduos, quando em contato com soluções aquosas, permitindo, assim, verificar o grau de imobilização de contaminantes. A lixiviabilidade é usualmente avaliada em função da

concentração dos contaminantes liberados para o meio líquido extrator que simula a exposição do resíduo ao meio ambiente em condições agressivas.

Tabela 19- Metais no lixiviado das misturas estabilizadas após 90 dias e da amostra bruta de LETE e LETA (mg/Kg)

Mistura	Cr	Pb	Cu	Ni	Cd	Zn	Mn	Fe	Al	Ca
A0	ND	ND	ND	ND	ND	0,93	3,74	ND	191,00	5308
A15	ND	ND	ND	ND	ND	0,78	1,20	ND	40,60	7184
A30	ND	ND	ND	ND	ND	0,59	0,54	ND	24,40	11216
A45	ND	14,60	ND	ND	ND	ND	0,48	ND	16,20	14917
E0	ND	ND	7,68	1,68	ND	22,37	0,99	ND	ND	15021
E15	ND	ND	48,58	2,04	ND	4,68	2,08	ND	ND	33753
E30	ND	ND	70,92	2,46	ND	3,15	0,34	4,52	ND	70747
E45	ND	ND	49,36	1,78	ND	5,74	ND	ND	ND	200001
AE0	ND	23,40	2,16	ND	ND	21,59	ND	ND	126,00	684003
AE15	ND	19,20	1,24	ND	ND	ND	ND	ND	102,00	2056796
AE30	ND	ND	5,10	ND	ND	ND	ND	ND	47,20	4794391
AE45	ND	ND	3,34	ND	ND	ND	ND	ND	39,20	4003317
LETE	<0,17	76,67	25,34	101,07	<0,012	15,60	<0,032	410,43	<0,67	23260
LETA	204,53	<0,26	49,33	28,27	<0,012	146,27	27,28	105,69	908,00	4960

Com relação à amostra E0, após 90 dias em processo de estabilização em estufa, não foram lixiviados, Cr, Pb, Cd, Fe e Al. Já os metais Cu, Ni e Ca lixiviam 30%, 1,66% e 65% respectivamente. Zn apresentou valores acima do analisado na amostra bruta, assim como o Ca em relação ao LETA. Talvez pelo fato de, após 90 dias na estufa, a amostra estar com um alto teor de sólidos, concentrando o metal na massa seca. Ainda em relação ao LETA, a mistura A0, liberou 21% de Al, 13,71% de Mn e uma quantidade pequena de Zn, 0,63%. Os demais metais não foram detectados ao nível de detecção do aparelho.

Nota-se também, com relação ao Alumínio, que ele só foi lixiviado das amostras que contêm LETA na mistura e que o percentual de lixiviação é inversamente proporcional à quantidade de cal adicionada à mistura, ou seja, quanto maior o % de cal, menor é a liberação. Isto ocorre tanto para o estabilizante CaO como Ca (OH)₂. No caso do Cálcio, a relação é proporcional. A quantidade liberada é função da adição do estabilizante.

Numa avaliação geral do processo da estabilização alcalina com percentuais de estabilizante variando em 15%, 30% e 45%, consolidados

em estufa agrícola durante 90 dias com tempo de mistura de 12 minutos, conclui-se que todos os tratamentos mostraram ser eficientes quanto aos critérios considerados: relação SV/ST, redução da umidade e elevação do teor de ST, eliminação de coliformes termotolerantes e ovos de helmintos, assim como, redução da liberação de metais.

4.2.2 Estabilização Alcalina - Fase II

Na Fase II da estabilização foram realizados testes em escala menor do que na Fase I. Em função dos resultados umidade e sólidos totais da Fase I, o tempo do processo de estabilização foi reduzido para 45 dias. Os percentuais analisados foram 0% (branco), 5%, 10% e repetiu-se o 15%. Os resultados dos parâmetros monitorados são apresentados a seguir.

a) pH

Os valores de pH foram observados durante todo o período de tratamento do experimento, sendo os primeiros registros realizados no momento da mistura do lodo com a cal, 2 horas e 24 horas após, e os demais registros realizados 2 vezes por semana durante 45 dias. Os resultados são apresentados na Tabela 20. Observam-se nos dados apresentados que somente a misturas E15 atendeu à condição de pH próximo de 12, nas primeiras duas horas após a mistura e acima de 11,5, após 24 horas. As demais misturas com somente LETE mantiveram pH elevado, mas não atenderam aos todos os critérios. No entanto, como se pode observar nos resultados da primeira fase, esta condição não inibe a higienização em termos de eliminação de patógenos.

A Resolução 375/06 coloca que é necessário passar por esta condição para não haver reaparecimento de colônias, em função, principalmente, da disponibilidade de alimento. Todavia, há de se considerar, também, a avaliação dos SV/ST, a Umidade e os Sólidos Totais. Nota-se que a presença de LETA nas misturas com CaO, parece inibir a elevação do pH, pois os mesmos percentuais misturados ao lodo de ETE alcançam valores superiores, isto ocorreu também na Fase I.

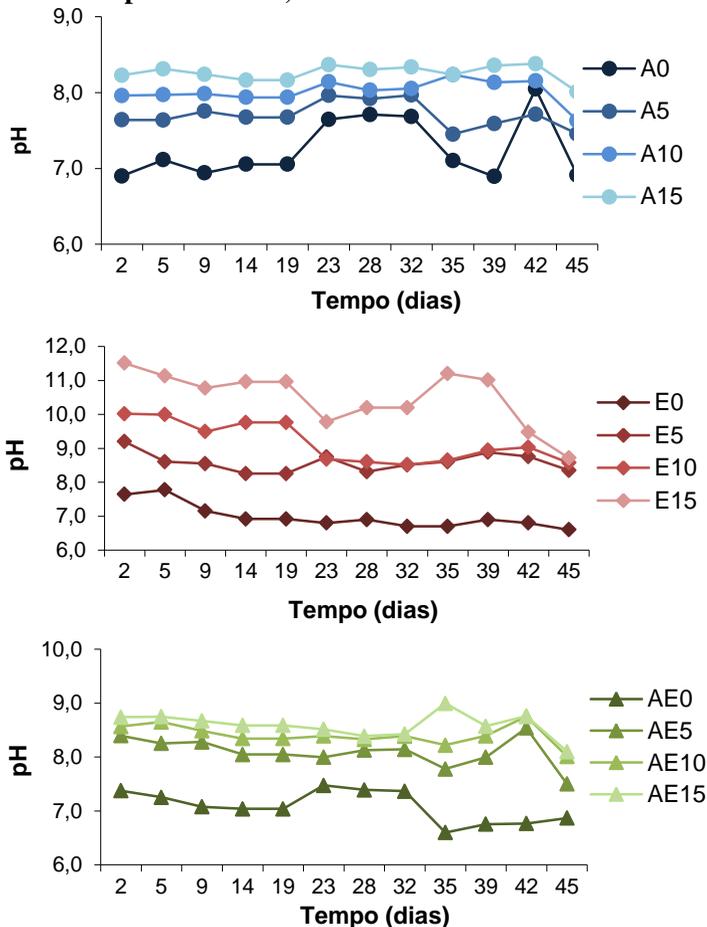
Tabela 20 - Valores de pH até 24hs: misturas da Fase II

Mistura	pH instantâneo	Após 2 h	Após 24 h
% cal		Cal hidratada	
A0	6,73	6,70	6,50
A5	8,00	7,90	7,80
A10	8,33	8,30	8,20
A15	8,56	8,63	8,50
% cal		Cal virgem	
E0	7,51	7,58	7,50
E5	10,00	10,00	9,30
E10	11,75	11,00	10,00
E15	12,65	12,54	11,50
% cal		Cal virgem	
AE0	7,25	7,43	7,40
AE5	8,82	8,70	8,60
AE10	8,96	9,09	8,80
AE15	9,60	9,53	9,20

Provavelmente este seja o mesmo fator que faz a $\text{Ca}(\text{OH})_2$ não elevar o pH nas misturas com LETA. Rocha (2009) estabilizou lodo de reator UASB com $\text{Ca}(\text{OH})_2$, durante o período de estocagem de 60 dias, o tratamento com maior dosagem de cal (29,4% $\text{Ca}(\text{OH})_2$) manteve o pH igual ou superior a 12, durante todo tratamento. A concentração de 21% $\text{Ca}(\text{OH})_2$ manteve o pH nesses valores até aos 30 dias de estocagem, decaindo para o valor de 8 aos 60 dias de estocagem. O tratamento com menor dosagem, 12,6% $\text{Ca}(\text{OH})_2$ chegou a apresentar pH 12 no momento da mistura e depois apresentou uma queda expressiva no valor do pH no tempo de 15 dias.

O gráfico da Figura 34 apresenta a evolução da variação do pH durante a Fase II da estabilização alcalina.

Figura 34 - Evolução da variação do pH: Estabilização Alcalina Fase II para o LETA, LETE e LETA + LETE



Legenda: A=LETA; E=LETE; 0, 5, 15 e 15= valores do % de álcali adicionado.

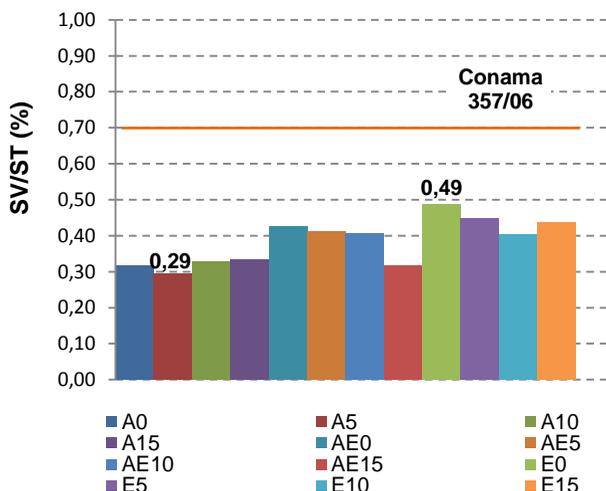
Nesta fase, apesar de as misturas serem com percentuais menores de cal, observa-se um comportamento semelhante à Fase I. O comportamento dos LETA e LETE sem adição de cal é inverso. Enquanto o pH do LETA *in natura* (A0) sofre uma elevação ao longo do tempo, o LETE (E0) apresenta uma variação decrescente do pH. O pH das demais misturas, E5, E10 e E15 ficaram em torno de 8,0-9,0, e a A5, A10 E15 entre 7,0-8,0. O AE0, por não receber alcalinizante, apresenta

valores inferiores de pH ao longo do tempo, comparado com as demais misturas. Na etapa anterior, o pH do AE0 variou em torno de 7,5 a 8,5, nesta etapa, ficou em torno 6,5 a 7,5, provavelmente, por a amostra de LETE usada na da Fase II não ser a mesma coletada para a Fase I, assim como a de LETA.

b) Umidade e Relação SV/ST

O gráfico da Figura 35, apresenta as relações entre SV/ST, após 45 dias de estabilização de todos os tratamentos. O LETE apresentou a maior relação, enquanto que o A5 a menor. Os resultados não mostram uma relação direta com o percentual de cal adicionada a cada mistura, mas, são semelhantes à estabilização da Fase I, onde, a maior relação foi 0,4 e nesta fase foram 0,47 para E0 e 0,46 para E5, bem inferiores a 0,7 (padrão CONAMA). Portanto, os lodos usados no tratamento mostraram-se bem estabilizados, com baixa concentração de matéria orgânica.

Figura 35 - Relação SV/ST (%) da Fase II após 45 dias



Legenda: A=LETA; E=LETE; 0, 5, 15 e 15= valores do % de álcali adicionado.

c) Patógenos, ST, DQO E COD

Conforme os resultados da Tabela 21, a estabilização alcalina se mostrou 100% eficiente após 45 dias quanto à análise de ovos de

helmintos, para a *Escherichia Coli* atende a *Classe A* para a maioria dos tratamentos e *Classe B* para todos os tratamentos. Os valores de sólidos totais, após 45 dias, apresentaram-se semelhantes à Fase I, mesmo com menor tempo de estabilização, mostrando que independentemente dos percentuais de cal utilizada a secagem de quase 100% da amostra acontece, praticamente, em 45 dias. Deve-se considerar nesta interpretação o uso da estufa, o período em que foi realizado o estudo (fevereiro e março) e a localização do experimento. Outro fator que contribui é a revira do material, que acontecia a cada coleta de amostra (uma vez / semana).

Tabela 21 - Resultados s após 45 dias de estabilização da Fase II

Mistura	E.coli NMP/g de ST	Ovos helmintos	ST %	DQO mg/Kg	COD mg/Kg
A0b	$1,00 \times 10^3$	Nematoda	-	6234	2149
A0	< 1	Negativo	76,43	1760	989
A5	< 1	Negativo	74,7	4040	1294
A10	< 1	Negativo	77,5	5586	1907
A15	< 1	Negativo	74,67	4711	1556
E0b	$3,00 \times 10^6$	Nematoda	-	11530	4208
E0	$2,50 \times 10^5$	Nematoda	78,43	16576	3192
E5	< 1	negativo	75,02	4047	2004
E10	< 1	negativo	85,02	5278	2269
E15	< 1	negativo	85,27	3304	1156
AE0	< 1	negativo	77,56	5040	1660
AE5	$2,00 \times 10^3$	negativo	72,99	5844	1731
AE10	$1,00 \times 10^3$	negativo	73,13	3026	1806
AE15	$3,00 \times 10^3$	negativo	74,46	4446	1858

E0b – amostra de LETE bruto, A0b - amostra de LETA bruto.

Os resultados da análise de DQO e COD, após 45 dias de estabilização, apresentados na Tabela 21, mostram que para as amostras estabilizadas com alcalinizante a DQO variou de 3026 a 5844 mg/Kg e o COD de 1156 a 2269 mg/Kg. Estes valores são menores comparados aos resultados da amostra bruta de LETA e LETE, 6234 e 11530 mg/Kg para DQO e para COD, 2149 e 4208mg/Kg, respectivamente. O que mostra que, apesar de o processo de estabilização alcalina não destruir matéria orgânica, processos físico-

químicos e ou biológicos naturais que acontecem no meio consomem parte dela.

d) Lixiviabilidade de metais

Os resultados do ensaio de lixiviação realizada para as misturas da etapa de estabilização alcalina Fase II são apresentados na tabela 22. As concentrações de Cu, Ni e Cd foram baixas, sendo que o cobre apareceu somente em duas amostras- E10 e a AE5. As concentrações de Al, Mg e Ca são altas, inclusive, há aumento de Ca proporcional à adição do estabilizante. Ocorreu presença de Al somente na amostra bruta de ETA, indicando adsorção do mesmo pelo estabilizante nas misturas. Quanto a Zn, Mn e Fe, também ocorreu à adsorção destes metais no processo, com redução significativa, se compararmos os resultados das amostras brutas e daquelas que estabilizaram sem adição de estabilizante.

Tabela 22 - Metais aos 45 dias de estabilização alcalina Fase II

Amostra	Metal (mg/Kg)										
	Cr	Pb	Cu	Ni	Cd	Zn	Mn	Fe	Al	Ca	Mg
A0	ND	ND	ND	2,28	0,40	0,10	–	1,52	ND		–
A5	“	“	“	ND	–	0,15	64,14	1,00	“	1312,00	2922,00
A10	“	“	“	–	0,32	0,76	25,40	1,62	“	1380,00	15512,00
A15	“	“	“	2,82	0,42	0,16	18,96	1,42	“	1568,00	ND
E0	“	“	14,00	3,86	0,24	29,40	51,32	8,98	“	1028,00	1430,00
E5	“	“	ND	ND	ND	0,44	31,92	1,14	“	1428,00	ND
E10	4“	“	0,06	4,50	0,52	1,35	9,50	10,32	“	1824,00	8030,00
E15	“	“	ND	2,70	0,40	0,19	76,90	1,30	“	1224,00	ND
AE0	“	“	“	ND	0,28	ND	16,86	6,02	“	1640,00	6274,00
AE5	“	“	2,46	ND	ND	0,58	33,10	1,38	“	1356,00	5526,00
AE10	“	“	ND	3,68	0,46	0,55	39,52	4,24	“	1816,00	7632,00
AE15	“	“	“	3,00	0,42	3,99	–	2,72	“	984,00	708,00
A0b	“	“	“	3,70	0,56	0,16	134,36	117,40	350,00	160,00	ND
E0b	“	“	“	2,32	0,34	12,57	34,50	61,80	“	544,00	2358,00

De acordo com a NBR 10004, o máximo permitido de Cd para um material não ser classificado com resíduo *Classe I* é de 0,5 mg/L, nenhum amostra lixiviada passou deste valor. Portanto, de acordo com a norma brasileira de classificação de resíduos da ABNT - NBR 10004/2004, os parâmetros analisados indicam a classificação *IIA*, ou seja, não pegosos e não inertes.

Comparando-se os dados com os limites de lodos estabilizados para uso na agricultura, observa-se que Cr, Cd, Pb, Cu, Ni, e Zn estão bem abaixo destes padrões. Os metais Fé, Al, Ca e Mn, não são considerados limitantes. O mesmo acontece com o alumínio, que é elevado na amostra bruta de lodo de ETA devido ao sulfato de alumínio usado na estação de tratamento de água. Para o cálcio, a concentração é elevada sendo diretamente proporcional ao percentual de álcali adicionado à mistura.

4.2.3 Conclusão sobre o processo de avaliação ambiental

Conclui-se que todos os tratamentos com adição de cal da Fase I mostraram ser eficientes quanto aos critérios ambientais considerados: relação SV/ST, redução da umidade e elevação do teor de ST, eliminação de coliformes termotolerantes, ovos de helmintos, assim como, redução da liberação de metais e atratividade de vetores. Do ponto de vista ambiental as misturas avaliadas nesta fase mostraram-se adequadas para serem testadas do ponto de vista geotécnico e econômico. Porém, teores menores de estabilizante podem ser testados focando a redução custos.

Na estabilização da Fase II, onde foram testados teores \leq a 15% de estabilizante, o processo foi positivo principalmente nas amostras A0 à A15 e E5 à E15. Sendo que com relação à absorção dos metais, com exceção do cálcio todos os metais reduziram consideravelmente. No entanto, apesar de não ter sido parte da metodologia e discussão dos resultados, observou-se no monitoramento dos dados uma discreta atração de vetores nas amostras com menos de 15% de cal.

Para atender critérios de higienização, econômicos, e ambientais do ponto de vista de aproveitamento de resíduos conclui-se da etapa de estabilização alcalina que a mistura AE15, é uma das mais favoráveis do ponto de vista ambiental a ser empregada ao objetivo da pesquisa.

4.3 Etapa 3 – Avaliação e adequação geotécnica

Para a avaliação geotécnica optou-se por estudar o grupo de misturas da etapa 2 Fase II, etapa com percentuais reduzidos de estabilizante e que, conforme item 4.2.3, apresentaram resultados aceitáveis, para uso como cobertura de aterro do ponto de vista ambiental. Posteriormente, a análise geotécnica foi vinculada à análise ambiental e, após avaliação da melhor amostra do ponto de vista

geotécnico, a mesma foi testada nos estudos de adequação geotécnica propostos na metodologia. As misturas foram estudadas separadamente, em quatro Grupos:

- GRUPO 3A - A0, A5, A10, A15 - Misturas que contêm lodo de ETA e CaOH:
- GRUPO 3B - E0, E5, E10, E15 - Misturas que contêm lodo de ETE e CaO
- GRUPO 3C - AE0, AE5, AE10, AE15 - Misturas que contêm lodo de ETA e ETE e CaO
- GRUPO 3D - AE15 - Misturas que contêm lodo de ETA e ETE com 15% de cal e 10, 30 e 50% de solo natural.

O Grupo 3D é o Grupo de misturas com adição de solo, ou seja, da etapa de adequação geotécnica na mistura de lodo estabilizado escolhida.

Os resultados de todos os ensaios realizados para cada Grupo são apresentados reunidos em uma tabela e, na discussão dos resultados, são apresentados, para alguns parâmetros, gráficos por Grupo. As tabelas, além de apresentarem os resultados de caracterização, apresentam, também, os critérios geotécnicos estabelecidos por alguns autores para uso como cobertura de solo, e se faz uma avaliação comparando-os com os resultados obtidos.

4.3.1 Avaliação Geotécnica dos Materiais GRUPO 3A

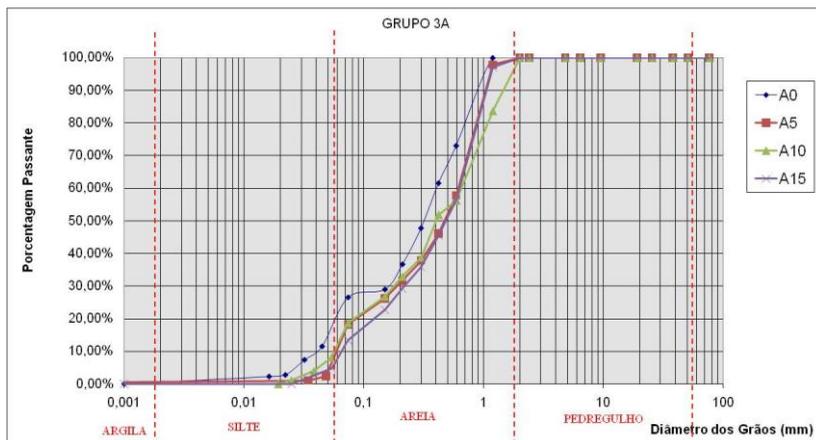
Na Tabelas 23 são apresentados os resultados de caracterização geotécnica do Grupo 3A e no gráfico da Figura 36, as curvas granulométricas. De acordo com os valores da curva granulométrica o lodo de ETA pode ser considerado um solo desuniforme e bem graduado. Comparando-se as curvas, percebe-se que a variação granulométrica da amostra A0, lodo de ETA sem CaOH, confrontada com as demais amostras, A5, A10 e A15 não é significativa. Pelo Sistema Unificado de Classificação (SUCS), todos foram classificados como SM, que significa areia com finos ou areia siltosa, visto que, conforme valores da análise granulométrica apresentados da Tabela 23,, todas as amostras contêm um percentual de silte muito mais significativo do que o da argila.

Tabela 23 - Caracterização geotécnica do GRUPO 3A

GRUPO 3A					
Ensaio		A0	A5	A10	A15
Teor de Umidade (%)		26,01	27,38	23,39	25,01
Análise granulométrica	% Pedregulho Grosso				
	% Pedregulho Médio				
	% Pedregulho Fino				
	% Areia Grossa	26,92	42,2	43,75	43,36
	% Areia Média	36,38	26,12	23,31	27,27
	% Areia Fina	10,14	13,38	14,21	15,78
	% Silte	26,55	17,1	17,69	13,14
	% Argila	0,02	1,19	1,04	0,24
Classificação	SUCS	SM	SM	SM	SM
Limite de Liquidez (%)		0	0	0	0
Limite de plasticidade (%)		NP	NP	NP	NP
Índice de plasticidade (%)		0	0	0	0
Massa esp. grãos (g/cm ³)		1,818	1,834	1,862	1,872
Compactação	H _{ot} (%)	115,2	88,7	69,4	77,9
	γ _{smax.} (g/cm ³)	0,601	0,73	0,77	0,78
QASIN E CHIANG (1994)	Condição Hidráulica k<1*10 ⁻⁷ cm/s	NA	NA	NA	NA
	% Retido na #4 < 50%	A	A	A	A
	% Passante na #200 > 30%	NA	NA	NA	NA
	Tamanho Máximo de Partícula	A	A	A	A
	IP>7	NA	NA	NA	NA
DANIEL (1993)	Condição Hidráulica k<1*10 ⁻⁷ cm/s	NA	NA	NA	NA
	% Retido na #4 < 30%	A	A	A	A
	% Passante na #200 > 20%	A	NA	NA	NA
	Tamanho Máximo de Partícula	A	A	A	A
	IP>7	NA	NA	NA	NA
NBR - ABNT 13896	Condição Hidráulica k<1*10 ⁻⁶ cm/s	NA	NA	NA	NA
ROCCA (1993)	Condição Hidráulica k<1*10 ⁻⁷ cm/s	NA	NA	NA	NA
	Classificação SUCS	NA	NA	NA	NA
	% Passante na #200 > 30%	NA	NA	NA	NA
	LL>29%	NA	NA	NA	NA
	IP>14	NA	NA	NA	NA

Obs.: NA= não atende aos critérios, A= atende aos critérios.

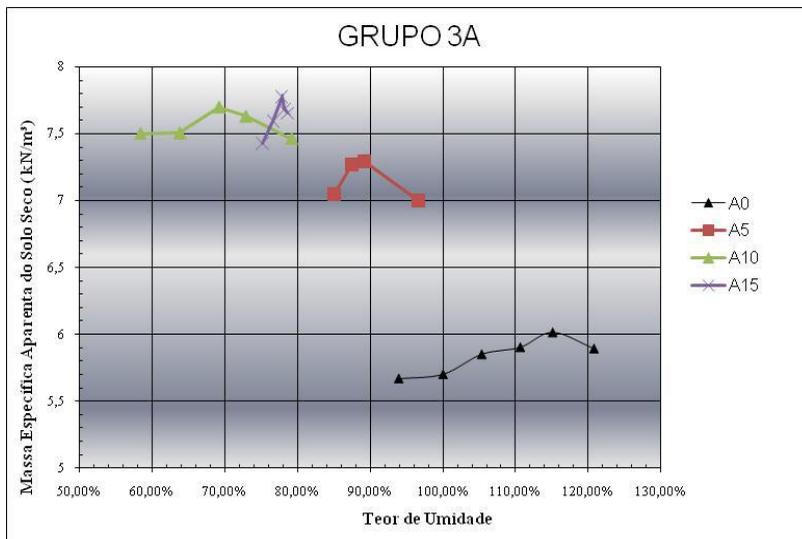
Figura 36 - Curvas granulometricas dos GRUPO 3A



Da mesma maneira, não foi possível determinar, em nenhuma das amostras, os índices de Atterberg (LL, LP, IP). Isto se justifica, pois segundo o DNER (1996), solos do tipo areia siltsosa podem apresentar baixa plasticidade ou serem não plásticos (NP). Quanto à massa específica dos grãos, os valores são próximos, com uma tendência a aumentar à medida que aumenta o percentual de cal na mistura.

No gráfico da Figura 37, apresentam-se as curvas de compactação de proctor normal.

Figura 37 - Curvas de compactação GRUPO 3A



Na compactação, a umidade ótima (H_{ot}) das misturas com estabilizante, assim como seu peso específico aparente máximo ($\gamma_{s \max}$) ficaram mais altas do que a do lodo de ETA natural, como era de se esperar, já que A0 possuía menor percentual de areia (A0-73,44%, A5-81,70%, A10-81,27% e A17-86,41%). Contudo, não se supunha uma diferença tão significativa entre os valores (baixou de 68,3% considerando a média das amostras com cal) em função do baixo incremento CaOH, ou seja, 5%, 10% e 15%. Todavia, pode-se afirmar que a CaOH elevou os valores $\gamma_{s \max}$.

4.3.1.1 Requisitos Geotécnicos de Cobertura de Aterro

De acordo com o que foi apresentado na revisão bibliográfica, no Brasil não há norma que especifique padrão geotécnico de cobertura de aterro sanitário, apenas a NBR 13.896 orienta o projeto e construção de cobertura final com coeficiente de permeabilidade inferior ao do solo natural da área do aterro. No entanto, ela estabelece que “o aterro deve ser executado em áreas onde haja predominância no subsolo de material com coeficiente de permeabilidade inferior a 5×10^{-5} cm/s” (ABNT, 1997, p. 3). Desse modo, conclui-se que a permeabilidade deva ser menor que 5×10^{-5} cm/s. Os resultados de comparação dos critérios mostram que lodos de ETA *in natura* e estabilizados com 5%, 10% e

15% de CaOH, não são adequados geotecnicamente para uso como solo de cobertura.

4.3.2 Avaliação Geotécnica dos Materiais GRUPO 3B

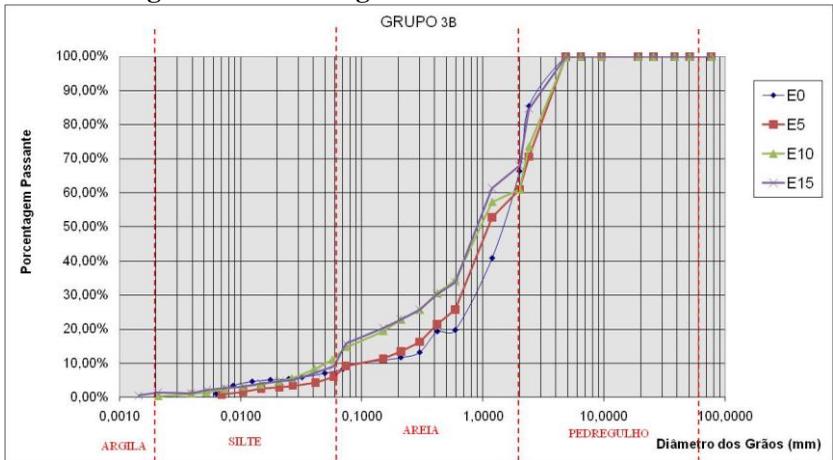
Na Tabela 24, são apresentados os resultados de caracterização geotécnica do Grupo 3A e no gráfico da Figura 38, as curvas granulométricas.

De acordo com os valores da curva granulométrica, o lodo de ETE pode ser considerado como um solo uniforme e mal graduado. Comparando-se as curvas, percebe-se que a variação granulométrica da amostra E0, lodo de ETE sem CaO, comparada as demais amostras, E5, E10 e E15, não é significativa. Pelo Sistema Unificado de Classificação (SUCS), todos foram classificados como SM, que significa areia com finos ou areia siltosa. Conforme Tabela 24, para os valores da análise granulométrica apresentados, todas as amostras contém um percentual de silte mais significativo do que de argila, exceto a amostra E5 que, por apresentar um percentual de pedregulho fino maior, foi classificada como SP, areia com poucos finos.

Tabela 24 - Caracterização geotécnica do GRUPO 3B

GRUPO 3B					
Ensaio		E0	E5	E10	E15
Teor de Umidade (%)		12,85	13,36	0,06	11,24
Análise granulométrica	% Pedregulho Grosso				
	% Pedregulho Médio			0,06	
	% Pedregulho Fino	33,56	39,02	38,98	32,02
	% Areia Grossa	46,68	35,18	26,56	34,21
	% Areia Média	8,07	12,35	11,64	10,84
	% Areia Fina	2,08	4,26	8,02	7,03
	% Silte	7,86	9,09	14,4	14,63
	% Argila	1,75	0,08	0,35	1,26
Classificação	SUCS	SM	SP	SM	SM
Limite de Liquidez (%)		0	0	0	0
Limite de plasticidade (%)		NP	NP	NP	NP
Índice de plasticidade (%)		0	0	0	0
Massa esp. grãos (g/cm ³)		1,567	1,732	1,713	1,762
Compactação	H _{at} (%)	99,8	77,8	72,6	68,5
	γ_{smax} (g/cm ³)	0,6	0,71	0,73	0,78
QASIN E CHIANG (1994)	Condição Hidráulica $k < 1 \cdot 10^{-7}$ cm/s	NA	NA	NA	NA
	% Retido na #4 < 50%	A	A	A	A
	% Passante na #200 > 30%	NA	NA	NA	NA
	Tamanho Máximo de Partícula	A	A	A	A
	IP > 7	NA	NA	NA	NA
DANIEL (1993)	Condição Hidráulica $k < 1 \cdot 10^{-7}$ cm/s	NA	NA	NA	NA
	% Retido na #4 < 30%	NA	NA	NA	NA
	% Passante na #200 > 20%	NA	NA	NA	NA
	Tamanho Máximo de Partícula	A	A	A	A
	IP > 7	NA	NA	NA	NA
NBR - ABNT 13896	Condição Hidráulica $k < 1 \cdot 10^{-6}$ cm/s	NA	NA	NA	NA
ROCCA (1993)	Condição Hidráulica $k < 1 \cdot 10^{-7}$ cm/s	NA	NA	NA	NA
	Classificação SUCS	NA	NA	NA	NA
	% Passante na #200 > 30%	NA	NA	NA	NA
	LL > 29%	NA	NA	NA	NA
	IP > 14	NA	NA	NA	NA

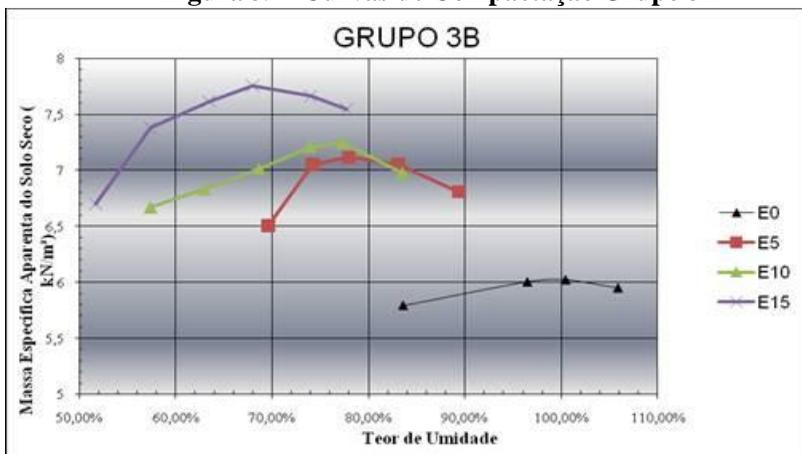
Figura 38 - Curvas granulométricas dos GRUPO 3B



Não foi possível determinar, em nenhuma das amostras, os índices de Atterberg (LL, LP, IP). Estes solos são não plásticos (NP). Quanto à massa específica dos grãos, os valores são próximos, desta forma, com o Grupo 3A, a tendência é aumentar à medida que aumenta o percentual de cal na mistura. Contudo, os valores são mais próximos aos encontrados para o Grupo 3A.

No gráfico da , são apresentadas as curvas de compactação do ensaio de proctor normal do GRUPO 3B.

Figura 39 - Curvas de Compactação Grupo 3D



Na compactação, a umidade ótima (H_{ot}) das misturas com estabilizante, assim como seu peso específico aparente máximo ($\gamma_s \text{ max}$) ficaram mais altas do que a do lodo de ETE natural, o que não era de se esperar, já que E0 possuía maior percentual de areia comparado aos demais (E0-56,83%, E5-51,79%, E10-46,22% e E17-52,08%). Todavia, pode-se afirmar que a adição de cal e a presença de matéria orgânica no lodo de esgoto contribuíram para a redução da H_{ot} e a elevação dos valores de $\gamma_s \text{ max}$.

4.3.3.1 Requisitos Geotécnicos de Coberturas de Aterros

Os resultados de comparação dos critérios mostram que lodos de ETE *in natura* e estabilizados com 5%, 10% e 15% de CaO, de acordo com os resultados apresentados, não são adequados geotecnicamente para uso como solos de cobertura.

4.3.3 Avaliação Geotécnica dos Materiais GRUPO 3C

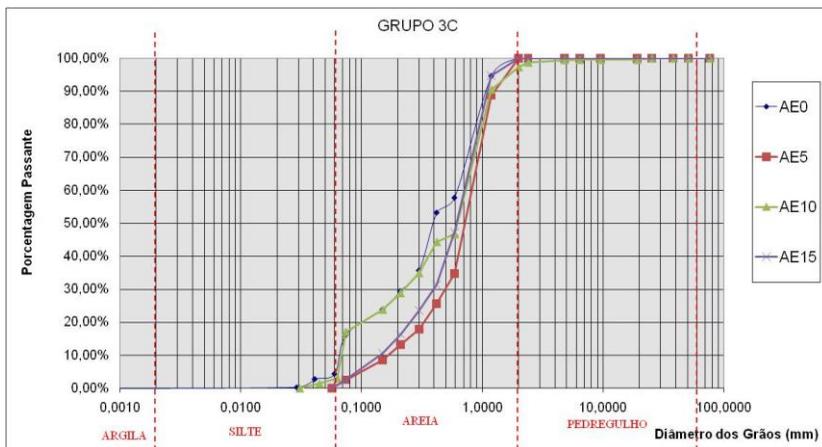
A caracterização granulométrica das amostras, apresentadas na Tabela 25 e no gráfico da Figura 40,, mostra, novamente, a forte predominância da fração areia (de areia grossa, areia média e areia fina) e, secundariamente, fração de silte, caracterizando solo SM areia silteosa, pois mais de 50% do diâmetro dos grãos são retidos na peneira nº200 (0,075 mm) e mais de 50% passantes na peneira nº4 (4,8mm). Exceto a

amostra AE5 que, por apresentar um percentual de pedregulho e baixo percentual de finos foi classificada como SP, areia mal graduada.

Tabela 25 - Caracterização geotécnica do GRUPO 3C

GRUPO 3C					
Ensaio		AE0	AE5	AE10	AE15
Teor de Umidade (%)		22,19	17,26	25,82	15,41
Análise granulométrica	% Pedregulho Grosso			0,43	
	% Pedregulho Médio			0,08	
	% Pedregulho Fino			2,59	
	% Areia Grossa	42,19	65,21	50,2	52,7
	% Areia Média	28,26	21,56	17,79	30,9
	% Areia Fina	13,4	10,65	11,77	13,72
	% Silte	15,65	2,51	17,02	2,66
	% Argila	0,52	0,07	0,13	0,02
Classificação	SUCS	SM	SP	SM	SM
Limite de Liquidez (%)		0	0	0	0
Limite de plasticidade (%)		NP	NP	NP	NP
Índice de plasticidade (%)		0	0	0	0
Massa esp. grãos (g/cm ³)		1,722	1,746	1,733	1,865
Compactação	H _{ot} (%)	79,2	91,4	87,8	64,2
	γ_{smax} (g/cm ³)	0,75	0,73	0,7	0,84
Cisalhamento Direto	Coesão (kPa)				6,4
	Ângulo de Atrito (°)				38
QASIN E CHIANG (1994)	Condição Hidráulica $k < 1 \cdot 10^{-7}$ cm/s	NA	NA	NA	NA
	% Retido na #4 < 50%	A	A	A	A
	% Passante na #200 > 30%	NA	NA	NA	NA
	Tamanho Máximo de Partícula	A	A	A	A
	IP > 7	NA	NA	NA	NA
DANIEL (1993)	Condição Hidráulica $k < 1 \cdot 10^{-7}$ cm/s	NA	NA	NA	NA
	% Retido na #4 < 30%	A	A	A	A
	% Passante na #200 > 20%	NA	NA	NA	NA
	Tamanho Máximo de Partícula	A	A	A	A
	IP > 7	NA	NA	NA	NA
NBR - ABNT 13896	Condição Hidráulica $k < 1 \cdot 10^{-6}$ cm/s	NA	NA	NA	NA
ROCCA (1993)	Condição Hidráulica $k < 1 \cdot 10^{-7}$ cm/s	NA	NA	NA	NA
	Classificação SUCS	NA	NA	NA	NA
	% Passante na #200 > 30%	NA	NA	NA	NA
	LL > 29%	NA	NA	NA	NA
	IP > 14	NA	NA	NA	NA

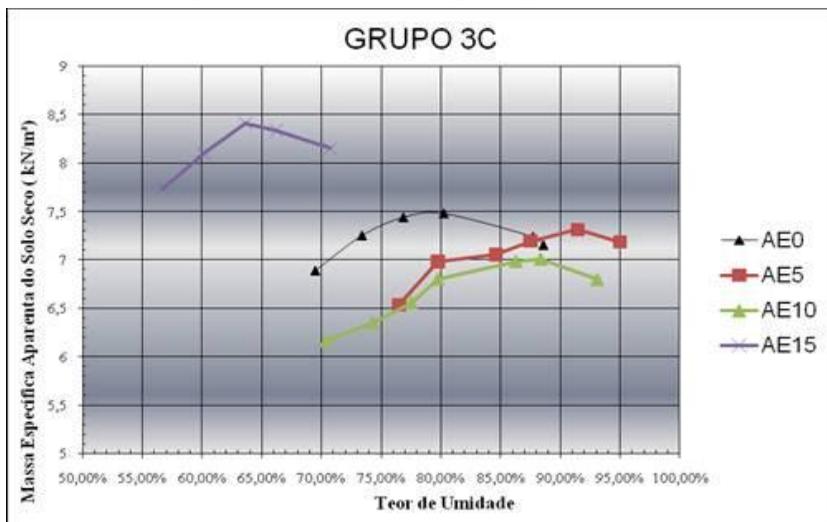
Figura 40 - Curvas granulométricas dos GRUPO 3C



Da mesma forma que com as amostras dos Grupos 3A e 3B, não foi possível determinar em nenhuma das amostras de 3C os índices de Atterberg (LL, LP, IP). Sendo assim classificados como não plásticos (NP), o que se justifica pela sua classificação granulométrica. Quanto à massa específica dos grãos, os valores são próximos e, assim como com os Grupos 3A e 3B, a tendência é aumentar à medida que aumenta o percentual de cal na mistura. Contudo, os valores são mais próximos aos encontrados para o Grupo 3A.

No gráfico da Figura 41 são apresentadas as curvas de compactação do ensaio de proctor normal do Grupo 3C. Na compactação, a umidade ótima (H_{ot}) das misturas com estabilizante, assim como o peso específico aparente máximo ($\gamma_{s\ max}$) não apresenta uma uniformidade dos dados como nos Grupos anteriores. A amostra AE15 apresentou H_{ot} de 64,2% contra 79,2 % da amostra AE0 que não contém CaO, uma redução de 18,94%.

Figura 41 - Curvas Compactação GRUPO 3C



4.3.3.1 Requisitos Geotécnicos de Coberturas de Aterros

Os resultados de comparação dos critérios para uso em cobertura de aterro mostram que misturas de 1:1 lodos de ETA e ETE estabilizados com 5%, 10% e 15% de Cao, de acordo com os resultados apresentados na Tabela 25, não são adequados geotecnicamente para uso como solos de cobertura.

4.3.4 Comentários e Conclusão da avaliação geotécnica dos Grupos 3A, 3B e 3C

Os resultados geotécnicos indicam que as amostras, na proporção das misturas realizadas, não apresentam limite de liquidez nem de plasticidade. Quanto à granulometria, as amostras são classificadas, de um modo geral, como areia siltosa. Essa característica pode estar relacionada com a adição do estabilizante ao lodo. Sperling *et al* (2001) comentam que o produto resultante da reação da cal com outras substâncias como bicarbonatos (CaCO_3), produz uma estrutura granular no lodo que aumenta sua porosidade e reduz a compressibilidade. Rebelo (2003) escreve sobre um modelo de camada de proteção constituída de uma camada drenante de pedregulhos grossos ou pedra britada de, aproximadamente, 32mm de diâmetro, cuja função

é prevenir pressões de lixiviação de resíduos sobre as camadas de impermeabilização de base. Segundo IPT/CEMPRE (2000), entre os componentes típicos de uma camada de cobertura final em aterro sanitário, encontram-se areia ou cascalho e material residual recuperado ou reciclado.

As conclusões dos ensaios de compactação demonstraram que os valores de teor de umidade ótima estão muito acima da média encontrada para areias, siltes e argilas. A massa específica aparente seca máxima para todas as amostras ficou abaixo dos valores normalmente encontrados para solos naturais.

Os resultados encontrados dos ensaios de expansão indicam que amostras LETE se expandiram mais que as amostras LETA e LETE + LETA, provavelmente devido ao teor de matéria orgânica destas amostras.

Esses resultados indicam a necessidade se melhorar as propriedades geotécnicas, o que justificam as misturas a serem testadas com solo natural. Contudo, o fundamental é que, ao se escolher um solo misturado ou não com outros materiais, atenda-se aos critérios mínimos de permeabilidade, granulometria, plasticidade entre outras características, para se garantir um bom sistema de cobertura. No entanto, todas as misturas estudadas não apresentaram adequabilidade geotécnica diante dos parâmetros avaliados para uso como cobertura de aterro. Conclui-se que é necessário melhorar as características geotécnicas dos lodos de ETA e ETE para serem aproveitados como material de cobertura. Porém, considerando as conclusões da etapa de avaliação ambiental, foi selecionada a mistura AE15 para a realização dos testes de adequação geotécnica.

4.3.5 Adequação Geotécnica – Resultados do Grupo 3D

Os resultados da adequação geotécnica do grupo 3D são apresentados na Tabela 26. A caracterização das amostras do Grupo 3D, definidas a partir de ensaios de granulometria, mostra forte predominância da fração areia (de areia grossa, areia média e areia fina) e, secundariamente, fração de silte, caracterizando as mesmas como um solo arenoso, pois mais de 50% do diâmetro dos grãos são retidos na peneira n°200 (0,075 mm) e mais de 50% passantes na peneira n°4 (4,8mm).

Tabela 26 - Caracterização geotécnica Grupo 3D

Ensaio		SOLO	AE15 + 10%	AE15 + 30%	AE15 + 50%
Teor de Umidade (%)					
Análise granulométrica	% Pedregulho Grosso				
	% Pedregulho Médio				
	% Pedregulho Fino				6,47
	% Areia Grossa	6,63	14,16	12,09	18,28
	% Areia Média	8,98	45,56	38,93	22,95
	% Areia Fina	8,01	25,38	28,09	30,34
	% Silte	12,15	14,76	20,67	18,71
% Argila	64,23	0,14	0,22	3,25	
Classificação	SUCS	ML	SM	SM	SC
Limite de Liquidez (%)		86	0	0	71
Limite de plasticidade (%)		34	NP	NP	45
Índice de plasticidade (%)		52	0	0	26
Massa esp. grãos (g/cm ³)		2,62	2,19	2,31	2,47
Compactação	H _{ot} (%)	37,51	39,4	36,4	37,9
	γ _{max.} (g/cm ³)	1,22	0,954	1,143	1,23
Permeabilidade		3,99E-07	1,96E-04	4,4E-06	1,24E-07
Expansibilidade (%)		0,03	0,6	0,98	0,31
Cisalhamento Direto	Coesão (kPa)	2	23	35	13
	Ângulo de Atrito (°)	27	27,1	28,7	36,7
QASIN E CHIANG (1994)	Condição Hidráulica k<1*10 ⁻⁷ cm/s	NA	NA	NA	NA
	% Retido na #4 < 50%	A	A	A	A
	% Passante na #200 > 30%	A	NA	NA	NA
	Tamanho Máximo de Partícula	A	A	A	A
	IP>7	A	NA	NA	A
DANIEL (1993)	Condição Hidráulica k<1*10 ⁻⁷ cm/s	NA	NA	NA	NA
	% Retido na #4 < 30%	A	A	A	A
	% Passante na #200 > 20%	A	NA	A	A
	Tamanho Máximo de Partícula	A	A	A	A
	IP>7	A	NA	NA	A
NBR - ABNT 13896	Condição Hidráulica k<1*10 ⁻⁶ cm/s	A	NA	NA	A
ROCCA (1993)	Condição Hidráulica k<1*10 ⁻⁷ cm/s	NA	NA	NA	NA
	Classificação SUCS	NA	NA	NA	A
	% Passante na #200 > 30%	A	NA	NA	NA
	LL>29%	A	NA	NA	A
	IP>14	A	NA	NA	A

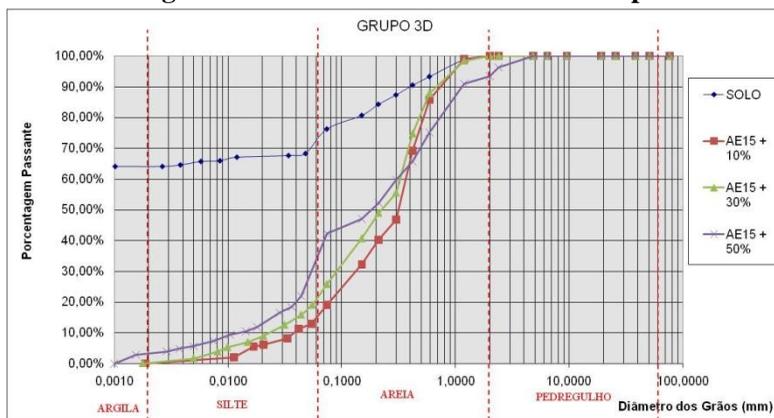
A partir da análise dos resultados do ensaio de granulometria apresentados na Tabela 26 e no gráfico da Figura 42, classificaram-se as amostras segundo SUCS ASTM e AASHTO como:

AE15+10%SOLO – A3 - areia fina (AASHTO)

AE15+30%SOLO – A3 - areia fina (AASHTO)

AE15+50%SOLO – MH ou OH ou SC (ASTM)

Figura 42 - Curvas Granulométricas Grupo 3D



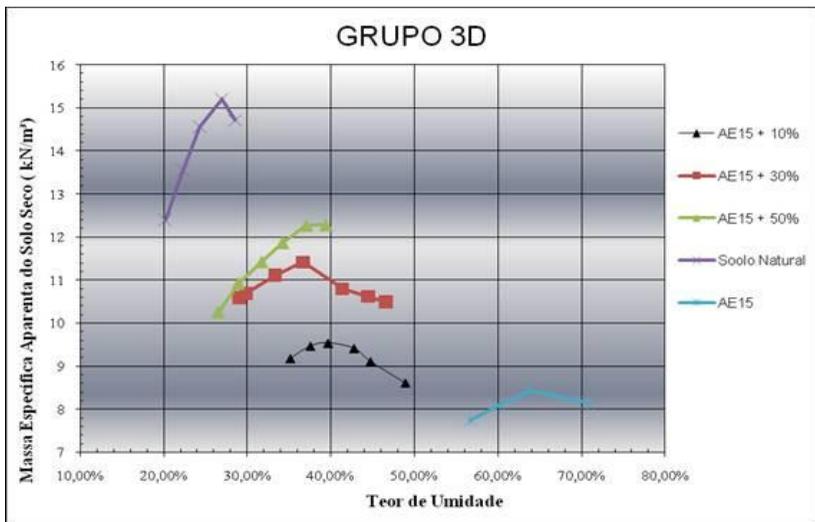
Apesar de as amostras serem consideradas, segundo o sistema unificado de classificação, como inorgânicas (pois mais de 50% do diâmetro dos grãos ficam retidas na peneira n° 200), elas possuem uma origem orgânica, pois parte da composição é originada dos tanques de decantação das estações de tratamento de esgotos. A amostra AE15+50%SOLO teve 54% do diâmetro das partículas retidas na peneira n° 200, ou seja, valor muito próximo do limite que é de 50%. Se esta amostra fosse classificada como um solo fino, segundo o sistema ASTM, seria MH ou OH. Esta classificação não se enquadraria nos critérios de Rocca (1993).

Os resultados de LL e LP para as amostras AE15, AE15+10%SOLO e AE15+30%SOLO foram de não líquido e não plástico, portanto, não foi possível realizar os dois ensaios, e assim, não se pôde determinar o índice de plasticidade. Já a amostra AE15+50%SOLO obteve um índice de plasticidade de 26%, segundo Rocca (1993), dentro dos parâmetros para solos a serem utilizados em cobertura final de aterros. Os resultados dos ensaios para determinação

da massa específica mostram que, com o aumento do teor de solo, ocorre grande aumento na densidade real dos grãos.

A realização dos ensaios de compactação com as misturas solo-lodo visou verificar o efeito da adição dos diferentes teores de solo nos ensaios de compactação e determinar a umidade ótima e densidade máxima para a compactação dos corpos de prova em cada um dos teores considerados (10%, 30% e 50% de solo). Os resultados dos ensaios de compactação apresentados na Tabela 26 podem ser visualizados no gráfico da Figura 43.

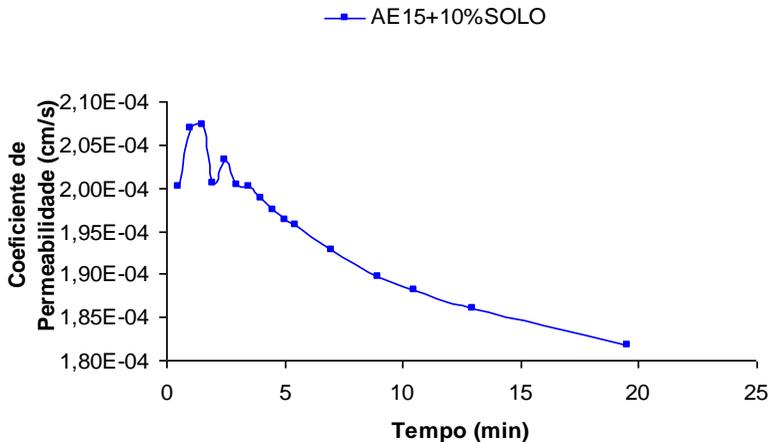
Figura 43 - Curvas de compactação Grupo 3D



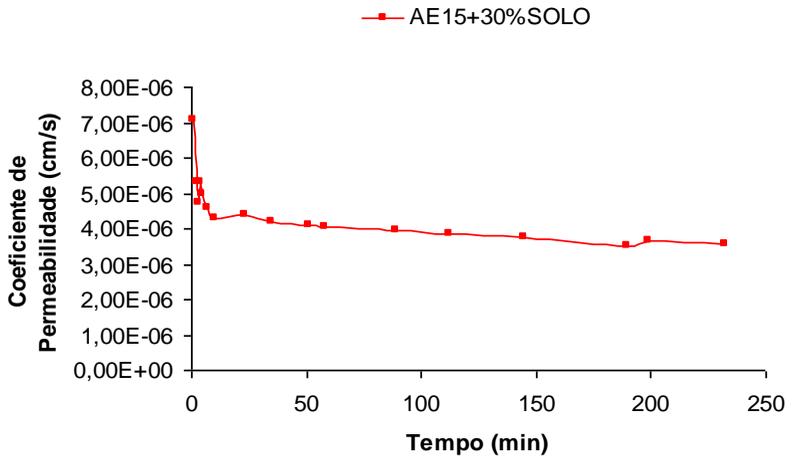
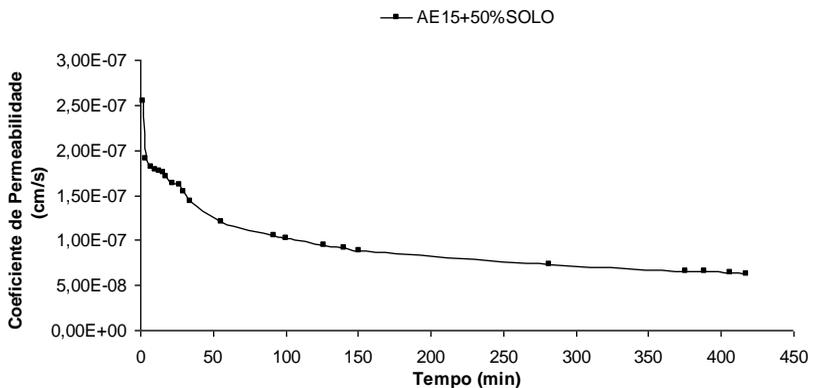
Com relação às curvas de compactação das misturas solo-lodo, verifica-se o ligeiro crescimento da massa específica seca máxima em função do aumento do teor de solo para os diferentes teores considerados, indicando que o acréscimo em adição de solo altera as propriedades físicas da amostra AE15. A amostra AE15+50%SOLO foi a que obteve um melhor resultado geotécnico, atingindo uma massa específica máxima de $1,224 \text{ g/cm}^3$ com 37,51% de umidade, valores de acordo com o de solos naturais. Raízes de plantas crescem bem em substrato que possui densidade 1,1 a $1,5 \text{ g/cm}^3$, crescem moderadamente bem em solos com densidade de até $1,7 \text{ g/cm}^3$, e pobremente ou não crescem em densidades mais altas (NETO, 1995; DIAS, 1998).

Os resultados apresentados nos gráficos da Figura 44, Figura 45 e Figura 46 referem-se aos ensaios de permeabilidade de carga variável com amostras de solo e lodo estabilizados.

Figura 44 - Permeabilidade AE15+10%SOLO



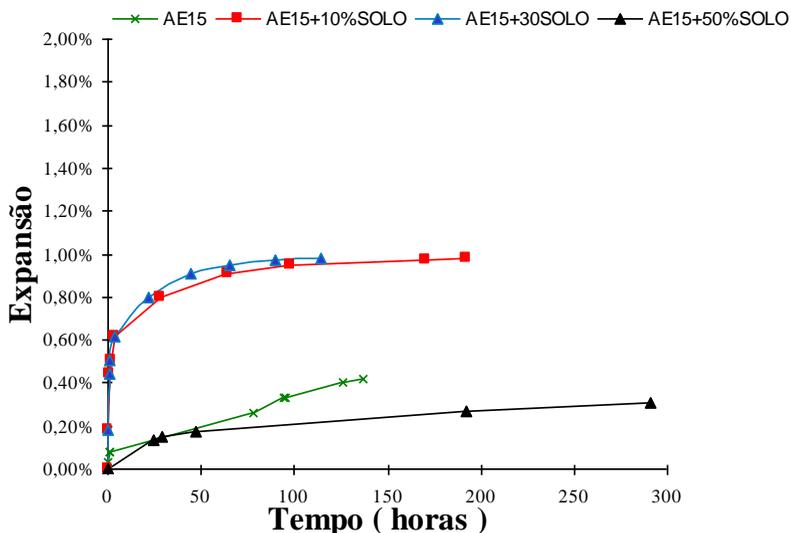
Analisando os resultados, percebe-se que o teor de solo influencia na permeabilidade das amostras e que quanto maior seu teor, menor a permeabilidade. De acordo com os requerimentos sugeridos por Daniel (2003) e Rocca (1993), a amostra AE15+50%SOLO ($k = 1,24E-07$ cm/s) se enquadra com as características de solos com condutividade na ordem de 10^{-7} cm/s, podendo ser indicado para uso como material de cobertura de aterros com finalidade de impermeabilização.

Figura 45 - Permeabilidade AE15+30%SOLO**Figura 46 - Permeabilidade AE15+50%SOLO**

Quanto à permeabilidade das amostras AE15+10%SOLO e AE15+30%SOLO ocorreu uma anomalia durante a realização do ensaio, devido ao fato de o nível de água na bureta subir ao invés de descer durante o procedimento de leitura do ensaio, mas, após decorrer certo tempo obteve-se um $k(\text{cm/s})$ de $1,96\text{E-}04$ e $4,41\text{E-}06$ respectivamente. Isto pode ter ocorrido devido à característica orgânica do material, que pode ter liberado gases neste intervalo do ensaio.

Com objetivo de verificar o aparecimento de fissuras ou trincas numa possível utilização do material em campo, foram realizados ensaios de expansão CBR. Os resultados obtidos estão representados no gráfico da Figura 47.

Figura 47 – Ensaio de expansão



A expansão de solos acontece, geralmente, com aqueles de natureza argilosa ou argilo-siltosa, com percentual de material passando na peneira 200 frequentemente acima de 80%. Portanto, os resultados demonstram que amostra AE15+50%SOLO (que é a que apresenta maior quantidade de solo argiloso, porém, menos que 80% - 42,36% do diâmetro das partículas passante na peneira nº 200), foi a que resultou na menor expansibilidade. Outra observação quanto aos resultados de expansão é que a amostra que contém mais matéria orgânica – AE15 se mostrou menos expansiva do que AE15 + 10% SOLO e AE15+30%SOLO.

4.3.6 Conclusão da etapa de adequação geotécnica

O fator teor de solo natural indica que o acréscimo de solo melhora as propriedades geotécnicas do lodo estabilizado e que na faixa de 50% de solo natural é suficiente para a finalidade que se pretende. A adição de solo natural reduz a condutividade hidráulica, tornando o material AE15+50%SOLO apto a ser utilizado como cobertura final de aterro sanitário. A camada superficial, proteção e fundação contêm as propriedades geotécnicas desta amostra, pois, além de apresentar as características geotécnicas mínimas requeridas para esse tipo de camada de cobertura, apresenta elevada concentração de macronutrientes (N, P, K), facilitando o desenvolvimento de plantas e a proteção contra erosão hídrica. Portanto, o material AE15+50%SOLO poderia ser utilizado na camada superficial ou de suporte da camada de proteção.

Já as amostras AE15+10%SOLO e AE15+30%SOLO não obtiveram as características geotécnicas dos solos utilizados como cobertura final de aterro sanitário, devido ao fato de serem classificadas como material não líquido e não plástico, sendo assim, impossível determinar seu índice de plasticidade. Apesar de não serem utilizáveis em cobertura final de aterro sanitário, suas características geotécnicas tornam este material passível de ser usado em outros tipos de obras de engenharia, conforme a característica geotécnica da obra e tipo específico de material a ser empregado.

4.4 Etapa 4 – Piloto Experimental

Para avaliar a influência do uso do material de cobertura nas características do lixiviado gerado, comparando um material alternativo (AE15+solo) e um tradicionalmente utilizado (solo), são apresentados, primeiramente, a análise das estatísticas descritivas das variáveis físico-químicas na Tabela 27 e dos metais na Tabela 28. Nas Tabelas foram apresentados: média, desvio padrão, mínimo, 1º quartil, mediana, 3º quartil e máximo para cada variável, nos reatores 1 e 2, e no geral.

Tabela 27 - Estatística descritiva das variáveis físico-químicas monitoradas nos reatores R1 e R2

Variável	Reator	n	Média	Desvio Padrão	Mínimo	1o Quartil	Mediana	3o Quartil	Máximo
P	R1	34	98,19	49,15	25,33	51,67	97,50	137,33	193,33
	R2	34	156,15	117,88	16,00	33,33	138,83	280,33	350,33
	Geral	68	127,17	94,27	16,00	46,17	109,33	163,00	350,33
NO2-	R1	32	0,31	0,60	0,02	0,08	0,16	0,30	3,42
	R2	32	0,18	0,12	0,01	0,05	0,18	0,27	0,40
	Geral	64	0,25	0,43	0,01	0,07	0,17	0,27	3,42
NO3-	R1	31	7,41	8,98	0,88	2,51	4,60	9,94	50,44
	R2	31	4,48	2,88	0,79	2,44	4,47	5,91	10,85
	Geral	62	5,94	6,78	0,79	2,51	4,58	7,70	50,44
NH4+	R1	32	942,30	577,97	244,00	373,33	926,50	1532,50	1953,67
	R2	32	854,15	467,09	228,00	344,17	966,50	1127,33	1773,33
	Geral	64	898,22	523,17	228,00	359,00	958,67	1393,33	1953,67
NTK	R1	34	877,65	531,96	184,80	330,40	912,80	1366,40	1646,40
	R2	34	921,29	437,09	274,40	481,60	920,30	1405,60	1556,80
	Geral	68	899,47	483,70	184,80	417,20	920,30	1386,00	1646,40
ST	R1	34	16260,70	8928,54	6696,67	7978,67	13122,67	26131,33	30147,33
	R2	34	16181,45	7570,36	6738,67	9096,67	15384,67	22477,33	32885,33
	Geral	68	16221,07	8215,45	6696,67	8211,00	14461,00	23840,00	32885,33
SF	R1	34	10138,59	4622,05	4784,00	5988,00	9113,33	15467,33	17428,00
	R2	34	10533,10	4142,24	4830,67	6757,33	10384,00	14472,00	17316,00
	Geral	68	10335,84	4360,36	4784,00	6181,00	9482,00	14571,00	17428,00
SV	R1	34	6129,59	4452,51	1511,33	1938,67	4009,33	10716,00	13848,67
	R2	34	5634,86	3909,02	1685,33	2299,33	4349,33	8765,33	15569,33
	Geral	68	5882,23	4165,67	1511,33	2242,83	4176,00	9664,33	15569,33
DQO	R1	34	19000,84	18831,65	1932,33	3342,67	7292,17	39928,33	50699,67
	R2	34	13644,37	11194,63	1781,50	4230,33	9491,50	23324,67	37938,67
	Geral	68	16322,61	15610,05	1781,50	3658,50	9351,17	27569,00	50699,67
COD	R1	12	11286,11	3391,54	6258,33	8870,83	11130,83	12785,00	19611,67
	R2	10	7412,52	2266,60	4306,83	5536,67	7156,67	8210,00	12196,67
	Geral	22	9525,39	3481,99	4306,83	6966,67	8870,83	12196,67	19611,67
pH	R1	36	6,83	0,83	5,11	6,05	7,27	7,37	7,60
	R2	33	7,04	0,61	5,32	7,07	7,20	7,34	7,96
	Geral	69	6,93	0,74	5,11	6,82	7,25	7,36	7,96

n=número de amostras coletadas no período

Tabela 28 - Estatística descritiva dos metais monitorados nos reatores R1 e R2

Variável	Reator	n	Média	Desvio Padrão	Mínimo	1o Quartil	Mediana	3o Quartil	Máximo
Mg	R1	27	390,83	182,28	142,33	221,48	438,04	554,27	686,03
	R2	27	350,26	174,34	95,63	183,15	414,99	489,09	639,17
	Geral	54	370,55	177,84	95,63	217,93	419,10	520,30	686,03
Fe	R1	27	100,37	128,14	9,17	13,06	56,39	148,21	495,70
	R2	27	25,20	30,56	2,63	5,97	9,20	29,40	97,00
	Geral	54	62,79	99,76	2,63	9,17	16,97	80,60	495,70
Pb	R1	20	0,15	0,16	0,01	0,04	0,06	0,25	0,48
	R2	20	0,07	0,06	0,00	0,02	0,05	0,10	0,18
	Geral	40	0,11	0,13	0,00	0,03	0,05	0,15	0,48
Cr	R1	20	0,30	0,31	0,00	0,08	0,22	0,38	1,16
	R2	20	0,32	0,24	0,00	0,13	0,26	0,53	0,77
	Geral	40	0,31	0,27	0,00	0,10	0,22	0,46	1,16
Ni	R1	27	0,23	0,13	0,09	0,13	0,16	0,33	0,47
	R2	27	0,18	0,09	0,00	0,14	0,19	0,25	0,33
	Geral	54	0,21	0,11	0,00	0,13	0,18	0,29	0,47
Cd	R1	20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	R2	0	-	-	-	-	-	-	-
	Geral	20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Zn	R1	27	0,18	0,07	0,08	0,14	0,15	0,23	0,32
	R2	13	0,36	0,07	0,20	0,31	0,34	0,43	0,45
	Geral	40	0,24	0,11	0,08	0,14	0,22	0,31	0,45
Cu	R1	23	0,04	0,01	0,03	0,03	0,04	0,05	0,08
	R2	26	0,04	0,02	0,01	0,03	0,03	0,06	0,07
	Geral	49	0,04	0,02	0,01	0,03	0,04	0,05	0,08
Ca	R1	27	392,21	159,83	103,80	285,27	349,20	495,20	701,27
	R2	27	430,76	298,32	55,60	196,20	310,33	659,05	1048,00
	Geral	54	411,48	237,84	55,60	259,73	338,50	498,13	1048,00
Al	R1	14	1,90	1,62	0,60	0,93	1,35	2,00	6,70
	R2	20	0,98	0,68	0,18	0,23	0,98	1,50	2,53
	Geral	34	1,36	1,23	0,18	0,60	1,13	1,67	6,70

n=número de amostras coletadas no período

4.4.1 Potencial Hidrogeniônico

A variável pH nos reatores 1 (AE15+solo) e 2 (solo), denominados R1 e R2, respectivamente, foi monitorada semanalmente, durante 246 dias. O gráfico da Figura 48, apresenta o comportamento deste parâmetro ao longo do tempo, e diagramas de caixas dos valores de pH nos reatores R1 e R2 são apresentados no gráfico da Figura 49. Observa-se que R1 apresentou maior dispersão dos dados, mas as medianas foram semelhantes nos dois reatores.

Figura 48 - Variação do pH ao longo do tempo nos reatores 1 e 2 (R1 e R2)

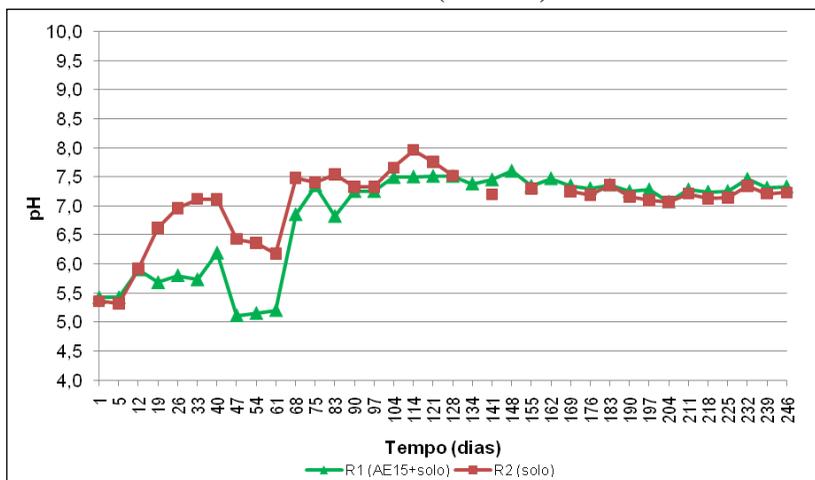
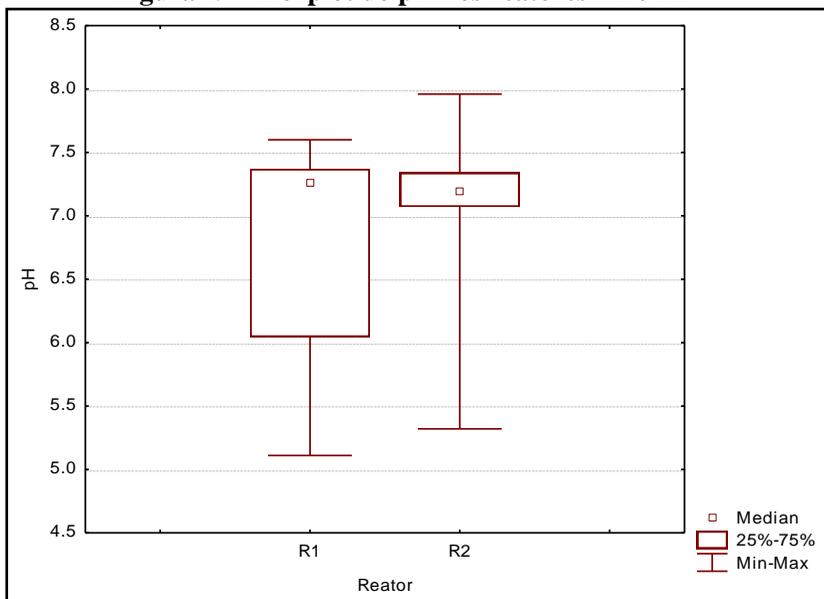


Figura 49 - Boxplot do pH nos reatores R1 e R2



Inicialmente, a massa de resíduos e o material de cobertura estavam em uma condição ácida, produzindo lixiviado com pH de 5,42 (R1) e 5,36 (R2) na partida do sistema. Nos primeiros 12 dias, o pH sofreu elevação significativa em ambos os reatores, que apresentaram comportamentos muito semelhantes. Entre o 12º e o 40º dia, os reatores continuaram a gerar lixiviado com pH mais alto, mas, observa-se que o R2 conseguiu atingir pH de 7,11, enquanto que em R1, o pH subiu somente até 6,19, permanecendo, ainda, em condição ácida. Entre o 40º e o 47º dia, o pH de R1 sofreu uma nova queda, atingindo a condição mais ácida de todo o período de monitoramento: 5,11. Esta queda no pH também foi observada em R2, mas com menor intensidade, e ocorreu até o 61º dia, quando o pH estava em 6,18. Após esta fase ácida, pôde ser observada, em ambos os reatores, uma rápida elevação do pH que, em 7 dias (61º ao 68º dia), passou de 5,2 para 6,85 em R1 e de 6,18 para 7,48 em R2. A partir daí, o pH nos reatores sofreu algumas oscilações, com pequenas quedas e elevações, mas, em seguida, estabilizou-se entre 7,0 e 7,5.

O pH do lixiviado de aterros sanitários é controlado pela presença de metabólitos da fermentação dos resíduos orgânicos e pela solubilização das espécies químicas, a partir dos resíduos não orgânicos. A principal fonte de microrganismos para a decomposição aeróbia e anaeróbia na fase inicial de degradação é a terra que é usada como material de cobertura, e durante esta fase, o pH geralmente fica acima de 7,0 (TCHOBANOGLIOUS *et al*, 1993). Observou-se que em R2 esta fase ficou bem evidente no período entre o 1° e o 40° dia. Em R1 também pôde ser vista a elevação do pH, mas notou-se que, provavelmente por causa da adição dos lodos de ETA e ETE e da cal, as reações anaeróbias começaram a se desenvolver mais rápido, com nitratos e sulfatos, tornando-se receptores de elétrons nas reações biológicas de degradação.

A terceira fase da degradação da matéria orgânica, que corresponde ao momento em que as reações são aceleradas com a produção de quantidades significativas de ácidos orgânicos pôde ser observada em ambos os reatores, iniciando-se a partir do 40° até o 61° dia. Inicialmente, ocorreu a transformação enzimática (hidrólise) dos compostos de maior massa molecular (lipídeos, proteínas, polissacarídeos e ácidos nucleicos componentes das células dos microrganismos) em compostos intermediários, como o ácido acético e o gás carbônico, provocando o aumento da concentração de íons H^+ , com pH variando entre 5,2 e 6,5 (TCHOBANOGLIOUS *et al*, 1993). Notou-se uma diferença significativa entre os reatores, também nesta fase, em que o reator contendo lodo e cal na camada de cobertura (R1) permaneceu com pH abaixo de 5,5, enquanto que o reator contendo apenas solo na camada de cobertura (R2) manteve pH entre 6,0 e 6,5.

A quarta fase, bastante característica na sequência de biodegradação da matéria orgânica, pôde ser observada nos reatores entre os dias 61° e 97°, aproximadamente. Nesta fase, predominaram os organismos estritamente anaeróbios, denominados metanogênicos, que convertem ácido acético e gás hidrogênio em CH_4 e CO_2 . É característico desta fase, pH na faixa de 6,8 - 7,2. E finalmente, na última fase, onde o pH se estabilizou em torno de 7,0, observou-se ligeira tendência em R2 de antecipar a entrada nesta fase, mas isto precisaria ser melhor avaliado com a análise do biogás produzido nos reatores, etapa que não pertence ao escopo deste trabalho.

Pessin *et al.* (2003) realizaram o monitoramento do processo de digestão anaeróbia dos resíduos sólidos dispostos em célula piloto de aterro sanitário, com aproximadamente 35 toneladas de resíduos, contendo, praticamente, a mesma porcentagem de matéria orgânica

utilizada nesta pesquisa, 61,4 e 60%, respectivamente, e camada de cobertura contendo apenas solo argiloso. Durante um ano, ela foi monitorada e os autores verificaram grande oscilação do pH neste período, não sendo acarretada especificamente a formação de ácidos orgânicos voláteis que ocorreram em maior concentração entre o 50 e 100º dia de monitoramento, mas a uma grande oscilação na alcalinidade. Esperava-se que a cal (15%) presente na camada de cobertura de R1 pudesse contribuir para o efeito tampão, e que isso diminuísse a oscilação do pH neste reator, mas isto não ficou evidente.

Rhew e Barlaz (1995) realizaram experimentos com reatores de 4L (3,2 L de resíduos urbanos e 0,8 L de cobertura) onde avaliaram a influência da cobertura de lodo estabilizado com cal na decomposição dos resíduos e na qualidade do lixiviado. Neste trabalho, os autores compararam o comportamento de quatro diferentes camadas de cobertura: uma com 100% de solo; outra com 100% de cal; outra com 70% de LCT (lodo tratado com cal) e 30% de solo; e, por fim, uma com 40% LCT e 60% de solo. Os autores notaram que os lixiviados dos reatores contendo cal ou lodo foram neutralizados devido à alcalinidade da cal, o que resultou em um aumento da fase metanogênica, e consequentemente, aumento da produção de metano.

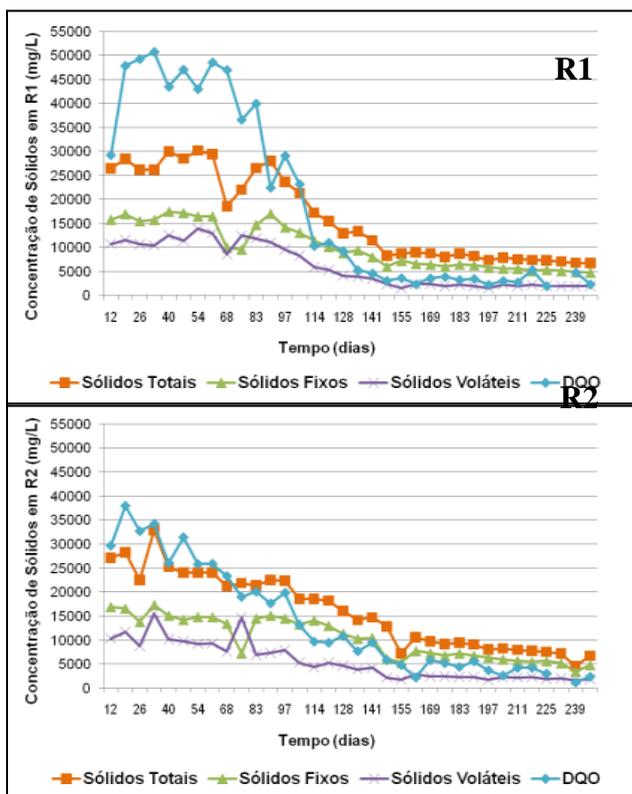
Lange *et al.* (2006) obtiveram faixa de pH entre 5,6 e 8,1 em período de monitoramento entre o 80º e 380º dia de avaliação de células com diferentes camadas de cobertura e camadas intermediárias sem cobertura intermediária; com camada de solo de 10 cm sobre 150 cm resíduos; com camada de capim de 2 cm seguida por uma camada de solo de 5 cm sobre 150 cm de resíduos. Os autores obtiveram um comportamento temporal do pH bastante semelhante nas células avaliadas nos primeiros 140 dias de monitoramento. Após este período, notaram que o pH passou a comportar-se de maneira diferente em cada célula, apresentando faixa de valores mais baixos nas células em que havia solo ou solo+capim como camada intermediária para cobertura dos resíduos.

Neste estudo, comparando a cobertura de AE15+solo (R1) com a cobertura realizada apenas com solo (R2), percebeu-se que o acréscimo da mistura de lodos estabilizados com cal também pode ter influenciado na produção de metano. Isto não é evidente, já que os gases não foram mensurados, mas observando, ainda, o gráfico da Figura 49, nota-se que, apesar do acréscimo de matéria orgânica em R1, por conta dos lodos de ETE e ETA, isto não teve grande influência na fase metanogênica, que ocorreu praticamente no mesmo período do R2.

4.4.2 Sólidos Fixos, Voláteis e Totais.

A variação na composição dos sólidos no lixiviado produzido nos reatores, ao longo dos 246 dias é apresentada no gráfico da Figura 50. De maneira geral, há bastante semelhança entre os reatores no que diz respeito às frações de sólidos fixos e voláteis no lixiviado.

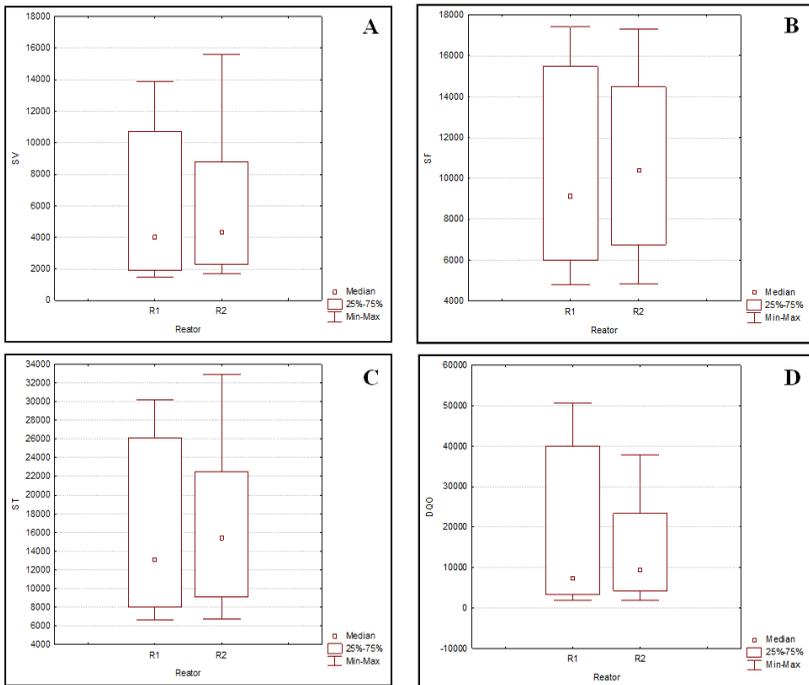
Figura 50 - Balanço de sólidos e DQO ao longo do tempo em R1 e R2



Nota-se que a concentração de sólidos voláteis, que representa diretamente a matéria orgânica presente na amostra, apresentou valores mais baixos em R2, e isto pode ser melhor visualizado no diagrama de caixas do gráfico da Figura 51 (A). Este fato pode estar relacionado à presença dos lodos de ETE e ETA na camada de cobertura de R1, ocasionando maior aporte de material biodegradável. Também ficou

evidente, nos resultados, a predominância dos sólidos fixos em relação aos voláteis em ambos os reatores em, praticamente, todo o período monitorado. Em estudo realizado por Souto (2009), onde o autor confeccionou, a partir de dados secundários de lixiviados de aterros brasileiros, tabelas de características físico-químicas de lixiviados em fases ácida e metanogênica, a predominância de sólidos fixos em relação aos voláteis também foi observada.

Figura 51 - Boxplot de sólidos voláteis (A), fixos (B) e totais (C), e DQO (D), em R1 e R2

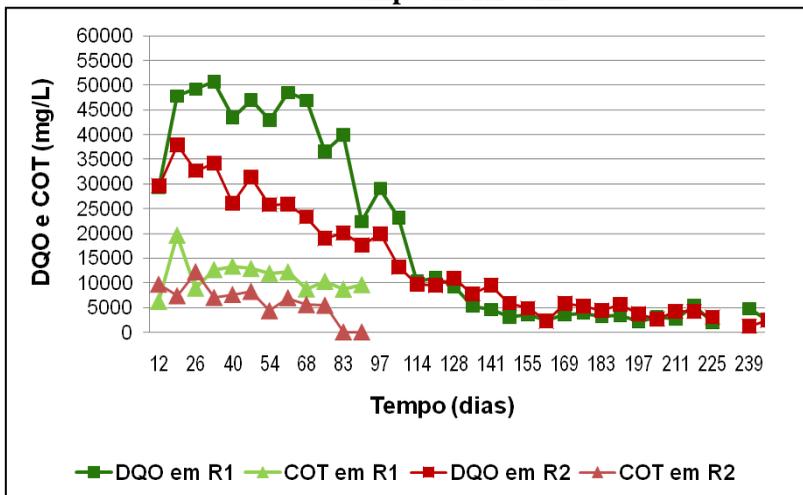


4.4.3 DQO e COD

O gráfico da Figura 52 demonstra o comportamento das variáveis DQO e COD no lixiviado produzido nos reatores 1 e 2. Destaca-se que o período de monitoramento destas duas variáveis foi diferente porque houve um problema técnico no equipamento de

medição do carbono orgânico total que não pôde ser resolvido em tempo hábil.

Figura 52 - Comportamento da variável DQO ao longo do tempo em R1 e R2



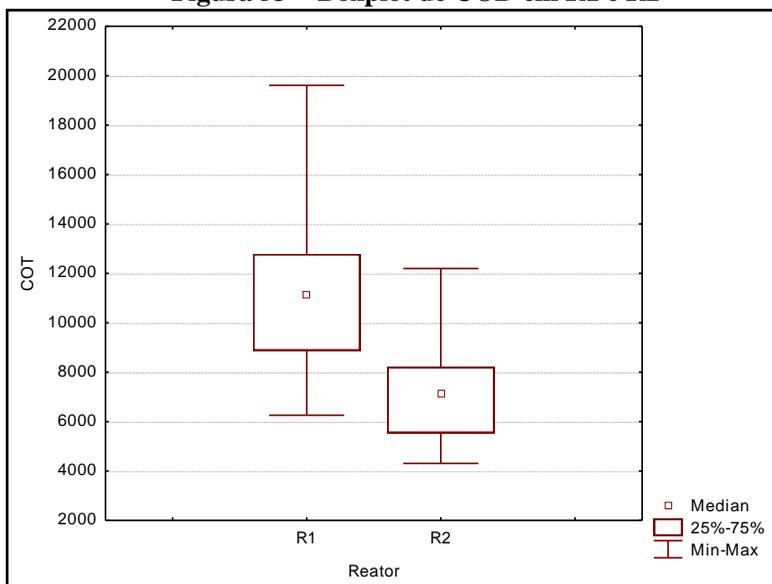
A concentração de DQO variou consideravelmente nos primeiros 114 dias do monitoramento nos reatores, apresentando maior oscilação no reator 1, como já mencionado no subitem anterior, isso correlacionou esta variável às frações de sólidos fixos e voláteis. Uma porção considerável da DQO está ligada a presença de compostos inorgânicos oxidáveis, e isto pode ser observado no gráfico da Figura 52, que realça as diferenças entre as concentrações de COD e DQO, na medida do carbono orgânico total.

A partir do 114º dia, pôde-se notar que houve uma estabilização nas concentrações de compostos quimicamente oxidáveis, em ambos os reatores. Segundo Souto (2009), a DQO típica de lixiviados de aterros brasileiros em fase ácida está entre 90 e 100.000 mg/L, com 80% até 74.000 mg/L; e em fase metanogênica esta faixa encontra-se entre 20 e 35.000 mg/L, com 80% até 13.500 mg/L. De acordo com o que foi explanado no subitem 4.1.1, a partir do 97º dia de monitoramento, o pH começou a estabilizar-se em valores mais altos, com faixa entre 7,0 e 7,5, o que, possivelmente, identifica a entrada na fase metanogênica.

Sendo assim, os valores de DQO obtidos estão dentro da faixa de valores mais prováveis citados por Souto (2009).

TCHOBANOGLIOUS *et al.* (1993) citam que o COD em aterros de até 2 anos varia entre 1.500 e 20.000 mg/L, com valor típico de 6.000 mg/L; variando, no entanto, entre 80 e 160 mg/L para aterros em fase metanogênica, com mais de 10 anos. De acordo com estes valores, mas não desconsiderando que, no presente estudo, tratam-se de reatores que simulam uma célula de aterro e não um aterro propriamente dito pode-se dizer que os valores obtidos para COD estão dentro da faixa de valores típicos (gráfico da Figura 53).

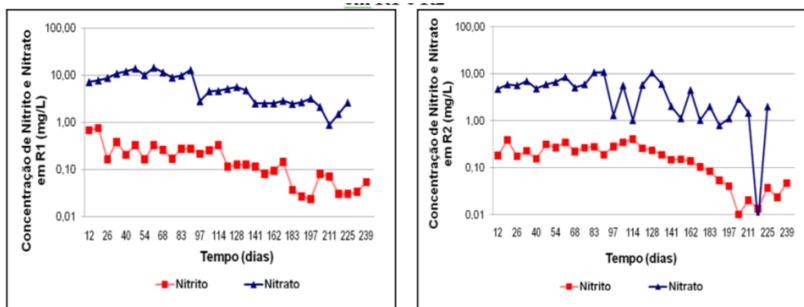
Figura 53 - Boxplot de COD em R1 e R2



4.4.4 Nitrito, Nitrato, Amônia e NTK

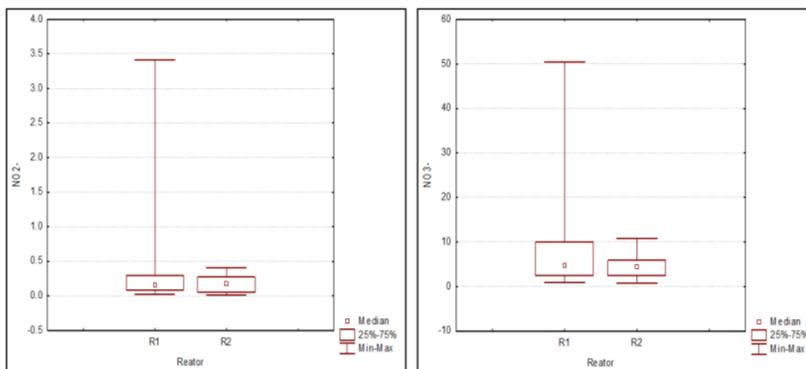
As concentrações de nitrito e nitrato nos lixiviados gerados nos reatores 1 e 2 são apresentadas no gráfico da Figura 54.

Figura 54 - Variação na concentração de Nitrito e Nitrato ao longo do tempo em R1 e R2



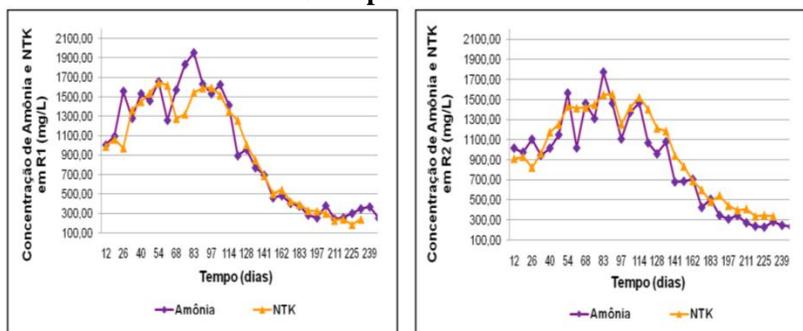
Em relação à presença de nitrito no lixiviado, a ordem de grandeza e a variação nas concentrações nos dois reatores foram semelhantes, oscilando entre valores inferiores a 1,00 mg/L e superiores a 0,01mg/L. Notou-se também que, ao longo do tempo de monitoramento, o comportamento da concentração de nitrito no lixiviado foi decrescente em ambos os reatores. Já em relação à forma mais oxidada do nitrogênio (NO_3^-), pôde ser notada maior diferença no comportamento dos dois reatores. O reator 1 apresentou menor oscilação na concentração de nitrato ao longo do tempo, variando entre valores próximos a 10,00 mg/L e superiores a 1,00 mg/L, enquanto que no reator 2 houve mais picos, altos e baixos, próximos a estes dois extremos. Isto pode ser mais bem visualizado no diagrama de caixas do gráfico da Figura 55.

Figura 55 - Boxplot de Nitrito (A) e Nitrato (B) em R1 e R2



Em relação ao nitrogênio amoniacal e o NTK também não foram observadas diferenças significativas entre R1 e R2 (gráfico da Figura 56). Inicialmente, os reatores apresentavam praticamente as mesmas concentrações para estas duas variáveis, e em ambos os reatores o comportamento foi, em geral, decrescente a partir do 114º dia de monitoramento.

Figura 56 - Variação na concentração de Amônia e NTK ao longo do tempo em R1 e R2



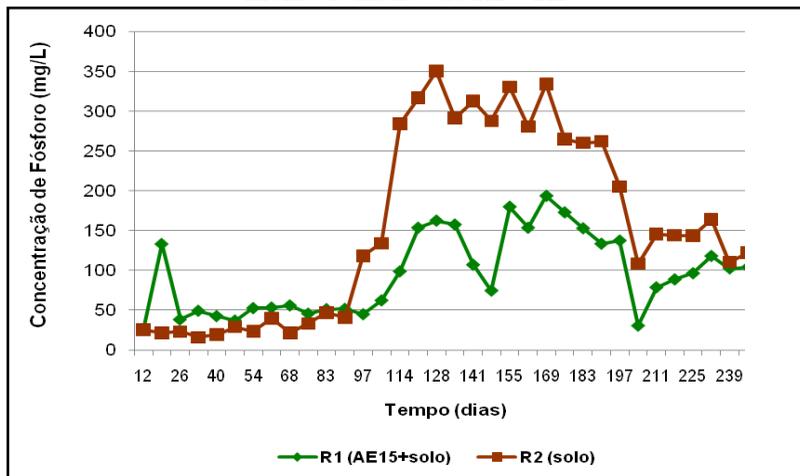
De acordo com Souto (2009), as concentrações de nitrogênio amoniacal em lixiviados de aterros sanitários variam bastante, sendo que em fase ácida podem estar entre 0,07 e 2.000 mg/L, e de 0,03 a 3.000 mg/L em fase metanogênica. A mesma variabilidade também é observada para o NTK, sendo que a fração amoniacal é responsável por grande parte do nitrogênio total.

4.4.4 Fósforo Total

A concentração de fósforo total no lixiviado gerado em R1 e R2, no início do monitoramento, era de aproximadamente 25 mg/L (gráfico da Figura 57). Até o 90º dia, esta concentração não alterou significativamente, com ligeira elevação observada em ambos os reatores, cerca de 52 e 41 mg/L, em R1 e R2, respectivamente. A partir do 97º dia, notou-se um aumento da concentração de fósforo total em R2 mais expressivo que em R1, oscilando na faixa de 260 e 333 mg/L, até iniciar uma nova fase, com queda nas concentrações a partir do 204º dia. Já no R1, no mesmo período (entre 97º e 204º dia), pôde ser notada uma maior oscilação entre picos de valores altos (162 mg/L no 128º dia e 193 mg/L no 169º dia) e baixos (75 mg/L no 148º dia e 31 mg/L no

204º dia). Após este período de maior oscilação, pôde-se notar uma ligeira elevação na concentração do fósforo total em ambos os reatores, tendendo à estabilização a partir do 211º dia.

Figura 57- Variação da concentração de Fósforo Total durante o monitoramento de R1 e R2



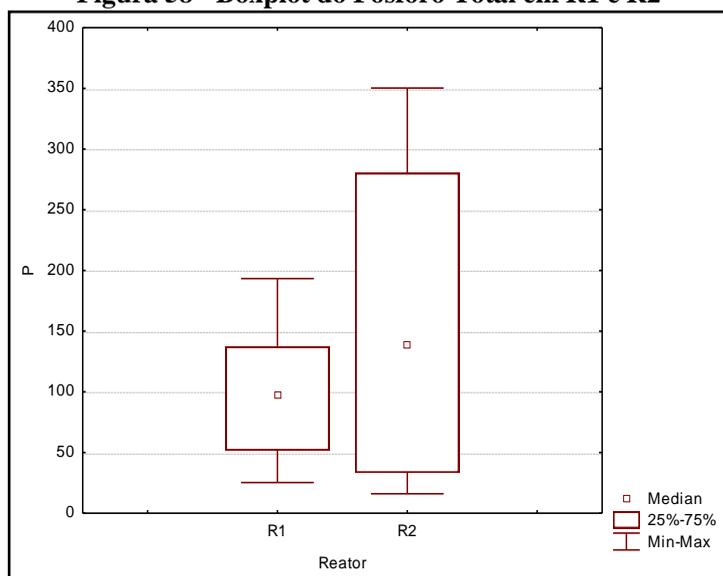
O fósforo pode estar presente na forma de ortofosfato, polifosfato e fósforo orgânico, sendo um elemento fundamental no metabolismo dos microrganismos (VON SPERLING, 2005). Na fase aeróbia, as bactérias armazenam mais fosfato do que liberaram na fase anaeróbia, ou seja, utilizam todo o fosfato liberado mais um adicional que está presente no lixiviado. Essa capacidade de as bactérias adquirirem mais fosfato do que liberam é denominada “*luxury uptake*” (METCALF; EDDY, 2003). Em pH alto e anaerobiose, condição encontrada nos dois reatores a partir do 97º dia, nota-se aumento na liberação de fósforo da massa de resíduos para o lixiviado.

A presença de ferro, alumínio e cálcio, em concentrações altas, e pH neutro favorecem a formação de precipitados insolúveis contendo fósforo, tais como fosfatos de cálcio e ferro, diminuindo a sua disponibilização no meio líquido (SOUZA, 1997). Isto poderia explicar porque R1, que apesar de conter maior quantidade de cálcio, oriundo da adição de Cal (15%) à mistura de lodo (ver Tabela 29), não apresentou no lixiviado quantidades superiores de cálcio, em relação a R2. O cálcio

presente pode ter se ligado ao fósforo disponível, formando compostos insolúveis.

O gráfico da Figura 54 apresenta um diagrama de caixas que facilita a visualização das diferenças entre os dois reatores, apresentando os valores mínimos, 1º quartil, medianas, 3º quartil e os valores máximos obtidos nas análises de fósforo para R1 e R2 no período monitorado. Notam-se valores mínimos semelhantes, mas, nas medianas, é possível observar superioridade nas concentrações de fósforo em R2, bem como o 3º quartil e os valores máximos.

Figura 58 - Boxplot do Fósforo Total em R1 e R2



A faixa de concentrações mais provável para Fósforo Total em lixiviados de aterros brasileiros é de 0,1 a 15 mg/L, como afirmam Souto e Povinelli (2007), bem abaixo dos valores obtidos no monitoramento deste parâmetro nos reatores 1 e 2. Os lixiviados neste caso apresentaram valores de até 194 mg/L no reator 1 e 350 mg/L no reator 2.

4.4.5 Metais

Os metais presentes no lixiviado foram monitorados ao longo de 183 dias, em ambos os reatores, a fim de avaliar a transferência dos

mesmos na massa de resíduos e materiais de cobertura para o líquido, e interpretar as interações que poderiam ocorrer entre os elementos presentes. Os íons metálicos combinam-se com compostos não metálicos chamados de ligantes, os quais, em aterros sanitários, são comumente representados por certos ânions (cloretos, fosfatos, sulfatos), nitrogênio, ácidos húmicos e os aminoácidos. Estas reações de complexidade determinam um aumento da concentração em metais a níveis superiores aos de sua solubilidade normal (CASTILHOS JR. *et al.*, 2003). Para avaliar a transferência dos metais dos resíduos para o lixiviado, foi preciso considerar, também, a presença destes elementos no material de cobertura utilizado em cada reator. A Tabela 29 apresenta os resultados da análise feita nos dois tipos de cobertura. Na sequência, serão apresentados e discutidos os resultados obtidos para a presença dos metais: Ca, Fe, Mg, Cd, Pb, Cr, Cu, Ni, Zn e Al no lixiviado dos reatores 1 e 2.

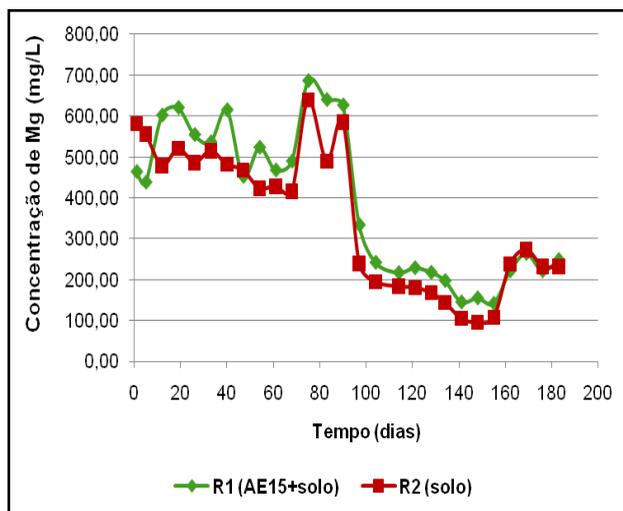
Tabela 29 - Análise de metais no material de cobertura de R1 e R2

Amostra	Mg	Fe	Pb	Cr	Ni	Cd	Zn	Cu	Ca	Al
	mg/L									
AE15+Solo	0,49	24,38	0,29	0,75	0,53	0,00	16,55	1,52	310,73	28,27
Solo	0,01	25,95	0,46	0,76	0,52	0,00	17,07	0,36	208,87	45,90

4.4.5.1. Mg, Ca, Fe

O gráfico da Figura 59 apresenta a variação temporal dos metais Mg e Ca em R1 e R2.

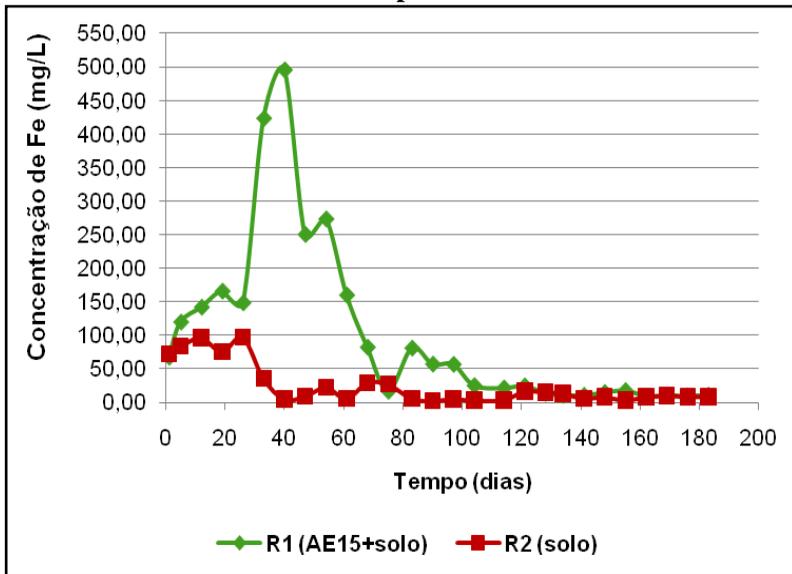
Figura 59 - Variação na concentração de Mg e Ca ao longo do tempo em R1 e R2



Nota-se que as concentrações iniciais de Mg em R1 são um pouco superiores àquelas encontradas em R2 e isto, provavelmente, está relacionado à presença da Cal no material de cobertura em R1. A marca de Cal utilizada apresentava teores de Óxido de Magnésio de 37%, e pode-se observar na Tabela 29, que os teores de Mg na análise do material de cobertura do R1 foram maiores que o encontrado no solo puro, 0,49 e 0,01 mg/L respectivamente. Após um período de, aproximadamente, 70 dias, as concentrações já começam a evoluir de maneira muito semelhante ao longo do tempo.

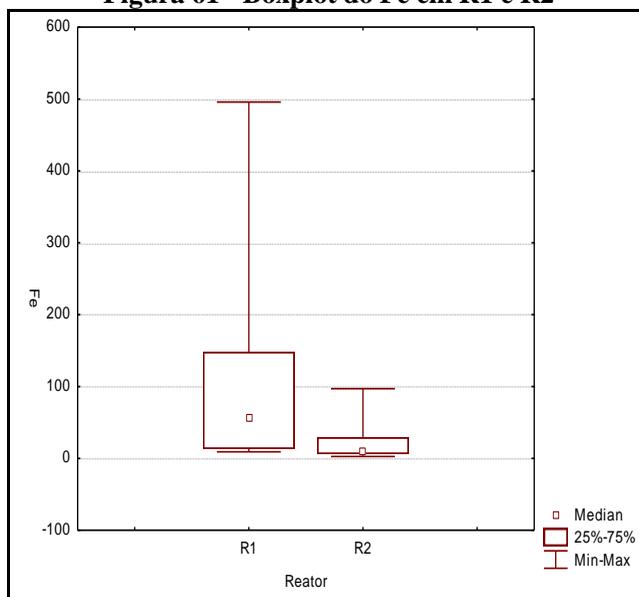
Já em relação à presença de Ca, observou-se que o reator 1, apesar da maior concentração no material de cobertura, não transferiu inicialmente este elemento para o lixiviado, diferentemente do reator 2, cujas concentrações iniciais foram superiores ao R1. A partir do 97º dia de monitoramento, R2 passou a apresentar concentrações inferiores ao R1, até o 162º dia, quando novamente as concentrações de R2 voltaram a superar R1. No geral, as concentrações de Ca em R1 e R2 oscilam bastante entre valores altos e baixos, não apresentando um comportamento visivelmente decrescente dentro do período de monitoramento. Para o elemento Fe foi notável a diferença na transferência deste elemento para o lixiviado nos dois reatores, como pode ser visto no gráfico da Figura 60.

Figura 60- Variação na concentração de Ferro ao longo do tempo em R1 e R2



Nos primeiros 26 dias de monitoramento, notou-se um comportamento semelhante entre os reatores, com concentrações que variaram entre 67 e 165 mg/L em R1 e 72 e 97 mg/L em R2. Após este período inicial, observou-se no lixiviado do reator 1 um aumento considerável na concentração de Fe, que atingiu concentração máxima (495,70 mg/L) no 40º dia, enquanto que, no reator 2, ocorria o contrário, com uma das menores concentrações registradas também neste mesmo dia de monitoramento (5,10 mg/L). No reator 1, após o 40º dia, houve um decaimento rápido na concentração de Fe até atingir 16 mg/L no 75º dia, enquanto isso, o reator 2 continuou mantendo baixas concentrações, que variaram entre 2,63 e 16,74 mg/L. A partir do 121º dia, as concentrações de Fe em ambos os reatores estabilizaram-se em torno de 9,0 mg/L. As diferenças no conjunto de dados dos reatores 1 e 2, em relação ao Fe podem ser melhor visualizada no diagrama de caixas do gráfico da Figura 61.

Figura 61 - Boxplot do Fe em R1 e R2



Em relação ao material de cobertura, as concentrações de Fe encontradas foram praticamente as mesmas, tanto no material utilizado em R1 (AE15+solo), quanto em R2 (solo), ambos com aproximadamente 25 mg/L. O Fe que foi lixiviado poderia estar associado à presença de resíduos metálicos que, por acúmulo de água em algum ponto do reator, devem ter sofrido maior oxidação e dissolução. O pH do meio também influenciaria a solubilização dos metais, e isto é discutido no item 4.4.7.1 sobre as correlações observadas entre estas duas variáveis.

Rhew e Barlaz (1995), em estudo realizado em reator com camada de cobertura composta por 60% de solo e 40% de LETE, simulando células de aterro sanitário, obtiveram em média 15,6 mg/L de Fe, valor inferior às médias encontradas nos lixiviados dos reatores deste estudo. Vale salientar que os autores obtiveram valores superiores de Fe no lixiviado dos reatores usando 100% solo na camada de cobertura (296,0 mg/L) e 100% Cal Virgem (86,7 mg/L). No entanto, como os autores realizaram o estudo com todos os tratamentos em triplicata (três reatores para cada composição de camada de cobertura), também puderam ser observadas diferenças significativas entre os

reatores com mesma camada de cobertura, demonstrando haver mais fatores que influenciariam na transferência dos metais para o lixiviado.

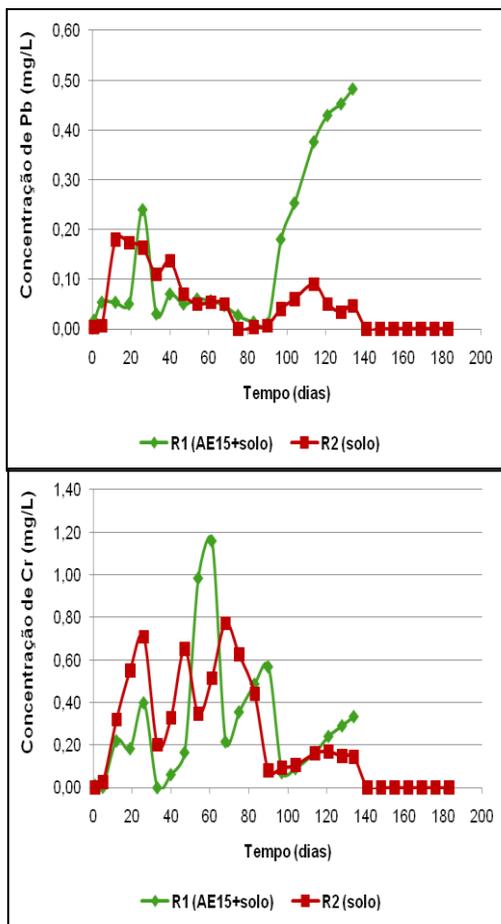
Na apresentação dos resultados e discussões da Etapa 1 - Caracterização dos Materiais, a análise de Fe da amostra bruta do LETE deram valores que variaram de 86,68 a 1.420,77 mg/Kg, contabilizando tanto a parte solúvel quanto insolúvel. Isto demonstra que, além da grande variabilidade nas concentrações deste elemento no LETE, os ensaios de lixiviação realizados para as amostras dos dois materiais de cobertura não conseguem extrair todo o Fe contido nelas, porque são realizados em pH neutro. O Fe, como será visto a seguir, é solubilizado em pH ácido, e no período onde se observou maior presença dele no lixiviado do reator 1 foi justamente quando o pH deste reator esteve abaixo dos valores encontrados em R2.

É importante ressaltar que na Resolução CONAMA 430 de 13 de maio de 2011, onde estão definidos os padrões para lançamento de efluentes em corpos receptores, a concentração máxima de Fe dissolvido é de 15,0 mg/L. No caso do R1, onde a presença de Fe foi mais elevada, foram encontrados valores de até 495,7 mg/L.

4.4.5.2. Cd, Pb, Cr

O metal Cd não foi detectado em R1 e R2 durante o período do monitoramento (183 dias). Se este elemento esteve presente, foi em concentrações inferiores a três vezes o limite de detecção do aparelho ($>0,015$ mg/L), ou seja, só seriam considerados resultados confiáveis aquelas concentrações $> 0,045$ mg/L. O gráfico da Figura 62 apresenta a variação temporal das concentrações de Pb e Cr nos lixiviados de R1 e R2.

Figura 62 - Variação na concentração de Pb e Cr ao longo do tempo em R1 e R2



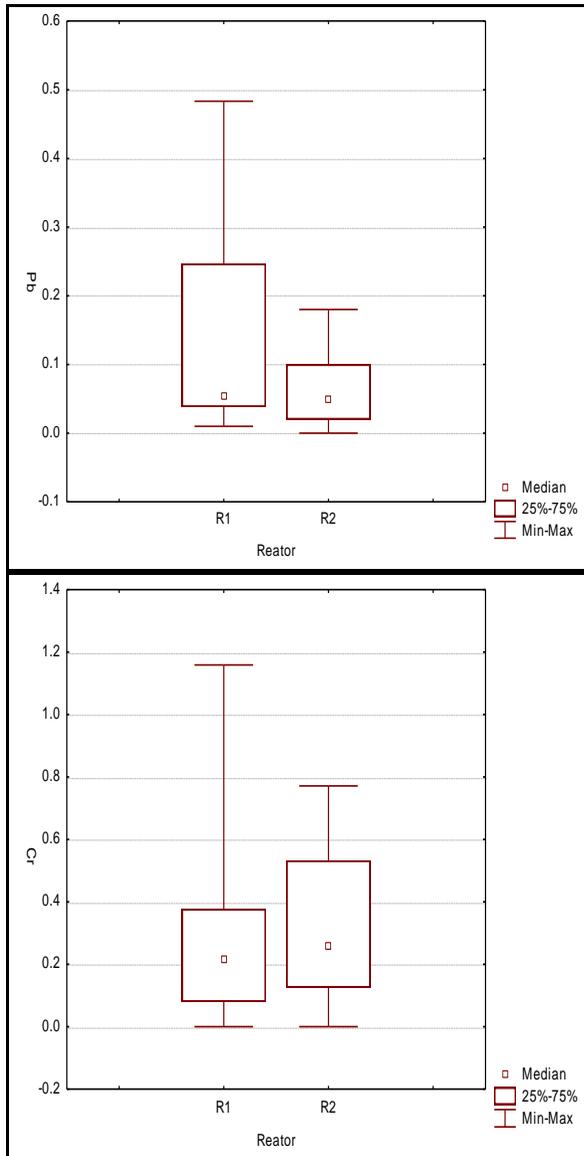
Não houve diferença significativa nas concentrações dos elementos Pb e Cr nos materiais de cobertura utilizados em R1 e R2 (Tabela 29). No entanto, a presença de Pb no lixiviado de R1 variou bastante, mas em nenhum momento ultrapassou o limite máximo estabelecido pela Resolução CONAMA 430 que estabelece os padrões de lançamento de efluentes e corpos hídricos, cujo valor máximo é 0,50 mg/L. Em relação à lixiviação do Cr, o comportamento nos dois reatores não apresentou diferenças muito significativas, mas como o valor máximo estabelecido pela Resolução CONAMA 430 para este

parâmetro inorgânico é de 0,1 mg/L, nota-se que este limite foi ultrapassado em, praticamente, todas as análises realizadas até o 80º dia de monitoramento. Porém após esta fase inicial quase não existe liberação deste metal pesado.

Rhew e Barlaz (1995) não observaram concentrações elevadas de Cr no estudo realizado com diferentes camadas de cobertura: 0,05 mg/L (30% solo+70% lodo estabilizado); 0,03 mg/L (60% solo + 40% lodo estabilizado); 0,03 mg/L (100% solo); 0,05 mg/L (100% cal). Os autores observaram que a presença do lodo estabilizado com Cal não influenciou na dissolução e solubilização do Cr.

No gráfico da Figura 63 são apresentados os diagramas de caixas das análises de Pb e Cr nos reatores 1 e 2 onde podem-se notar que as medianas obtidas para ambos os elementos foram semelhantes em R1 e R2, demonstrando haver pouca influência do material de cobertura na liberação destes elementos para o lixiviado.

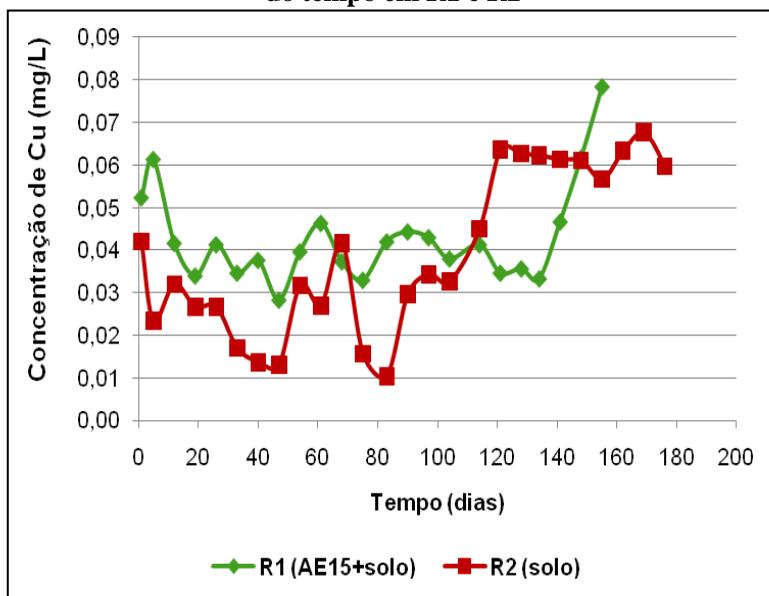
Figura 63 - Variação na concentração de Pb e Cr ao longo do tempo em R1 e R2



4.4.5.3. Cu, Ni, Zn

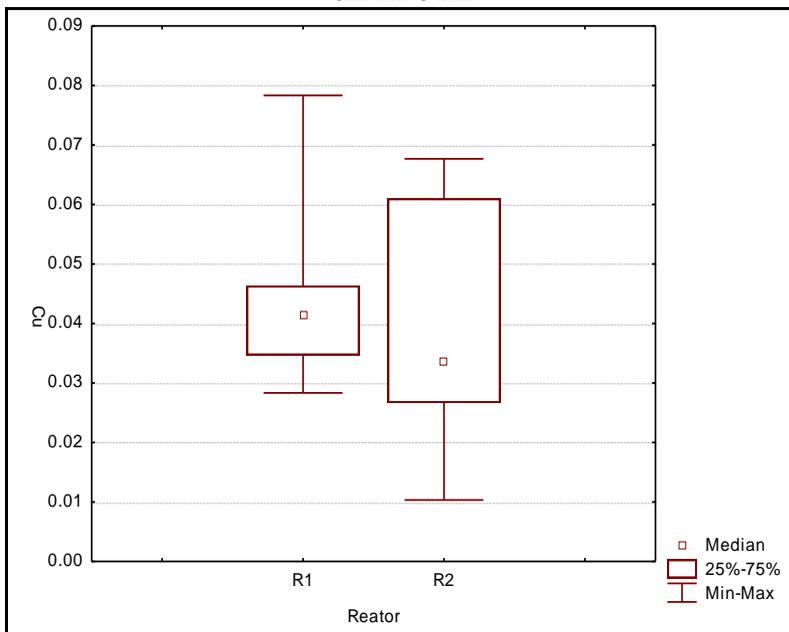
O gráfico da Figura 64 apresenta a variação temporal na concentração de Cu nos reatores 1 e 2.

Figura 64 - Variação na concentração de Cobre ao longo do tempo em R1 e R2



Notou-se pequena predominância na liberação deste metal no reator 1 até o 114º dia, e isso pode estar relacionado à concentração dele no material de cobertura. Na mistura AE15+solo, a concentração de cobre era de 1,52 mg/L enquanto no solo, esta concentração era de apenas 0,36 mg/L (vide Tabela 31). Apesar da concentração 4 vezes maior no material utilizado em R1, a lixiviação do Cu não excedeu em nenhum momento o limite estabelecido pela Resolução CONAMA 430, que é de 1,0 mg/L. O gráfico da Figura 65, apresenta o diagrama de caixas da concentração de Cu nos reatores 1 e 2. Observa-se que, apesar da mediana em R1 ter sido superior à de R2, a oscilação nas concentrações foi maior no reator que utilizou somente solo como camada de cobertura.

Figura 65 - Boxplot da concentração de Cobre ao longo do tempo em R1 e R2

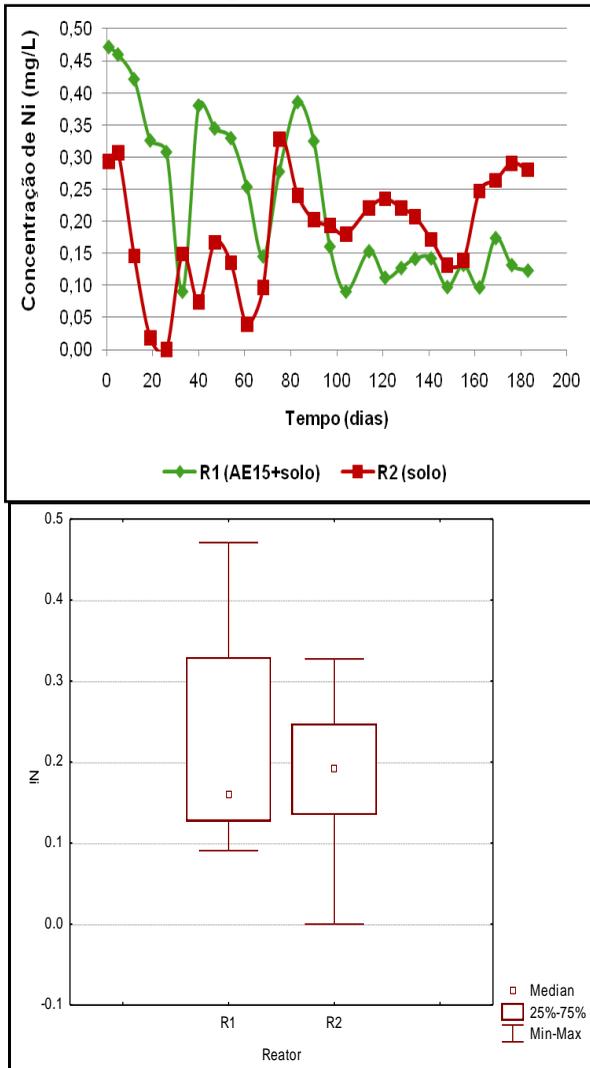


Rhew e Barlaz (1995) observaram concentrações de Cu bastante semelhantes, todas inferiores a 0,1 mg/L, e obtiveram as maiores concentrações quando usaram lodo na camada de cobertura.

A presença de Ni foi observada ao longo dos 183 dias de monitoramento dos metais, mas, em nenhum momento, excedeu o limite de 2,0 mg/L, estabelecido pela Resolução CONAMA 430/11 para o lançamento de efluentes em corpos hídricos receptores (gráfico da Figura 66). Observa-se uma diferença mais significativa entre R1 e R2, com relação aos valores máximos e mínimos. Esta diferença entre os reatores não foi relacionada à camada de cobertura (Tabela 29), já que os materiais usados em R1 e R2 apresentaram, no ensaio de lixiviação, a mesma concentração deste elemento. Rhew e Barlaz (1995) observaram concentrações de Ni variando de 0,12 mg/L nos reatores com 100% de solo e 100% de Cal, 0,15 mg/L no reator com 60% de solo e 40% de mistura de LETE estabilizado com Cal, e 0,20 mg/L em reator contendo 30% de solo e 70% de LETE estabilizado com Cal. Estas diferenças também foram observadas entre as triplicatas do mesmo modelo de

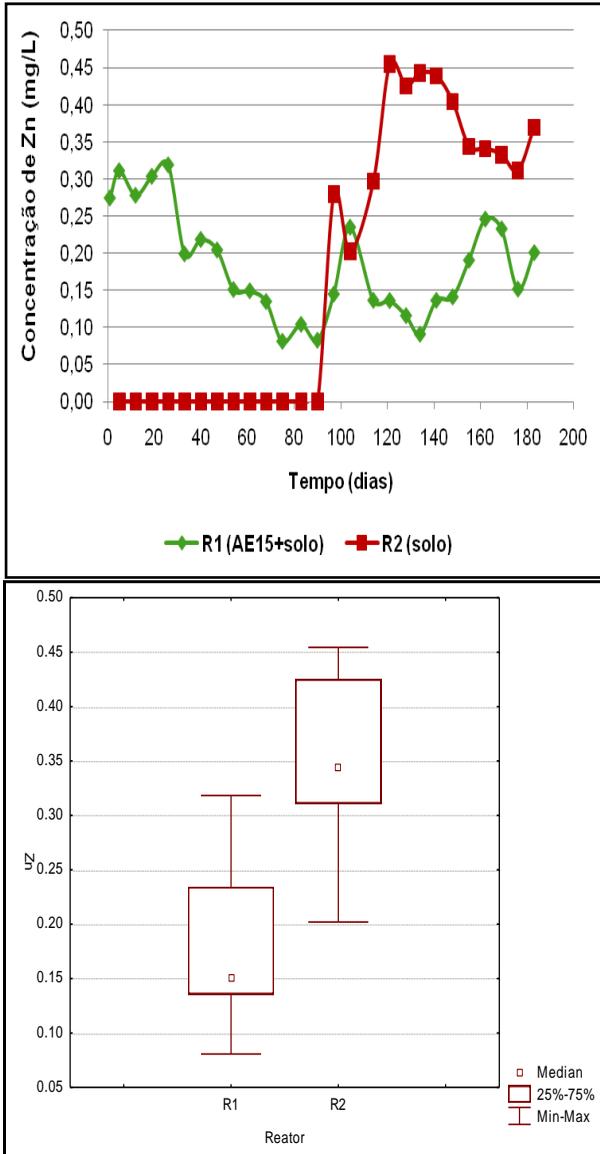
reator, o que demonstra haver muitas outras correlações que explicam a dissolução e solubilização deste elemento dos resíduos e materiais de cobertura para o lixiviado.

Figura 66 - Variação temporal e Boxplot das concentrações de Níquel em R1 e R2



O Zn, outro metal avaliado neste estudo, não foi detectado até o 90º dia em R2, enquanto que, em R1, as concentrações oscilaram entre 0,32 e 0,08 mg/L. Após o 90º dia a concentração de Zn em R2 sobe rapidamente, chegando a 0,45 mg/L até 121º dia. Nota-se, no diagrama de caixas do gráfico da Figura 67, que esta diferença entre os reatores é visível através das medianas, onde R1 apresentou 50% dos valores obtidos inferiores a 0,15 mg/L enquanto, para R2, a mediana dos valores foi de, aproximadamente, 0,35 mg/L. Não foram relacionadas na literatura, concentrações relativamente baixas deste metal à inibição da população de microrganismos envolvidos na degradação da matéria orgânica, tanto da fase ácida quanto metanogênica. Diferentemente, diversos autores relacionam concentrações elevadas de Zn, entre 16 e 100 mg/L, à inibição da degradação biológica (Harries *et al.*, 1990; Lin, 1992, 1993, *apud* Rhew e Barlaz, 1995). Contudo os valores encontrados em R1 e R2 não ultrapassam a resolução CONAMA 430 que é de 5,0mg/L.

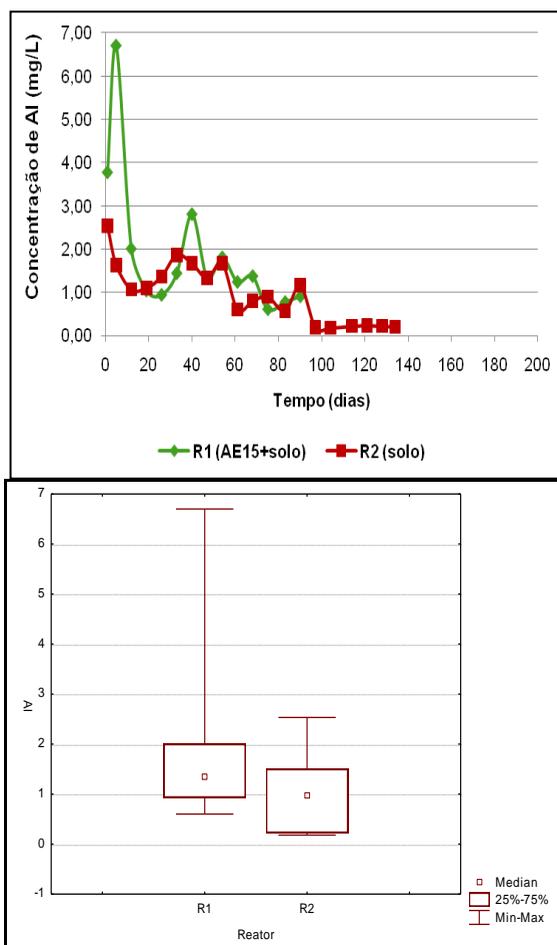
Figura 67 - Variação temporal e Boxplot das concentrações de Zn em R1 e R2



4.4.5.4. Al

O Al esteve presente no lixiviado dos reatores 1 e 2 em concentrações que não oscilaram muito, ao longo do tempo. Notam-se, no gráfico da Figura 68, apenas dois pontos em que R1 apresentou valores mais expressivos, com máximo em 6,70 mg/L, enquanto em R2 o máximo foi observado no primeiro dia, com 2,53 mg/L.

Figura 68 - Variação temporal e Boxplot das concentrações de Al em R1 e R2



O diagrama de caixas demonstra ligeira superioridade de R1 na lixiviação deste metal (gráfico da Figura 68). No entanto, considerando o material de cobertura, o solo puro apresentou concentração de Al de 45,90 mg/L enquanto a mistura de LETA+LETE estabilizado com Cal+ solo apresentou apenas 28,27 mg/L em ensaio de lixiviação. O Al é o terceiro elemento mais abundante nas rochas que compõem os solos (8,2% em massa), sendo superior até ao ferro e ao cálcio (FRASCÁ; SARTORI, 1998 *apud* SOUTO, 2009). Mas, em relação a sua presença em lixiviados de aterros sanitários, não foram encontrados valores típicos deste elemento na literatura consultada. O Al também não está incluído na lista de inorgânicos da Resolução CONAMA 430, que apresenta os valores máximos permitidos para lançamentos de efluentes.

4.4.6 Análise de Correlação entre Variáveis

Para a análise de correlação entre as variáveis, nos reatores R1 e R2, utilizou-se o teste de Pearson. A correlação mede a linearidade entre duas variáveis (paramétrica), se for positiva, indica que o aumento de uma variável produz aumento na outra variável. Se a correlação for negativa, o aumento de uma variável reflete na diminuição da outra variável. A interpretação do valor da correlação segue a escala do Quadro 17 a seguir. Na Tabela 30 e Tabela 31 são apresentados os resultados desta análise.

Quadro 17 - Escala de interpretação dos valores de correlação

Interpretação	Valor
Forte	-1
Média-forte	-0,75
Média	-0,50
Média-fraca	-0,25
Sem Correlação	0
Média-fraca	0,25
Média	0,50
Média-forte	0,75
Forte	1

Tabela 30 - Correlações de Pearson para as variáveis no reator R1

	Mg	Fe	Pb	Cr	Ni	Cd	Zn	Cu	Ca	Al	P	NO2-	NO3-	NH4+	NTK	ST	SF	SV	DQO	COD
Fe	0,58																			
Pb	-0,85	-0,45																		
Cr	0,19	-0,03	-0,11																	
Ni	0,73	0,39	-0,63	0,06																
Cd	-	-	-	-	-															
Zn	0,16	0,27	-0,25	-0,38	0,38	-														
Cu	-0,36	-0,28	-0,27	0,02	0,03	-	0,17													
Ca	0,40	0,33	-0,01	-0,37	0,29	-	0,43	-0,14												
Al	-0,53	0,06	-0,08	-0,41	0,54	-	0,52	0,77	0,02											
P	-0,69	-0,53	0,77	-0,11	-0,57	-	-0,01	0,27	-0,30	-0,25										
NO2-	0,54	0,33	-0,44	-0,16	0,51	-	0,46	-0,22	0,48	0,07	-0,14									
NO3-	-0,01	0,10	-0,69	0,43	0,07	-	0,02	0,80	0,05	0,08	0,03	-0,09								
NH4+	0,70	0,36	-0,59	0,14	0,54	-	-0,11	-0,33	0,26	-0,35	-0,66	-0,11	0,78							
NTK	0,60	0,48	-0,50	0,31	0,46	-	-0,23	-0,53	0,20	0,03	-0,58	-0,10	0,27	0,94						
ST	0,85	0,69	-0,84	0,32	0,76	-	0,15	-0,49	0,44	0,36	-0,70	-0,02	0,25	0,89	0,91					
SF	0,76	0,71	-0,67	0,21	0,73	-	0,22	-0,44	0,45	0,39	-0,64	-0,03	0,27	0,84	0,89	0,98				
SV	0,89	0,64	-0,90	0,39	0,76	-	0,07	-0,50	0,40	0,15	-0,74	-0,01	0,21	0,91	0,89	0,98	0,94			
DQO	0,84	0,72	-0,81	0,18	0,62	-	0,23	-0,46	0,43	0,06	-0,70	0,02	0,25	0,82	0,80	0,92	0,88	0,94		
COD	-0,06	0,39	-0,11	-0,11	-0,09	-	0,28	-0,44	0,21	0,06	0,80	0,34	0,08	-0,31	0,07	0,42	0,38	0,30	0,48	
pH	-0,61	-0,69	0,60	-0,20	-0,71	-	-0,51	0,09	-0,31	-0,39	0,53	-0,07	-0,23	-0,46	-0,51	-0,76	-0,75	-0,74	-0,81	-0,40

Tabela 31- Correlações de Pearson para as variáveis no reator R2

	Mg	Fe	Pb	Cr	Ni	Cd	Zn	Cu	Ca	Al	P	NO2-	NO3-	NH4+	NTK	ST	SF	SV	DQO	COD	
Fe	0,54																				
Pb	0,02	0,45																			
Cr	0,34	0,13	0,33																		
Ni	-0,08	-0,20	-0,74	-0,54																	
Cd	-	-	-	-	-																
Zn	-0,48	0,72	-0,42	0,70	-0,05	-															
Cu	-0,80	-0,28	-0,14	-0,40	0,25	-	0,77														
Ca	0,79	0,75	0,53	0,31	-0,34	-	0,13	-0,65													
Al	0,77	0,51	0,12	0,03	-0,06	-	0,76	-0,47	0,73												
P	-0,89	-0,44	-0,27	-0,58	0,48	-	0,72	0,91	-0,72	-0,74											
NO2-	0,26	-0,02	-0,17	-0,07	-0,21	-	-0,45	-0,41	0,05	-0,33	-0,24										
NO3-	0,53	0,05	-0,39	0,00	-0,11	-	0,24	-0,40	0,30	0,11	-0,41	0,55									
NH4+	0,44	-0,01	-0,53	0,07	-0,09	-	-0,35	-0,53	0,12	-0,10	-0,35	0,86	0,65								
NTK	0,31	-0,22	-0,83	-0,18	-0,04	-	-0,10	-0,45	-0,07	-0,40	-0,23	0,89	0,64	0,95							
ST	0,75	0,48	0,52	0,27	-0,53	-	-0,18	-0,83	0,69	0,78	-0,60	0,79	0,59	0,78	0,75						
SF	0,51	0,39	0,57	-0,09	-0,60	-	-0,18	-0,65	0,55	0,45	-0,46	0,82	0,57	0,81	0,78	0,94					
SV	0,83	0,47	0,30	0,43	-0,37	-	-0,18	-0,83	0,69	0,73	-0,68	0,66	0,53	0,65	0,62	0,94	0,77				
DQO	0,79	0,62	0,62	0,59	-0,66	-	-0,29	-0,82	0,83	0,78	-0,72	0,67	0,53	0,65	0,58	0,94	0,87	0,91			
COD	0,00	0,66	0,73	0,13	-0,45	-		-0,10	0,64	0,07	-0,10	-0,36	-0,28	-0,58	-0,79	0,08	0,27	-0,19	0,52		
pH	-0,54	-0,65	-0,04	0,09	0,05	-	-0,11	0,28	-0,58	-0,69	0,50	-0,03	-0,14	0,04	0,08	-0,34	-0,28	-0,37	-0,51	-0,22	

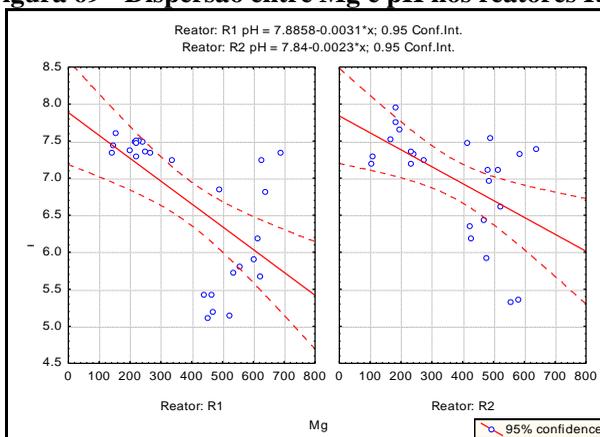
Estão destacadas em vermelho as correlações que foram significativas, ou seja, existe uma correlação entre as variáveis e são estatisticamente diferentes de zero. A seguir, serão apresentadas as correlações mais importantes. A escolha delas foi feita através da observação das Tabelas anteriores e dos gráficos de dispersão.

4.4.6.1. pH e Metais

O pH é um fator-chave para a dissolução de certos elementos minerais quando do contato líquido-sólido, podendo afetar a solubilidade por deslocamento do equilíbrio físico-químico no qual intervêm os íons H^+ ou OH^- , por reação química direta destes íons sobre a matéria sólida e por influência sobre o estado de óxido-redução do sistema (CASTILHOS JR. *et al*, 2003). Por ser um fator que, previamente, já é correlacionado à presença de metais no lixiviado, serão apresentados os gráficos de dispersão com correlações mais significativas.

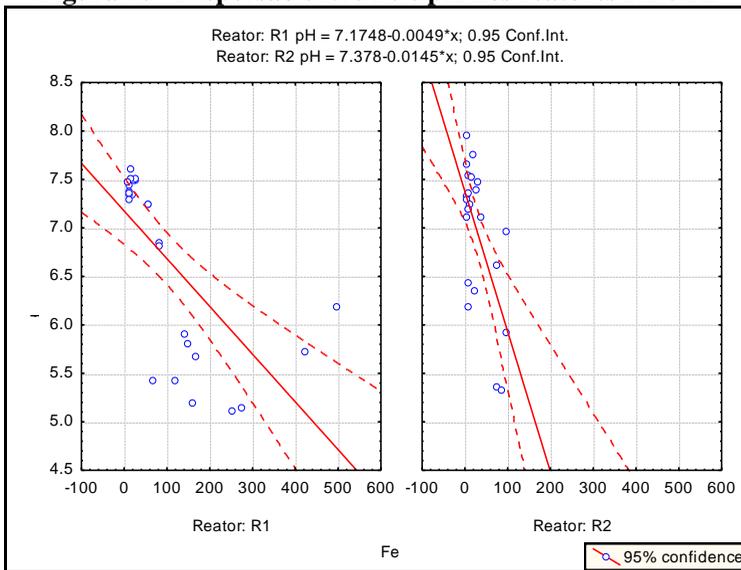
O gráfico da Figura 69 demonstra haver uma correlação negativa entre o Mg e o potencial hidrogeniônico, ou seja, quando o pH do lixiviado é baixo, as concentrações de Mg são mais elevadas do que em pH alto. Este comportamento foi observado em ambos os reatores. O caráter ácido do lixiviado na terceira fase de biodegradação ajuda na solubilização de materiais inorgânicos, podendo apresentar altas concentrações de ferro, manganês, zinco, cálcio e magnésio (CASTILHOS Jr. *et al*, 2003).

Figura 69 - Dispersão entre Mg e pH nos reatores R1 e R2



Assim como o Mg, Fe (gráfico da Figura 70), Ni (gráfico da Figura 71) e Al (gráfico da Figura 72) também apresentaram uma correlação negativa em relação ao pH, sendo mais bem solubilizados quando em meio ácido. Souto (2009) classificou os elementos Al, Ba, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn como do Tipo I, que apresentam concentrações mais elevadas durante a fase ácida, e diminuem com o aumento do pH na fase metanogênica. Já os elementos do Tipo II (K e Mn) apresentam concentrações crescentes ao longo do tempo, tendo correlação positiva com o pH.

Figura 70 - Dispersão entre Fe e pH nos reatores R1 e R2



O Fe, apesar da correlação negativa com o pH, não pertence ao Tipo I porque, em muitos casos, foram observadas elevações nas concentrações de Fe no lixiviado mesmo na fase metanogênica quando o pH é alcalino. Isto ocorre porque o efeito do pH é compensado pela solubilização do Fe do material de cobertura tipicamente utilizado nos aterros brasileiros, que são os solos argilosos, ricos em Fe. Isto fez com que Souto (2009) o classificasse como de um Tipo Diferenciado. No presente estudo, o Fe comportou-se como um elemento do Tipo I em ambos os reatores, apresentando concentrações decrescentes ao longo do tempo.

O gráfico Figura 71 apresenta dispersão entre os valores de pH e concentrações de Ni nos reatores avaliados. Nota-se que em R1 a correlação entre estas variáveis foi mais significativa. No gráfico da Figura 72 nota-se que, em relação ao Al, desta vez R2 apresenta correlação significativa, enquanto em R1, praticamente, não há correlação entre a presença deste elemento e o pH do lixiviado. Resultados confirmam que a condição anaeróbia com $\text{pH} > 7$ assegura a retenção de metais no aterro.

Figura 71 - Dispersão entre Ni e pH nos reatores R1 e R2

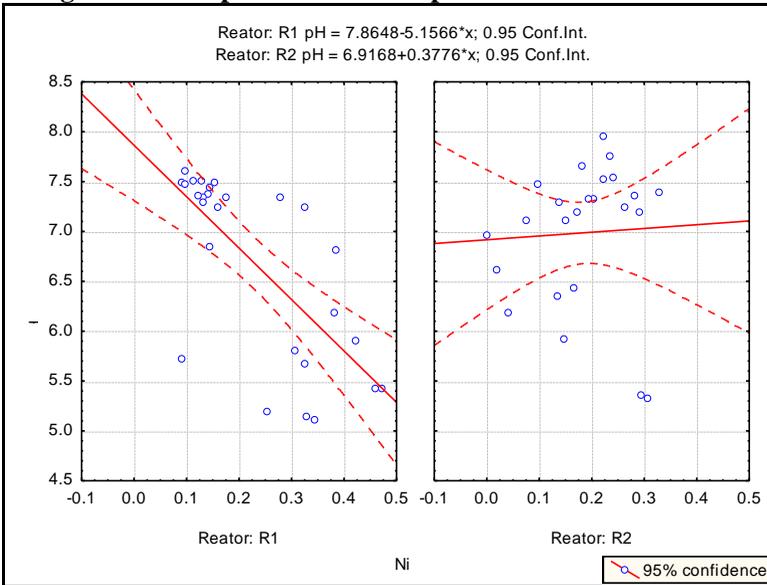
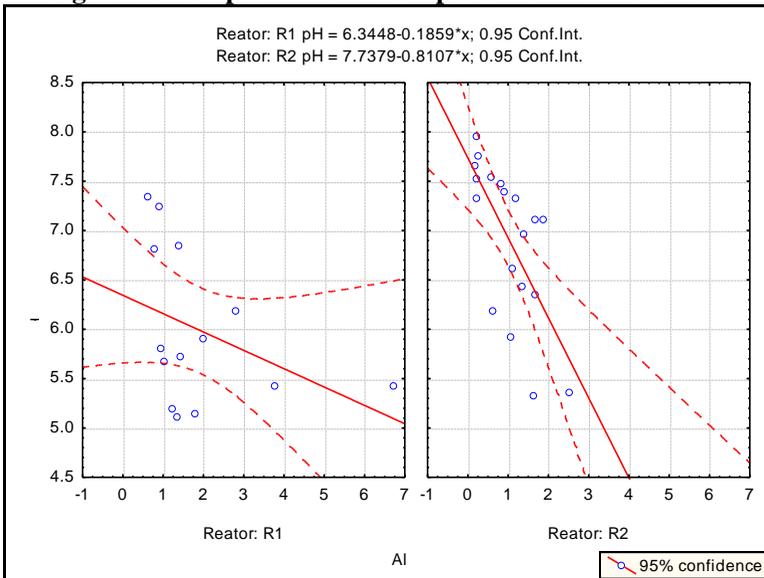


Figura 72 - Dispersão entre Al e pH nos reatores R1 e R2



4.4.6.2. DQO e outras variáveis

As duas correlações mais importantes observadas para DQO, tanto em R1 quanto em R2, foram com Sólidos Voláteis e com pH. A primeira delas, representada pelo gráfico da Figura 73, demonstra que a fração volátil dos Sólidos é responsável por boa parte da DQO do lixiviado, o que já foi comentado anteriormente no item 4.4.2. Já no gráfico da Figura 74, pode-se observar que a correlação entre DQO e pH é indireta, porque o pH, na verdade, reflete o grau de degradação da matéria orgânica e, por isso, está relacionado à DQO ao longo do tempo.

Figura 73 - Dispersão entre Sólidos Voláteis e DQO nos reatores R1 e R2

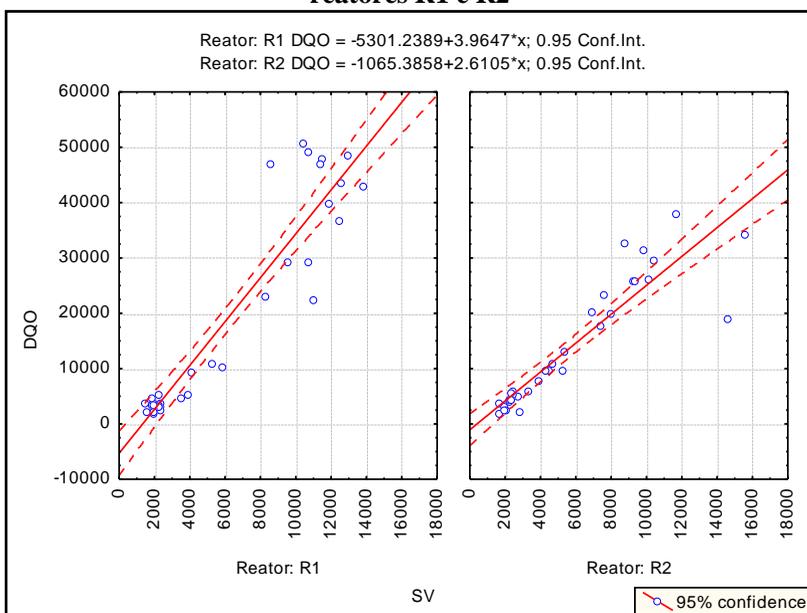
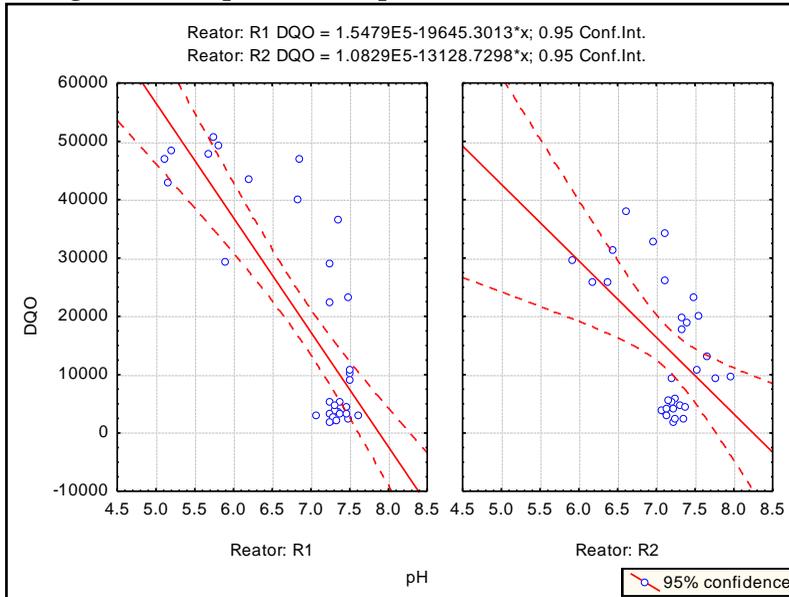


Figura 74 - Dispersão entre pH e DQO nos reatores R1 e R2



4.4.7 Análise de Variância entre R1 e R2

Na Tabela 32 e Tabela 33 são apresentados os resultados da Análise de Variância. Utilizou-se o teste de comparação de Tukey nas médias das diferentes variáveis monitoradas nos reatores para identificar se há diferenças estatisticamente significativas entre os dois reatores estudados.

Tabela 32 - Resultado do teste de Tukey nas concentrações médias das variáveis físico-químicas nos reatores R1 e R2

Variável	Reator	n	Média	Desvio Padrão	Valor p
P	R1	34	98,19	49,15	0,0103
	R2	34	156,15	117,88	
	Geral	68	127,17	94,27	
NO2-	R1	32	0,31	0,60	0,2143
	R2	32	0,18	0,12	
	Geral	64	0,25	0,43	
NO3-	R1	31	7,41	8,98	0,0892
	R2	31	4,48	2,88	
	Geral	62	5,94	6,78	
NH4+	R1	32	942,30	577,97	0,5048
	R2	32	854,15	467,09	
	Geral	64	898,22	523,17	
NTK	R1	34	877,65	531,96	0,7130
	R2	34	921,29	437,09	
	Geral	68	899,47	483,70	
ST	R1	34	16260,70	8928,54	0,9687
	R2	34	16181,45	7570,36	
	Geral	68	16221,07	8215,45	
SF	R1	34	10138,59	4622,05	0,7122
	R2	34	10533,10	4142,24	
	Geral	68	10335,84	4360,36	
SV	R1	34	6129,59	4452,51	0,6281
	R2	34	5634,86	3909,02	
	Geral	68	5882,23	4165,67	
DQO	R1	34	19000,84	18831,65	0,1588
	R2	34	13644,37	11194,63	
	Geral	68	16322,61	15610,05	
COD	R1	12	11286,11	3391,54	0,0061
	R2	10	7412,52	2266,60	
	Geral	22	9525,39	3481,99	
pH	R1	36	6,83	0,83	0,2436
	R2	33	7,04	0,61	
	Geral	69	6,93	0,74	

Tabela 33 - Resultado do teste de Tukey nas concentrações médias de metais nos reatores R1 e R2

Variável	Reator	n	Média	Desvio Padrão	Valor p
Mg	R1	27	390,83	182,28	0,4072
	R2	27	350,26	174,34	
	Geral	54	370,55	177,84	
Fe	R1	27	100,37	128,14	0,0047
	R2	27	25,20	30,56	
	Geral	54	62,79	99,76	
Pb	R1	20	0,15	0,16	0,0433
	R2	20	0,07	0,06	
	Geral	40	0,11	0,13	
Cr	R1	20	0,30	0,31	0,8285
	R2	20	0,32	0,24	
	Geral	40	0,31	0,27	
Ni	R1	27	0,23	0,13	0,1293
	R2	27	0,18	0,09	
	Geral	54	0,21	0,11	
Cd	R1	20	0,00	0,00	-
	R2	0	-	-	
	Geral	20	0,00	0,00	
Zn	R1	27	0,18	0,07	0,0001
	R2	13	0,36	0,07	
	Geral	40	0,24	0,11	
Cu	R1	23	0,04	0,01	0,4271
	R2	26	0,04	0,02	
	Geral	49	0,04	0,02	
Ca	R1	27	392,21	159,83	0,5566
	R2	27	430,76	298,32	
	Geral	54	411,48	237,84	
Al	R1	14	1,90	1,62	0,0285
	R2	20	0,98	0,68	
	Geral	34	1,36	1,23	

Na avaliação da interferência na composição do lixiviado gerado em aterros, observando-se os resultados do teste de Tukey, puderam-se concluir, ao nível de significância de 5%, que houve diferença significativa ($p < 0,05$) entre os valores médios das concentrações de Fe, Pb, Zn e Al, e das concentrações de P e COD, entre os dois reatores estudados. No entanto, os valores de Zn e Pb atendem a resolução 430 e para o Al mesmo não constando na lista da resolução, os valores encontrados na amostra bruta do Solo utilizado na cobertura de R1 foi bem superior ao da mistura AE15 + 50% Solo utilizado no R2. Já quanto ao Fe, apesar de após 180 dias de monitoramento, não atender a legislação, cujo Máximo é 15mg/L, as concentrações de Fe foram praticamente às mesmas nas matérias de cobertura de R1 e R2, 25mg/L. Para as demais variáveis estudadas não houve diferença significativa na qualidade do lixiviado. Portanto, comparado os resultados pode-se concluir que não se terá interferências significativas com relação aos parâmetros estudados, pelo menos que possam interferir nos métodos tradicionais de tratamentos de lixiviados em aterros que venham substituir a cobertura tradicional pelo material composto por AE15 + 50% de Solo.

4.5 Etapa 5 - Avaliação econômica

Para trabalhar os dados obtidos conforme apresentado na metodologia é necessária à realização de alguns cálculos para caracterização dos empreendimentos, assim como das situações propostas.

4.5.1 Quantidade de Resíduos recebidos e custo de disposição

No Aterro Sanitário, utilizou-se a informação repassada sobre o valor médio diário de recebimento de resíduos no local, durante o ano de 2008, este corresponde a 280 toneladas/dia.

Em relação aos resíduos lodos de ETA e ETE, os cálculos foram baseados no dado repassado pelo Aterro Industrial sobre o valor médio de recebimento destes resíduos. Essa quantidade é de 2.000 toneladas/dia para o Lodo de ETE e 5 toneladas/dia para o Lodo de ETA. O valor baixo para o recebimento de Lodo de ETA pode ser atribuído ao projeto de compostagem deste resíduo existente na região. Essa condição será relevada no estudo em questão por não representar a situação normal de um Aterro Industrial. Como em média o valor

cobrado para a disposição e o tratamento destinado ao Lodo de ETE e ETA são os mesmos, serão considerados apenas os valores totais de recebimento destes resíduos. Associado ao recebimento destes resíduos está à receita considerada neste estudo, o valor unitário da disposição dos lodos no aterro industrial, assim como as receitas totais, mensais e anuais, consta na Tabela 34.

Tabela 34 – Receitas envolvidas na Disposição de Resíduos no A.I.

Lodo de ETE	Lodo de ETA	Valor pago pela disposição do Lodo	Receita Mensal	Receita Anual
(ton/mês)	(ton/mês)	Unidades (R\$/ton)	(R\$)	(R\$)
2000	5	180,00	360.900,00	4.330.800,00

4.5.2 Volume do Material para Cobertura Diária

No A.S. são utilizados diariamente de 90 a 120 m³ de solo silto-argiloso, como descrito anteriormente, para a realização das camadas de cobertura intermediária. Para os cálculos, considerou-se o valor médio de 105 m³ diários. Este solo é retirado de jazida existente na própria área do aterro, sendo que, atualmente, esta dista cerca de 200 metros da frente de trabalho, como mostra a fotografia da Figura 75. São realizadas em torno de 25 a 30 viagens por dia para transportar todo o solo necessário.

Figura 75– Distância entre a jazida e frente de trabalho no Aterro Sanitário.



4.5.3 Investimentos

Neste item, foram considerados os investimentos relevantes do sistema para a compra e construção dos equipamentos utilizados para os processos de estudo: a cobertura dos resíduos e o tratamento dos lodos. No A.S., os equipamentos considerados foram os seguintes: Escavadeira Hidráulica, Trator de Esteira e Caminhão Basculante. Já para o A.I., os equipamentos envolvidos foram: Escavadeira Hidráulica, Escavadeira de Pneu e Pá-Carregadeira. Outro item de grande relevância levado em consideração para o A.I. foi o investimento aproximado realizado na construção da Usina de Solidificação de Lodos, já que foi nessa estrutura que se realizaram todas as etapas de tratamento destes resíduos, em ambas as propostas. O levantamento dos custos dos equipamentos baseou-se nos preços médios comerciais disponíveis no mercado, tendo como referência o mês de junho de 2008 e, para a usina, utilizou-se como base o valor aproximado fornecido pelo profissional responsável do empreendimento, estes dados de investimento constam na Tabela 35. O equipamento caminhão basculante não entra nesta

tabela de investimentos por ser alugado pelo A.S., esse custo será apresentado mais adiante.

Tabela 35 – Investimentos considerados

Aterro Industrial				Aterro Sanitário	
Usina de Solidificação/Estabilização	Escavadeira Hidráulica	Pá-Carregadeira	Escavadeira de Pneu	Escavadeira Hidráulica 312C	Trator sobre esteiras D61-X
R\$ 700.000,00	R\$ 190.000,00	R\$ 190.000,00	R\$ 115.000,00	R\$ 240.000,00	R\$ 145.000,00

4.5.4 Custos gerais

Ainda em relação aos equipamentos, existem outros custos além do capital investido para aquisição e construção, dentre eles, destacam-se o gasto com combustível, manutenção, aluguel e energia elétrica.

Para o A.S., os dados obtidos em relação ao gasto com combustível apresentam o consumo horário de cada equipamento. Portanto, para o consumo total de combustível, relacionaram-se estes valores com a carga horária diária estimada do processo de cobertura, e o preço médio comercial do diesel. Segundo ATO COTEPE (2008), que divulga o Preço Médio Ponderado a Consumidor Final (PMPF) dos diversos combustíveis nas unidades federadas, o valor do Diesel para o Estado de Santa Catarina, em junho de 2008, era de R\$ 2,07. O valor do aluguel do caminhão basculante também foi atribuído segundo o tempo de serviço do equipamento no processo, já que este não era utilizado apenas para realizar a cobertura dos resíduos. Estimou-se então que 50% do tempo de funcionamento do caminhão era destinado a este serviço. Estas relações e os resultados alcançados encontram-se na Tabela 36. Neste caso, não se considerou gasto com manutenção, pois os equipamentos são novos e ainda se encontram no prazo de garantia.

Já no A.I., os dados repassados foram relacionados diretamente aos custos mensais totais relacionados a combustível, manutenção e energia elétrica. Esta última aparece neste caso, pois, no sistema de tratamento de lodos, utilizam-se maquinários da usina de solidificação que requerem energia elétrica. Todos os valores obtidos encontram-se na Tabela 37.

Tabela 36 - Custos com Equipamentos no Aterro Sanitário

Custos	Valor(R\$)
Tempo de Serviço - processo de cobertura (horas/dia)	4,00
Consumo combustível escavadeira (L/hora)	18,00
Consumo combustível trator (L/hora)	9,50
Preço unitário combustível (R\$/litro)	2,07
Gasto diário combustível (R\$/dia)	227,70
Gasto mensal combustível (R\$)	6.831,00
Gasto anual combustível (R\$)	81.972,00
Aluguel total caminhão basculante (R\$/mês)	6.500,00
Aluguel atribuído ao processo de cobertura (R\$/mês)	3.250,00
Aluguel atribuído ao processo de cobertura anual (R\$)	39.000,00

Tabela 37- Custos com Equipamentos no Aterro Industrial

Custos	Valor
Gasto mensal combustível (R\$/mês)	2.000,00
Gasto anual combustível (R\$)	24.000,00
Gasto mensal manutenção (R\$/mês)	3.000,00
Gasto anual manutenção (R\$)	36.000,00
Gasto mensal energia elétrica (R\$/mês)	4.000,00
Gasto anual energia elétrica (R\$)	4.000,00

4.5.5 Mão de Obra

Em relação à mão de obra, foram fornecidos os seguintes dados: para o A.S. e o processo de cobertura dos resíduos, são envolvidos quatro funcionários diretos; já para o A.I. e o processo de tratamento dos lodos de ETA e ETE são envolvidos nove funcionários diretos. Como os empreendimentos funcionam, hipoteticamente, na mesma região considerou-se, ainda, como mão de obra direta um engenheiro

responsável. Como mão de obra indireta foram considerados dois funcionários de apoio administrativo, e ainda o Pró-labore.

Para o cálculo dos custos envolvidos com mão de obra, foi necessário se determinar quais as incidências sociais e trabalhistas sobre os valores das remunerações pagas. Foi considerada a situação de Empresa não optante pelo SIMPLES para o cálculo sobre um salário de mensalista, com as alíquotas apresentadas na Tabela.

Tabela 38 – Alíquotas para cálculos dos salários

ENCARGOS	ALÍQUOTAS
13º salário	8,33%
Adicional 1/3 férias	2,78%
INSS	20,00%
SAT/até	3,00%
Sal.Educação	2,50%
INCRA/SENAI/SESI/SEBRAE	3,30%
Total Previdenciário	28,80%
FGTS	8,00%
FGTS sobre 13º e férias	0,89%
Previdenciário s/13º e Férias	3,20%
SOMA BÁSICO	52,00%

Fonte: Adaptado de www.guiatrabalhista.com.br

Com os dados fornecidos e as alíquotas adotadas, foi possível calcular todos os custos envolvidos com a mão de obra dos empreendimentos estudados, obtendo os resultados constantes na Tabela 39 a Tabela 42.

Tabela 39– Custos envolvidos com a mão de obra direta do Aterro Sanitário

ENCARGOS	VALORES
SALÁRIO BASE	R\$ 475,00
13º salário	R\$ 39,57
Adicional 1/3 férias	R\$ 13,21
Total Previdenciário	R\$ 136,80
FGTS	R\$ 38,00
FGTS sobre 13º e férias	R\$ 4,23
Previdenciário s/13º e Férias	R\$ 15,20
SOMA BÁSICO	R\$ 247,00
SALÁRIO TOTAL	R\$ 722,00
Quantidade de funcionários	4
Gasto mensal	R\$ 2.888,00

Tabela 40- Custos envolvidos com a mão de obra direta do Aterro Industrial

ENCARGOS	VALORES
SALÁRIO BASE	R\$ 1.023,39
13º salário	R\$ 85,25
Adicional 1/3 férias	R\$ 28,45
Total Previdenciário	R\$ 294,74
FGTS	R\$ 81,87
FGTS sobre 13º e férias	R\$ 9,11
Previdenciário s/13º e Férias	R\$ 32,75
SOMA BÁSICO	R\$ 532,16
SALÁRIO TOTAL	R\$ 1.555,55
Quantidade de funcionários	9
Gasto mensal	R\$ 14.000,00

O Salário Mínimo dos engenheiros assegura piso salarial de seis salários mínimos pelo labor em seis horas. Nesse piso, denominado salário-base, não se computam, outras parcelas componentes da remuneração, a exemplo de comissões, gratificações, adicionais etc. (SENGE, 2008). Considerando o salário mínimo brasileiro, segundo Medida Provisória nº 421/2008, no valor de R\$ 415,00, tem-se o salário base especificado na Tabela 41 (Salário mínimo Brasileiro..., 2008).

Tabela 41 - Custos envolvidos com o Engenheiro Responsável

ENCARGOS	VALORES
SALÁRIO BASE	R\$ 2.490,00
13º salário	R\$ 207,42
Adicional 1/3 férias	R\$ 69,22
Total Previdenciário	R\$ 717,12
FGTS	R\$ 199,20
FGTS sobre 13º e férias	R\$ 22,16
Previdenciário s/13º e Férias	R\$ 79,68
SOMA BÁSICO	R\$ 1.294,80
SALÁRIO TOTAL	R\$ 3.784,80
Quantidade de funcionários	1
Gasto mensal	R\$ 3.784,80

Tabela 42 - Custos envolvidos com o Apoio Administrativo

ENCARGOS	VALORES
SALÁRIO BASE	R\$ 600,00
13º salário	R\$ 49,98
Adicional 1/3 férias	R\$ 16,68
Total Previdenciário	R\$ 172,80
FGTS	R\$ 48,00
FGTS sobre 13º e férias	R\$ 5,34
Previdenciário s/13º e Férias	R\$ 19,20
SOMA BÁSICO	R\$ 312,00
SALÁRIO TOTAL	R\$ 912,00
Quantidade de funcionários	9
Gasto mensal	R\$ 1.824,00

A remuneração pró-labore corresponde ao valor pago ao administrador pelos seus serviços à sociedade. Os custos do pró-labore

são apresentados na Tabela 43. Este será debitado à conta de custos ou despesas operacionais. Ele será classificado como custo, quando a remuneração for atribuída a dirigente de indústria e de produção dos serviços, e como despesa operacional, quando a remuneração for atribuída a dirigentes ligados à administração. Neste caso, os custos com o pró-labore serão considerados como despesas administrativas. O INSS incidente sobre a remuneração de pró-labore é calculado mediante aplicação da alíquota de 20% (vinte por cento), além dos demais encargos já aplicados anteriormente (REMUNERAÇÃO DE “PRÓ-LABORE”, 2008).

Tabela 43 - Custos envolvidos com o Pró-Labore

ENCARGOS	VALORES
SALÁRIO BASE	R\$ 3.000,00
13º salário	R\$ 249,90
Adicional 1/3 férias	R\$ 83,40
Total Previdenciário	R\$ 864,00
FGTS	R\$ 240,00
FGTS sobre 13º e férias	R\$ 26,70
Previdenciário s/13º e Férias	R\$ 96,00
SOMA BÁSICO	R\$ 1.560,00
SALÁRIO TOTAL	R\$ 4.560,00
Quantidade de funcionários	1
Gasto mensal	R\$ 4.560,00

4.5.6 Matéria Prima

Para este item, foi necessário analisar os dados separadamente para as duas propostas.

4.5.6.1. Proposta A: Lodo disposto como Resíduo

Nesta opção, o lodo passa pelo processo de solidificação, como já explanado anteriormente. Para tal, são necessárias as quantidades de matéria-prima (cal e cimento) especificadas na Tabela 44, onde também constam os valores dos custos relacionados, fornecidos pelo profissional responsável pelo A.I., considerando as proporções de 30 e 10%,

respectivamente, em relação à massa total de lodo. No A.S., por sua vez, o processo de cobertura ocorre normalmente, com a utilização do solo silto-argiloso, como consta igualmente na Tabela 44, ressaltando que o custo é zero pela existência de jazida própria no local.

Tabela 44 - Quantidades e custos relacionados à matéria-prima para a Proposta A

Matéria-prima	Cal	Cimento	Solo
Quantidade utilizada	601,5 (ton/mês)	200,5 (ton/mês)	105 (m ³ /mês)
Preço unitário (R\$/ton)	190,00	240,00	0,00
Gasto mensal (R\$)	114.285,00	48.120,00	0,00
Gasto anual (R\$)	1.371.420,00	577.440,00	0,00

4.5.6.2. Proposta B: Lodo utilizado como material de cobertura

Para definir a quantidade de matéria-prima utilizada nesta proposta, partiu-se da demanda de material de cobertura. Como foi realizada uma mistura de AE15 + 50% de Solo, têm-se os valores apresentados na Tabela 45.

Tabela 45- Demanda de material de cobertura

Matéria-prima	Solo	Lodo estabilizado
Quant. utilizada (m ³ /dia)	52,5	52,5
Quant. utilizada (m ³ /mês)	1.575	1.575
Valor unitário (R\$/m ³)	0,00	0,00
Gasto mensal (R\$)	0,00	0,00

A partir desse volume mensal de lodo utilizado como material de cobertura foi possível calcular a quantidade das outras matérias-primas necessárias. Primeiramente, foi determinada a massa do lodo em toneladas, para tal, utilizou-se a relação das Equações 4 e 5, onde foram empregados os seguintes valores: 1020 kg/m³ para a massa específica do resíduo, 961 kg/m³ para a massa específica da cal, e percentual de umidade do lodo como sendo de 70%, já que a relação de 15% de cal definida é uma porcentagem sobre a massa seca de lodo. Com esse

valor, calculou-se a massa de cal utilizada no processo de estabilização alcalina.

$$MC = ML \times (1 - U) \times PC \quad \text{Equação 4}$$

Onde: MC é a massa de cal que deve ser adicionada, em kg;
ML é a massa de lodo, em kg;
U é a umidade do lodo, em decimais; e
PC é a porcentagem de cal que será acrescida, em decimais.

$$Vle = \frac{QL}{\gamma_{lodo}} + \frac{Qcal}{\gamma_{cal}} \quad \text{Equação 5}$$

Onde: Vle é o Volume de Lodo Estabilizado obtido, em m³;
QL é a quantidade de lodo, referente a massa úmida, em kg
Qcal é a quantidade de cal utilizado para estabilização, em kg
 γ_{lodo} é a massa específica do lodo, em kg/m³ e
 γ_{cal} é a massa específica de cal, em kg/m³.

As Equações 4 e 5, assim como os valores adotados, foram estabelecidos de acordo com informações oferecidas por Castilhos Junior (2006), Lima (2005) e Andreoli *et al.* (2001), apud Mariot (2007). Para o lodo não destinado ao A.S. como material de cobertura, e disposto como resíduo no Aterro Industrial (471,73 toneladas restantes) utilizou-se, como anteriormente, as relações de 30 e 10%, respectivamente para a determinação das quantidades de cal e cimento no processo de solidificação. Estes valores, assim como os determinados para a estabilização, e seus respectivos custos associados encontram-se na Tabela 46.

Tabela 46 - Valores e custos para a matéria-prima associada ao tratamento do Lodo

	Volume lodo estabilizado para cobertura (m ³ /mês)	Massa lodo estabilizado para cobertura (ton/mês)	Cal estabilização (ton/mês)	Massa lodo solidificado (ton/mês)	Cal solidificação (ton/mês)	Cimento solidificação (ton/mês)
Quantidade utilizada	1575,00	1533,27	69,00	471,73	141,52	47,17
Preço unitário (R\$/ton)	-	-	190,00	-	190,00	240,00
Gasto mensal (R\$)	-	-	13.109,43	-	26.888,78	11.321,59
Gasto anual (R\$)	-	-	157.313,19	-	322.665,40	135.859,12

4.5.7 Outros custos e Despesas Administrativas

Na elaboração do fluxo de caixa, relevou-se, ainda, a existência de uma parcela relacionada a outros custos do processo. Esta quantia foi considerada como 2% do somatório dos demais custos, podendo ser destinada a gastos extraordinários que pudessem surgir no decorrer do funcionamento do sistema.

Para as despesas administrativas, além do custo com a mão-de-obra indireta, existem as despesas envolvidas nas atividades gerais de escritório, guarita, pesagem, visitação etc. Os itens considerados foram: energia elétrica, água e telefone; assim como outras despesas (2% do somatório das demais despesas administrativas), onde estão incluídos custos com mobília e equipamentos em geral, além de gastos extraordinários advindos do funcionamento cotidiano do empreendimento.

4.5.8 Aplicação dos Métodos financeiros adotados

Para a construção do fluxo de caixa, foram levantados os valores relacionados aos tributos incidentes sobre as receitas e sobre os lucros, assim como a depreciação referente aos equipamentos adquiridos.

4.5.8.1. Impostos sobre as Receitas

Segundo Duarte (2006), o Programa de Integração Social (PIS) e a Contribuição para o Financiamento da Seguridade Social (COFINS) são contribuições sociais pagas por pessoas jurídicas ou equiparadas, incidentes sobre a receita ou faturamento e importação, envolvendo empresas industriais, comerciais, importadoras ou prestadoras de serviços. A base de cálculo, ou seja, o valor sobre o qual se calcula um percentual e se determina o valor do PIS e da COFINS a pagar, é composto pelo valor do produto ou serviço. Conforme o caso é adicionado a essa base de cálculo o valor do Imposto sobre Serviços (ISS), das próprias contribuições e outras receitas distintas do objeto social da empresa.

A alíquota geral da COFINS é de 3% ou 7,6% sobre a receita bruta (dependendo do regime de tributação e enquadramento pela Lei 10.833/2003). Já para o PIS é de 0,65% ou 1,65% (a partir de 01.12.2002 - dependendo do regime de tributação e enquadramento pela Lei 10.637/2002) sobre a receita bruta ou 1% sobre a folha de salários, nos casos de entidades sem fins lucrativos (PIS e CONFINS..., 2008). A Emenda Constitucional 37/2002, em seu artigo 3, incluiu o artigo 88 ao Ato das Disposições Constitucionais Transitórias, fixando a alíquota mínima do ISS em 2%. A alíquota máxima de incidência do ISS foi fixada em 5% pelo art. 8, II, da Lei Complementar 116/2003 (ISS..., 2008).

Para este estudo, adotaram-se os seguintes valores:

- PIS: 0,65%;
- Cofins: 3%;
- ISS: 3%.

4.5.8.2. Impostos sobre os Lucros

O imposto de renda das pessoas jurídicas é calculado pela aplicação da alíquota de 15% (quinze por cento) sobre a base de cálculo (lucro presumido mais demais receitas e ganhos de capital). Incide, também, um adicional do imposto de renda à alíquota de 10% (dez por cento) sobre a parcela da base de cálculo que exceder o valor resultante da multiplicação de R\$ 20.000,00 pelo número de meses do período de apuração. Como o período considerado é de 12 meses, o valor limitante do adicional é de R\$ 240.000,00. (FISCOSOFT, 2008).

A contribuição social sobre o lucro líquido (CSSL) foi instituída pela Lei nº 7.689/1988, aplicando-se as mesmas normas de apuração e de pagamento estabelecidas para o imposto de renda das pessoas jurídicas, mantidas a base de cálculo e as alíquotas previstas na legislação em vigor (Lei nº 8.981, de 1995, art. 57). A alíquota para a CSSL vigente desde 01.02.2000 é de 9% (nove por cento) (CSSL, 2008).

Para este estudo utilizaram-se, portanto, os seguintes valores:

- Imposto de Renda: 15%;
- Contribuição social sobre o lucro: 9%;
- Adicional IR: 10% sobre o excedente de R\$ 240.000,00.

4.5.8.3. Depreciação dos Bens

Para os equipamentos adquiridos foi considerada uma vida útil de 5 anos e, portanto, um percentual de depreciação anual de 20%. Os valores atribuídos a cada equipamento estão apresentados na Tabela 47.

Tabela 47- Depreciação dos Equipamentos

Bens	Valor	Vida útil (anos)	Percentual	Valor da depreciação
Escavadeira Hidráulica 312C	240.000,00	5	20,00%	48.000,00
Trator sobre esteiras D61-X	145.000,00	5	20,00%	29.000,00
Escavadeira Hidráulica	190.000,00	5	20,00%	38.000,00
Pá-Carregadeira	190.000,00	5	20,00%	38.000,00
Escavadeira de Pneu	115.000,00	5	20,00%	23.000,00
TOTAL				176.000,00

Com os dados reunidos e devidamente tratados, foi possível obter os fluxos de caixa das propostas, como pode ser observado nos resultados apresentados na Tabela 48 e Tabela 49.

Tabela 48- Fluxo de Caixa da Proposta A (Lodo disposto como resíduo)

ANO		0	1	2	3	4	5	
Investimentos	Área da usina	<i>Usina de Solidificação/ Estabilização</i>	700.000,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
		<i>Escavadeira Hidráulica 312C (2007/2008)</i>	240.000,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
		<i>Trator sobre esteiras D61-X (2007/2008)</i>	145.000,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Equipamentos	<i>Escavadeira Hidráulica</i>	190.000,00	0,00				0,00
		<i>Pá-Carregadeira</i>	190.000,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
		<i>Escavadeira de Pneu</i>	115.000,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
TOTAL INVESTIMENTO			1.580.000,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Receitas	Valor pago pela disposição de Lodo (R\$/ton)			4.330.800,00	4.330.800,00	4.330.800,00	4.330.800,00	4.330.800,00
	Impostos sobre receitas	<i>PIS (0,65%) + COFINS (3%) + ISS (3%)</i>		287.998,20	287.998,20	287.998,20	287.998,20	287.998,20
	RECEITAS APÓS IMPOSTOS			4.042.801,80	4.042.801,80	4.042.801,80	4.042.801,80	4.042.801,80
Custos	Mão de Obra Direta	<i>Tratamento do Lodo</i>		167.999,70	167.999,70	167.999,70	167.999,70	167.999,70
		<i>Cobertura</i>		34.656,00	34.656,00	34.656,00	34.656,00	34.656,00
		<i>Engenheiro Responsável</i>		45.417,60	45.417,60	45.417,60	45.417,60	45.417,60
		<i>Cimento</i>		577.440,00	577.440,00	577.440,00	577.440,00	577.440,00
	Matéria-Prima	<i>Cal</i>		1.371.420,00	1.371.420,00	1.371.420,00	1.371.420,00	1.371.420,00
		<i>Argila</i>		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Diesel	<i>Veículos e Máquinas</i>		105.972,00	105.972,00	105.972,00	105.972,00	105.972,00
	Aluguel	<i>Veículos e Equipamentos</i>		39.000,00	39.000,00	39.000,00	39.000,00	39.000,00
	Manutenção	<i>Veículos e Equipamentos</i>		36.000,00	36.000,00	36.000,00	36.000,00	36.000,00
	Energia Elétrica	<i>Máquinas, etc.</i>		4.000,00	4.000,00	4.000,00	4.000,00	4.000,00
	Depreciação			176.000,00	176.000,00	176.000,00	176.000,00	176.000,00
Outros custos			47.638,11	47.638,11	47.638,11	47.638,11	47.638,11	
TOTAL CUSTOS			2.605.543,41	2.605.543,41	2.605.543,41	2.605.543,41	2.605.543,41	
Despesas	Mão de Obra Indireta	<i>Apoio Administrativo</i>		76.608,00	76.608,00	76.608,00	76.608,00	76.608,00
	Energia Elétrica			720,00	720,00	720,00	720,00	720,00
	Telefone	<i>Atividades gerais de escritório, guarita, pesagem, visitação.</i>		900,00	900,00	900,00	900,00	900,00
	Água			252,00	252,00	252,00	252,00	252,00
	Outras despesas			1.569,60	1.569,60	1.569,60	1.569,60	1.569,60
	TOTAIS DESPESAS			80.049,60	80.049,60	80.049,60	80.049,60	80.049,60
Lucro antes dos impostos				1.357.208,79	1.357.208,79	1.357.208,79	1.357.208,79	1.357.208,79
Impostos sobre Lucro				437.450,99	325.730,11	325.730,11	325.730,11	325.730,11
Lucro após impostos				919.757,80	1.031.478,68	1.031.478,68	1.031.478,68	1.031.478,68
Depreciação				176.000,00	176.000,00	176.000,00	176.000,00	176.000,00
Fluxo de Caixa			-1.580.000,00	1.095.757,80	1.207.478,68	1.207.478,68	1.207.478,68	1.207.478,68
Fluxo de Caixa descontado			-1.580.000,00	-484.242,20	723.236,48	1.930.715,17	3.138.193,85	4.345.672,53

Tabela 49 - Fluxo de caixa da Proposta B (Lodo utilizado como material de cobertura)

		ANO	0	1	2	3	4	5	
Investimentos	Área da usina	<i>Usina de Solidificação/ Estabilização</i>	700.000,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
		<i>Escavadeira Hidráulica 312C (2007/2008)</i>	240.000,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
		<i>Trator sobre esteiras D61-X (2007/2008)</i>	145.000,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
	Equipamentos	<i>Escavadeira Hidráulica</i>	190.000,00	0,00					0,00
		<i>Pá-Carregadeira</i>	190.000,00	0,00	0,00	0,00	0,00		
		<i>Escavadeira de Pneu</i>	115.000,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
TOTAL INVESTIMENTO			1.580.000,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
Receitas	Valor pago pela disposição de Lodo (R\$/ton)		0,00	4.330.800,00	4.330.800,00	4.330.800,00	4.330.800,00	4.330.800,00	
	Impostos sobre receitas PIS (0,65%) + COFINS (3%) + ISS (3%)		0,00	287.998,20	287.998,20	287.998,20	287.998,20	287.998,20	
	RECEITAS APÓS IMPOSTOS		0,00	4.042.801,80	4.042.801,80	4.042.801,80	4.042.801,80	4.042.801,80	
Custos	Mão de Obra Direta	<i>Tratamento do Lodo</i>	0,00	167.999,70	167.999,70	167.999,70	167.999,70	167.999,70	
		<i>Cobertura</i>	0,00	34.656,00	34.656,00	34.656,00	34.656,00	34.656,00	
		<i>Engenheiro Responsável</i>	0,00	45.417,60	45.417,60	45.417,60	45.417,60	45.417,60	
		<i>Cimento</i>	0,00	135.859,12	135.859,12	135.859,12	135.859,12	135.859,12	
	Matéria-Prima	<i>Cal</i>	0,00	479.978,59	479.978,59	479.978,59	479.978,59	479.978,59	
		<i>Argila</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
	Diesel	<i>Veículos e Máquinas</i>	0,00	105.972,00	105.972,00	105.972,00	105.972,00	105.972,00	
	Aluguel	<i>Veículos e Equipamentos</i>	0,00	39.000,00	39.000,00	39.000,00	39.000,00	39.000,00	
	Manutenção	<i>Veículos e Equipamentos</i>	0,00	36.000,00	36.000,00	36.000,00	36.000,00	36.000,00	
	Energia Elétrica	<i>Máquinas, etc.</i>	0,00	4.000,00	4.000,00	4.000,00	4.000,00	4.000,00	
	Depreciação		0,00	176.000,00	176.000,00	176.000,00	176.000,00	176.000,00	
	Outros custos		0,00	20.977,66	20.977,66	20.977,66	20.977,66	20.977,66	
TOTAIS CUSTOS			0,00	1.245.860,67	1.245.860,67	1.245.860,67	1.245.860,67	1.245.860,67	
Despesas	Mão de Obra Indireta	<i>Apoio Administrativo</i>	0,00	76.608,00	76.608,00	76.608,00	76.608,00	76.608,00	
	Energia Elétrica		0,00	720,00	720,00	720,00	720,00	720,00	
	Telefone	<i>Atividades gerais de escritório, guarita, pesagem, visitação.</i>	0,00	900,00	900,00	900,00	900,00	900,00	
	Água		0,00	252,00	252,00	252,00	252,00	252,00	
	Outras despesas		0,00	1.569,60	1.569,60	1.569,60	1.569,60	1.569,60	
	TOTAIS DESPESAS			0,00	80.049,60	80.049,60	80.049,60	80.049,60	80.049,60
			0,00	2.716.891,53	2.716.891,53	2.716.891,53	2.716.891,53	2.716.891,53	
Lucro antes dos impostos			0,00	899.743,12	899.743,12	899.743,12	899.743,12	899.743,12	
Impostos sobre Lucro			0,00	1.817.148,41	1.817.148,41	1.817.148,41	1.817.148,41	1.817.148,41	
Lucro após impostos			0,00	176.000,00	176.000,00	176.000,00	176.000,00	176.000,00	
Depreciação									
Fluxo de Caixa			-1.580.000,00	1.993.148,41	1.993.148,41	1.993.148,41	1.993.148,41	1.993.148,41	
Fluxo de Caixa descontado			-1.580.000,00	413.148,41	2.406.296,82	4.399.445,23	6.392.593,64	8.385.742,05	

Considerando os valores obtidos a partir da confecção dos fluxos de caixa e aplicando as equações descritas na metodologia para cada método adotado, obtiveram-se os seguintes resultados.

4.5.9 Resultados para a Proposta A

A partir da TMA de 6,5%, e os fluxos de caixa dos períodos considerados encontraram-se os resultados apresentados na Tabela 50. O VPL apresentou-se maior que zero, ou seja, os valores referentes às entradas são maiores que os referentes às saídas, o que indica a alternativa como viável economicamente. Segundo a Taxa Interna de Retorno a alternativa se mostra igualmente atraente, já que o valor do indicador se mostra superior a TMA considerada. Já o Payback demonstra que os investimentos realizados no instante inicial serão recuperados depois de um período de 1,44 anos, ou ainda, aproximadamente 1 ano e 5 meses.

Tabela 50 - Resultados para a aplicação dos métodos adotados – Proposta A

Indicador – Método	Resultado
TMA	6,50%
VPL	3.332.992,10
TIR	67,82%
Payback (anos)	1,44

4.5.10 Resultados para a Proposta B

Igualmente a proposta anterior, analisaram-se os fluxos de caixa da proposta B, para a TMA de 6,5%, nos períodos considerados, chegando aos resultados constantes na Tabela 51. O VPL também se apresentou positivo, mostrando a viabilidade da alternativa. A Taxa Interna de Retorno, por sua vez, apresentou-se superior a TMA, reafirmando a proposta como atraente. Já o *Payback* demonstrou que os investimentos realizados no instante inicial seriam recuperados depois de decorrido um período de 0,79 anos, ou ainda, aproximadamente 9 meses.

Tabela 51 - Resultados para a aplicação dos métodos adotados – Proposta B

Indicador – Método	Resultado
TMA	6,50%
VPL	6.702.885,87
TIR	123,91%
Payback (anos)	0,79

4.5.11 Análise para variação de parâmetro

4.5.11.1. Resultados para a Proposta A

Para a Proposta A, após a realização de algumas tentativas, encontrou-se o valor limite de aproximadamente R\$ 28,21 por m³ de solo de cobertura, a partir do qual a alternativa se torna inviável economicamente. Foram avaliados os parâmetros VPL e TIR, sendo que estes, submetidos ao valor limite se igualaram a zero e a 6,5%, respectivamente. O comportamento destes parâmetros, assim como os resultados encontrados estão apresentados nos gráficos da Figura 76 e Figura 77, e na Tabela 52 e Tabela 53.

Figura 76 - Variação do VPL em relação ao preço do m³ de Solo de Cobertura para a Proposta A

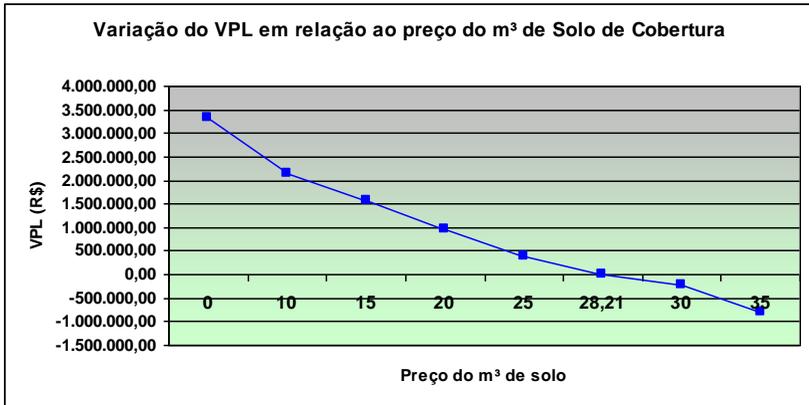


Figura 77 - Variação da TIR em relação ao preço do m³ de Solo de Cobertura para a Proposta A

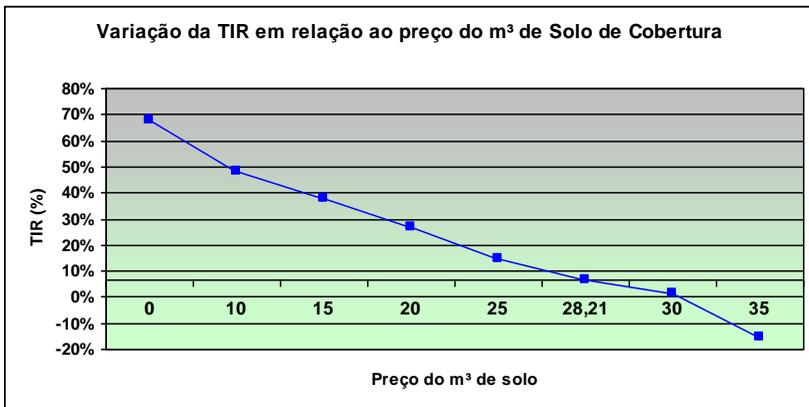


Tabela 52 – Gastos considerando o valor limite para o m³ de solo na Proposta A

Matéria-prima	Solo
Quant. utilizada (m ³ /dia)	105
Quant. utilizada (m ³ /mês)	3.150,00
Valor unitário (R\$/m ³)	28,21
Gasto Mensal (R\$)	88.859,66
Gasto Anual (R\$)	1.066.315,87

Tabela 53 - Resultados dos métodos adotados considerando o valor limite para o m³ de solo na Proposta A

Indicador – Método	Resultados
TMA	6,50%
VPL	0,0
TIR	6,50%
Payback (anos)	4,18

4.5.11.2. Resultados para a Proposta B

Para a Proposta B, após a realização de algumas tentativas, encontrou-se o valor limite de aproximadamente R\$ 126,77 por m³ de solo de cobertura, a partir do qual a alternativa se torna inviável economicamente. Foram avaliados os parâmetros VPL e TIR, sendo que estes, submetidos ao valor limite se igualaram a zero e a 6,5%, respectivamente. O comportamento destes parâmetros, assim como os resultados encontrados estão apresentados nos gráficos da Figura 78 e Figura 79, e na Tabela 54 e Tabela 55.

Figura 78- Variação do VPL em relação ao preço do m³ de Solo de Cobertura para a Proposta B

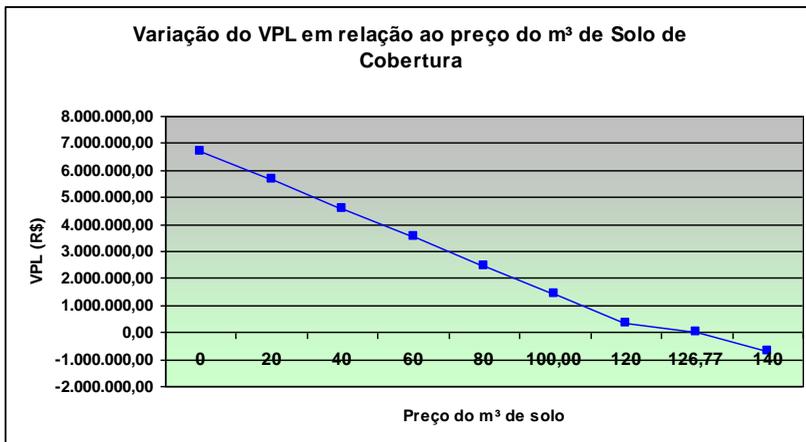


Figura 79- Variação da TIR em relação ao preço do m³ de Solo de Cobertura para a Proposta B

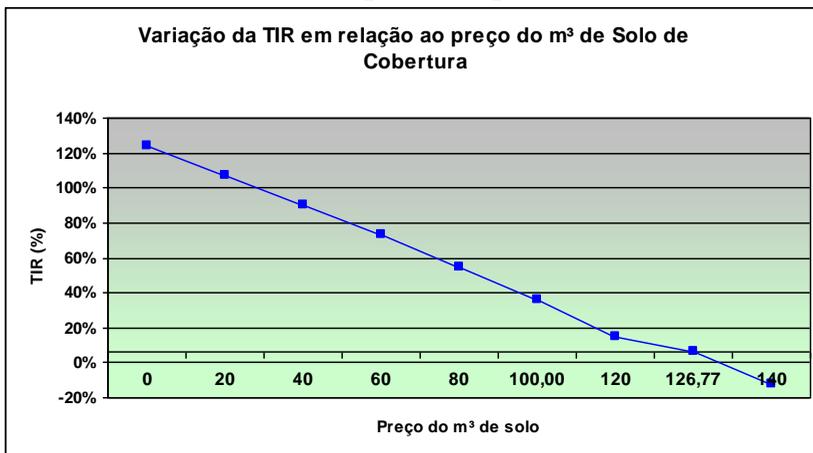


Tabela 54 - Gastos considerando o valor limite para o m³ de solo na Proposta B

Matéria-prima	Solo	Lodo estabilizado
Quant. utilizada (m ³ /dia)	52,5	52,5
Quant. Utilizada (m ³ /mês)	1.575,00	1.575,00
Valor unitário (R\$/m ³)	126,77	0,00
Gasto Mensal (R\$)	199.661,55	0,00
Gasto Anual (R\$)	2.395.938,56	0,00

Tabela 55 - Resultados dos métodos adotados considerando o valor limite para o m³ de solo na Proposta B

Indicador - Método	Resultados
TMA	6,50%
VPL	0,0
TIR	6,50%
Payback (anos)	4,16

4.5.12 Período de Vida Útil

Como o dado de volume disponível da área não foi fornecido, para aplicação da Equação 3, utilizou-se a informação de que o previsto para o Aterro Industrial é uma vida útil de 13 anos. A partir desse dado, foi possível encontrar o volume disponível hipoteticamente, apenas para nível de comparação das propostas, considerando que a área receba apenas os Lodos. Desconsiderou-se, também, o volume de material de cobertura, já que o aterro não realiza cobertura intermediária dos resíduos. Com isto, foram obtidos, para a Proposta A, os resultados constantes na Tabela 56.

Tabela 56 – Volume disponível para vida útil de 13 anos com Proposta A

Proposta A	
T (anos) =	13
Mlodo (ton/mês) =	2005
Peso esp. Lodo (kg/m³) =	1020
Vlodo (m³/mês) =	1.965,69
Vdisponível (m³) =	306.647,06

Aplicando, então, a Equação 3, juntamente com o valor de volume disponível hipotético encontrado acima e os dados da Proposta B, foram obtidos os resultados constantes na Tabela 57.

Tabela 57 - Vida útil com Proposta B

Proposta B	
Vdisponível (m³) =	306.647,06
Mlodo (ton/mês) =	471,73
Peso esp. Lodo (kg/m³) =	1020
Vlodo (m³/mês) =	462,48
T (anos) =	55,25

4.5.13 Comparação das propostas

Dispondo de todas essas análises, foi possível, então, realizar a comparação das propostas pelos métodos adotados.

Através do Método do Valor Presente Líquido, se o indicador apresentar um valor igual ou maior que zero, o investimento é considerado atraente. Este tipo de análise ocorre, pois, na verdade, o VPL não significa um resultado econômico final, mas sim um valor econômico comparativo à taxa mínima de atratividade determinada (ZORTEA, 2002). Para as duas alternativas, essa premissa foi verdadeira, ambas apresentando-se viáveis. Como, nesse estudo, são consideradas duas alternativas a comparação se deu através da escolha da proposta que apresentou o maior Valor Presente Líquido. Essa proposta foi a B, onde o Lodo é reaproveitado como material de cobertura.

Já segundo o Método da Taxa Interna de Retorno, considera-se atraente todo o investimento que apresentar uma TIR maior ou igual à TMA, interpretando-se a mesma da seguinte maneira: o valor positivo obtido demonstra a viabilidade do projeto, porém esse excedente não possui um significado maior na análise do investimento, evidenciando apenas um indicativo de riqueza que está sendo agregado (ZORTEA, 2002). Na comparação de duas alternativas, o processo exige cuidado, pois nem sempre se pode afirmar que um investimento é mais rentável que outro apenas por apresentar uma TIR superior. Entretanto, no estudo, são considerados os mesmos cenários para análise das propostas, desta forma pode-se afirmar que a Proposta B é mais atrativa, por apresentar maior TIR.

Para o Método do *PayBack*, segundo Horngren *et al.* (2000), são preferíveis projetos com *paybacks* menores, se todas as demais condições permanecem as mesmas. Para esse autor, projetos com períodos de recuperação menores proporcionam maior flexibilidade à organização, já que recursos para outros projetos tornam-se disponíveis mais cedo. Com isso, a alternativa do estudo que apresenta o menor valor segundo este método é igualmente a Proposta B.

Na análise realizada para a variação do preço unitário do solo de cobertura do Aterro Sanitário, a Proposta B também se apresentou mais vantajosa, já que a alternativa torna-se inviável a partir de um valor de aproximadamente R\$ 126,77, consideravelmente superior ao valor de R\$ 28,21, apresentado pela Proposta A.

Para o período de vida útil, relacionando finalmente as propostas com os fatores ambientais envolvidos, a Proposta B mostra-se novamente de forma positiva, aumentando em aproximadamente 40 anos, considerando as condições adotadas.

5 CONCLUSÕES

Neste trabalho procurou-se estudar a viabilidade do aproveitamento dos lodos gerados em estações de tratamento de água e esgoto para a composição de um material alternativo a ser utilizado como cobertura em aterro sanitário, avaliando condições ambientais, geotécnicas e econômicas. A proposta mostrou-se adequada refletida nos resultados obtidos:

- No processo de estabilização da Fase I, os tratamentos com adição de 15 a 45% de álcali mostraram-se adequadas ambientalmente para serem testadas do ponto de vista geotécnico e econômico. Porém, teores menores de estabilizante podem ser testados focando a redução custos.
- Na estabilização da Fase II, onde foram testados teores \leq a 15% de estabilizante, o processo foi positivo principalmente nas amostras A0 à A15 e E5 à E15. Sendo que com relação à absorção dos metais, com exceção do cálcio, todos os metais reduziram-se consideravelmente. Do ponto de vista de aproveitamento de resíduos, conclui-se que a mistura AE15, é a mais favorável do ponto de vista ambiental e econômico.
- As misturas estudadas geotecnicamente na etapa III, não apresentaram adequabilidade geotécnica diante dos parâmetros avaliados para uso como cobertura de aterro. Concluindo-se que é necessário melhorar as características geotécnicas dos lodos de ETA e ETE estabilizados com até 15% de álcali para, geotecnicamente, poderem ser aproveitados como material de cobertura de aterro.
- Considerando as conclusões da etapa de avaliação ambiental e geotécnica, a mistura AE15 foi considerada a mais adequada para a realização dos testes de adequação geotécnica.
- O fator teor de solo natural indica que o acréscimo de solo melhora as propriedades geotécnicas do lodo estabilizado e que, na faixa de 50% de solo natural é suficiente para a finalidade que se pretende. A adição de solo natural reduz a condutividade hidráulica, tornando o material AE15+50% SOLO apto a ser utilizado como cobertura final de aterro sanitário.
- O material AE15+50%SOLO poderá ser utilizado na camada superficial ou de suporte desta camada (camada de proteção). Pois, além de apresentar as características geotécnicas mínimas

requeridas para esse tipo de camada de cobertura, apresenta nutrientes em sua composição que favorece o desenvolvimento de plantas e a proteção contra erosão hídrica.

- Na avaliação da interferência na composição do lixiviado gerado em aterros, observando-se os resultados do teste de Tukey, da resolução do 430/2011 do CONAMA e da análise das amostras brutas dos materiais de cobertura testados, pôde-se concluir que não se terá interferências significativas com relação aos parâmetros estudados, que necessitem alterar os métodos de tratamentos de lixiviados em aterros que venham substituir a cobertura tradicional pelo material composto por AE15 + 50% de Solo.
- Com relação à avaliação econômica, o resultado, confrontado com a proposta de disposição do lodo como resíduo, mostrou-se mais vantajoso através dos métodos de engenharia econômica adotados, comprovando sua viabilidade econômica a partir das condições e cenários estabelecidos.
- Realizando a análise de variação da entrada “Preço unitário do Solo de cobertura”, que apareceu como um parâmetro determinante da viabilidade econômica das alternativas, a Proposta B revelou-se igualmente mais atrativa, apresentando um valor limite aproximadamente 78% superior ao encontrado para a Proposta A.
- A proposta de reaproveitamento do lodo para o fim pretendido não apresenta apenas vantagens econômicas. Estão envolvidos igualmente fatores nos quais os benefícios não se podem mensurar facilmente, e são àqueles relacionados, principalmente, à preservação ambiental. A exemplo destes fatores está à redução de aproximadamente 76,47% dos resíduos que serão valorados e não dispostos de forma aleatória. Outro fator relevante é a diminuição da extração de matéria-prima não renovável, como a cal que sofrerá redução de consumo de 65%, o cimento de 76,47% e, principalmente o solo natural, que reduzirá seu emprego em 50%.

Conclui-se finalmente que foram comprovadas as hipóteses levantadas no início da pesquisa, com base nos resultados obtidos e sob as condições apresentadas no estudo. Assim como, foram alcançados todos objetivos apresentados inicialmente no trabalho.

6 RECOMENDAÇÕES

Como recomendações principais, destacam-se os estudos complementares que poderiam elucidar alguns resultados obtidos nesta pesquisa, a saber:

- Realização de estudos com relação à eficiência do processo de estabilização alcalina usando mistura de lodo de ETE e ETA e diferentes tipos de cales, verificando as relações da diferença entre pH x tipo de lodo x tipo de cal. Quanto às cales, testar cal virgem e hidratada e verificar o tipo de cal se calcíticas, magnesianas, dolomíticas, analisando o grau de pureza em termos de óxidos totais.
- Realizar testes de atratividade de vetores e medição de odores conforme recomenda a literatura.
- Avaliar a presente pesquisa em escala real ou semirreal;
- Realizar avaliação econômica estudando cenários diferenciados.
- Desenvolver estratégias de divulgação da pesquisa, a fim de, despertar o interesse da iniciativa pública e privada em investir na aplicação desta tecnologia no Brasil.

7 REFERÊNCIAS

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 7182**: Ensaios de Compactação. Rio de Janeiro, 1984.

_____. **NBR 6457**: Amostras de Solo: Preparação para Ensaios de Compactação e Ensaios de Caracterização. Rio de Janeiro, 1986.

_____. **NBR 6459**: Solo: Determinação do Limite de Liquidez. Rio de Janeiro, 1984.

_____. **NBR 6508**: Grãos de Solo que Passam na Peneira de 4,8 mm: Determinação da Massa Específica. Rio de Janeiro, 1984.

_____. **NBR 7180**: Solo: Determinação do limite de plasticidade. Rio de Janeiro, 1984.

_____. **NBR 7181**: Solo: Análise Granulométrica. Rio de Janeiro, 1984.

_____. **NBR 14545**: Solo: Determinação do Coeficiente de Permeabilidade de Solos Argilosos a Carga Variável. Rio de Janeiro, 2000.

_____. **NBR 8.419**: Apresentação de Projetos de Aterros Sanitários de Resíduos Sólidos Urbanos: Procedimento. Rio de Janeiro. 1984.

_____. **NBR 13896**: Aterros de resíduos não perigosos: Critérios para Projeto, Implantação e Operação. Rio de Janeiro. 1997.

_____. **NBR 10004**: Classificação de Resíduos sólidos. Rio de Janeiro, 2004.

_____. **NBR 10005**: Lixiviação de Resíduos – Método de Ensaio, Rio de Janeiro, 2004.

_____. **NBR 10006**: Solubilidade de Resíduos – Método de Ensaio, Rio de Janeiro, 2004.

_____. **NBR 10007**: Amostragem de Resíduos - Procedimento, Rio de Janeiro, 2004.

AGENDA 21. **Agenda 21 global**. Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e o Desenvolvimento, 1992. Disponível em: <www.ecolnews.com.br/agenda21/>. Acesso em: abr. 2010.

AMOOZEGAR, A.; BARLAZ, M. A.; RUBIN, A.R. Effect of lime-stabilized Sludge as landfill cover on refuse decomposition. **Journal of Environmental Engineering**, V. 121, n.7, July, 1995.

ANDREOLI, C. V.; LARA, A I.; FERNANDES, F. **Reciclagem de Biossólidos**: Transformando Problemas em Soluções. Paraná: Ed. SANEPAR. 1999 .

ANDREOLI, C.V.; VON SPERLING, M.; FERNANDES, F. **Lodo de esgotos: tratamento e disposição final**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG; Companhia de Saneamento do Paraná. v.6, 2001. 484p

ANDREOLI, C. V. (Coord.). **Resíduos sólidos do saneamento: processamento, reciclagem e disposição final**. Rio de Janeiro: RiMa, ABES, 2001. 282 p.

_____. **Alternativas de uso de resíduos do saneamento**. Projeto PROSAB. Rio de Janeiro: ABES, 2006. 417 p.

_____. **Slib, Schlamm, Sludge**. American Works Association Research Foundation, 1990.

_____. **Commercial Application and Marketing of Water Plant Residuals**. American Works Association Research Foundation, 1999.

ATO COTEPE - ICMS N° 11/08. **Diário Oficial** N° 110, Seção 1, p. 36. Ministério da Fazenda, Brasília, DF, 10/06/2008. Disponível em: <<http://www.sincombustiveis.com.br/documentos/cotepe10.06.htm>> Acesso em 13 jun. 2008.

AWWA American Water Works Association. **Land Application of Water Treatment Sludge's**: Impact and Management. USA: AWWARF, 1990.

APHA – American Public Health Association; AWWA – American Water Works Association; WPCF – Water Pollution Control Federation & WEF – Water Environment Federation. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 21th ed., Washington, D.C., 2005.

BARROS, M. C. **Avaliação de um resíduo da construção civil beneficiado como material alternativo para sistema de cobertura**. 2005. 96 f. Dissertação (mestrado em ciência em engenharia civil). Programa de Pós-Graduação em Engenharia, Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ). Rio de Janeiro, 2005.

BASTIAN, R.K. Biosolids management in the United States. **Water Environment & Technology**, Alexandria – VA - USA, v. 9, n. 5, p. 45-50, may, 2003.

BAYAMUKAMA *et al.* Determination of Escherichia Coli Contamination with Chromocul Coliform Agar Shwoed a High Level of Discrimination Efficient Differing Fecal Pollution Levels in Tropical Waters of Kampa. **Juornal List** - PubMed Central. 2000.

BERGS, C.G.; LINDNER, K.H. Sewage sludge use in the Federal Republic of Germany”. **European Water Pollution Control**, Hennef – Germany, v. 7, n. 2, p.47-52, mar, 1997.

BERTON, R.S *et al.* Absorção de nutrientes pelo milho em resposta à adição de lodo de esgoto a cinco solos paulistas. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, Viçosa - MG, v. 13, n. 2, p.187-192, mar, 1989.

BETTIOL, W; *et al.* Utilização do lodo de esgoto como fertilizante. **O Solo**, Piracicaba-SP, v. 75, n.1, p. 44-54, jan/jun, 1983.

BETTIOL, W. **Utilização do lodo de esgoto como fertilizante**. In: Colóquio Regional Sobre Matéria Orgânica do Solo. Piracicaba-SP: CENA, p.227-232. 1992.

BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. 1. ed. São Paulo: EMBRAPA – Meio Ambiente 2000.

BOARETTO, A. E. **Uso de lodo de esgoto como fertilizante**. Botucatu: UNESP, 1986.

BOSCOV, M. E. G. **Geotecnia Ambiental**. São Paulo: Ed. Oficina de Letras. 2008. 248 p.

BRASIL. MINISTÉRIO DAS CIDADES. SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO. **Diagnóstico de Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos – 2006**. Brasília: MCIDADES. SNSA, 2008. 246 p.

_____. MINISTÉRIO DAS CIDADES. SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO. **Visão geral da prestação dos serviços de água e esgotos – 2004**. Brasília: MCIDADES. SNSA, 2005.

_____. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. **Resolução nº375 de agosto de 2006**. Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br>>. Acesso: maio de 2010.

_____. MINISTÉRIO DO PLANEJAMENTO, ORÇAMENTO E GESTÃO. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2010**. Rio de Janeiro: IBGE, 2010. Disponível em : http://www.censo2010.ibge.gov.br/dados_divulgados/index.php. Acesso: 01 fev. 2011.

_____. MINISTÉRIO DO PLANEJAMENTO, ORÇAMENTO E GESTÃO. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2000**. Rio de Janeiro: IBGE, 2002. 397 p.

_____. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. **Resolução nº430 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br>>. Acesso: 22 jul. 2011.

_____. MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO. SECRETARIA DE DEFESA AGROPECUÁRIA – SDA. **Instrução Normativa Nº 28, de 25 de Julho de 2007**. Aprova os Métodos Analíticos Oficiais para Fertilizantes Minerais, Orgânicos, Organo-Minerais e Corretivos, disponíveis na Coordenação-Geral de Apoio Laboratorial - CGAL/SDA/MAPA, na Biblioteca Nacional de Agricultura – BINAGRI e no sítio do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 31 de julho de 2007, Seção 1, p. 11

BUSSAB, W.O.; MORETIN, P.A. Estatística Básica. 5. ed. São Paulo: Saraiva, 2002.

CABRAL, A.R. *et al.* **Utilization des résidus de désencrage comme matériau de recouvrement aux sites miniers produisant du DMA, Pro., Atelier sur les barrières de recouvrement pour rejets miniers generateurs d'eaux acides**. Rouyn-Noranda, 1996, p. 131-153.

CABRAL, A.R. *et al.* Uso de resíduos do processo de reciclagem de papel como material de recobrimento alternativo de aterros sanitários e de rejeitos de mineração geradores de drenagem ácida. **O Papel**: revista mensal de tecnologia em celulose e papel da ABICP, São Paulo, ano LXI, n. 06, p. 74-83, 2000.

CABRAL, A.R. *et al.* Geotechnical characterization of pulp and paper residue used in cover systems. **Environmental Geotechnics** (4th ICEG) n. 1, p. 207-212, 2002.

_____. Uso de resíduos do processo de reciclagem de papel como material de recobrimento alternativo de aterros sanitários e de rejeitos de mineração geradores de drenagem ácida. **O Papel**: revista mensal de tecnologia em celulose e papel da ABICP, São Paulo, ano LXI, n. 6, p. 74-83, jun 2002.

CAESB - Companhia de Águas e Esgoto de Brasília. **O lodo de esgotos na agricultura**. Brasília: CAESB. 1996.

CAPUTO, H. P. **Mecânica dos Solos e suas aplicações**. 6. ed. rev. Rio de Janeiro: LTC, 1988. (1 v).

CARDOSO, A.C *et al.*. **Conscientização da Coleta Seletiva de Lixo na Cidade de Capim Branco**. Belo Horizonte: Prefeitura Municipal de Capim Branco-MG. 2006. p.10 -14

CARVALHO, P. de C.T. Utilização do lodo de esgoto na agricultura. In: **Colóquio Regional Sobre Matéria Orgânica do Solo**. Piracicaba-SP: CENA, 1982, p.223-226.

CASTILHOS JR. A. B. (Coord.). PROSAB. **Resíduos Sólidos Urbanos: Aterro Sustentável para Municípios de Pequeno Porte**. Rio de Janeiro: ABES, Rima, 2003.

CASTILHOS JUNIOR, A. B (Coord.). **Gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos com Ênfase na Proteção de Corpos d'Água: Prevenção, Geração e Tratamento de Lixiviados de Aterros Sanitários**. Rio de Janeiro: ABES, 2006.

CASTILHOS JUNIOR, A. B. *et al.* Principais Processos de Degradação de Resíduos Sólidos Urbanos. In: CASTILHOS JUNIOR, A. B. (Coord.). **Resíduos Sólidos Urbanos: Aterro Sustentável para Municípios de Pequeno porte**. Projeto PROSAB. Rio de Janeiro: ABES, Rima, 2003. p. 19-50.

CETESTB - COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. Procedimentos para o controle de resíduos sólidos industriais. São Paulo: CETESTB, 1999. (2v.)

CIMERMAN, B. & CIMERMAN, S.. Parasitologia Humana e seus fundamentos gerais. 1999.

CLAY, S.; ALBON, S. Sewage sludge incineration with environmental safeguards: Severn Trent Water's Roundhill plant. In: CATS III CONGRESS. **Proceedings**. Ostand, 1996, p. 251-259.

COMPARINI, J. B. **Estudo do decaimento de patógenos em biossólidos estocados em valas e em biossólidos submetidos à secagem em estufa**. 2001. Tese (Doutorado) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2001. 278 f.

CORDEIRO, J.S.; CAMPOS, J.R. O Impacto Ambiental Provocado pela Indústria da Água. **Revista Saneamento Ambiental**, São Paulo, n. 56, mar/abr, 1999.

CORDEIRO, J.S. **O problema dos lodos gerados nos decantadores em Estações de Tratamento de Água.** Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) Escola de Engenharia de São Carlos – USP. São Carlos, SP. Junho, 1993.

CORDEIRO, J.S.; CAMPOS, J.R. O Impacto Ambiental Provocado pela Indústria da Água. **Revista Saneamento Ambiental**, São Paulo, n. 56, mar/abr, 1999.

CORNWELL, D. A. LEER, R. G. Handbook Water Treatment Plant waste management. AWWA, Denver: Research/ Foundation, 431p. 1987.

COSIN S. *et al...* **Anais 48º Congresso Brasileiro de Cerâmica.** Curitiba, PR. ref. 19-27. 2004.

CSSL - CONTRIBUIÇÃO SOCIAL SOBRE O LUCRO LÍQUIDO. Disponível em: <www.portaltributario.com.br> Acesso em: 15/05/2008.

DANIEL, D. E. **Geotechnical practice for waste disposal-** London; New York: Chapman & Hall, 1993. 683p.

DUARTE, R. C. M.. **PIS e Cofins, dedução do ICMS, ISS e outras receitas.** Disponível em: <http://ultimainstancia.uol.com.br/artigos/ler_noticia.php?idNoticia=32091>. Acesso em: 15 maio 2008.

DI BERNARDO, L.; CARVALHO, E.H.; SCALIZE, P.S. Disposição de Resíduos Líquidos em ETA's em ETE's. In: REALI, M. A. P. (Coord.). **Noções Gerais de Tratamento e Disposição Final de Lodos de Estações de Tratamento de Água.** Rio de Janeiro: Prosab, 1999. p. 169-201.

DI BERNARDO, L.; DI BERNARDO, A.; CENTURIONE FILHO, P. L.. **Ensaio de tratabilidade de água e dos resíduos gerados em estações de tratamento de água.** São Paulo: Ed. Rima, 2002. 237 p.

DIRKZWAGER, A.H.*et al.* van den. Production, treatment and disposal of sewage sludge in The Netherlands. **European Water Pollution Control**, Hennef – Germany, v. 7, n. 2, p. 29-41, mar, 1997.

DRISCOL Jr., C.T. *et al.* **Alum Sludge in thr aquatic environmental**. Denver: AWWARF, 1987. 71p.

DUARTE, R. C. M.. **PIS e Cofins, dedução do ICMS, ISS e outras receitas.** Disponível em: <http://ultimainstancia.uol.com.br/artigos/ler_noticia.php?idNoticia=32091>. Acesso em: 15maio 2008.

EPA. Environmental Protection Agency. **Process design manual: land application of sewage sludge and domestic septage**. Washington, 1995a. 290p

_____. Standards for the use or disposal of sewage sludge: 40 CFR Parts 403 and 503. Washington, 1995b. 25p.

_____. 40 CFR Part 503 Standards for the use or disposal of sewage sludge, 1997. 25 p,

_____. Biosolids genetation, use, and disposal in THE United States. (EPA 530-r-99-009). 1999.

FERREIRA, A. C.; ANDREOLI, C. V.; JURGENSEN, D. Produção e características dos biossólidos, In: **Uso e manejo do lodo de esgoto na agricultura**. Curitiba: PROSAB, 1999, cap.1, p.16-25.

FERNANDES, F. Lodo em estação de tratamento de água e esgoto. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 2, n. 1, p. 169, jan/mar, 1997.

FERNANDES, F *et al.* Produção de fertilizantes por compostagem do lodo de esgoto gerado por estações de tratamento de esgotos. **Pesquisa Agropecuária**, v. 28, n. 5, p. 567-574, maio, 1993.

FERNANDES, F.; SILVA, S. M. C. P. **Manual Prático para Compostagem de Biossólidos**. Edição FINEP – PROSAB, Programa de Pesquisa em Saneamento Básico. Rio de Janeiro: 1999, 92p.

FERNANDES, F.; SOUZA, S. G. Estabilização de Lodo de Esgoto. In: ANDREOLI, C.V. (Coord.). **Resíduos sólidos do saneamento: processamento, reciclagem e disposição final**. Rio de Janeiro: Rima; ABES, 2001.

FINEP. **TJLP - Taxa de Juros de Longo Prazo**. Disponível em: <http://www.finep.gov.br/informacoes_financeiras/tjlp.asp>. Acesso em: 09jun.2008

FISCOSOFT. **IRPJ - Lucro Presumido - Roteiro de Procedimentos**. Disponível em: <<http://www.fiscosoft.com.br>> Acesso em: 21jun. 2008
FLOESS, C. H. *et al*, H. **Capping with fiber clay**. Civil Eng.1995.

GOLDSTEIN, N. Building the infrastructure for sludge reuse. **BioCycle**, Emmaus PA, v. 33, n. 3, p. 58-62. 1992.

GOLDSTEIN, N.. Sludge composting maintains growth. **BioCycle**, Emmaus PA, v. 33, n.12, p. 49-56. 1992.

GONÇALVEZ, R. F. *et al*. Recuperação de Coagulantes de Lodos de Estações de Tratamento de Água. In: **Noções Gerais de Tratamento e Disposição Final de Lodos de Estações de Tratamento de Água**. São Paulo: PROSAB, 1999.

GONÇALVES, R. F.; LUDUVICE, M.; VON SPERLING, M. Remoção da umidade de lodos de esgotos. In: ANDREOLI, C.V.; VON SPERLING, M.; FERNANDES, F. **Lodo de esgotos: tratamento e disposição final**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (UFMG); Companhia de Saneamento do Paraná. v.6, 2001. 484p.

GRANATO, T. C. Biosolids land application by the metropolitan water reclamation district of greater Chicago: an overview of the program, its benefits, and environmental impacts. In: **SIMPÓSIO INTERAMERICANO DE BIOSSÓLIDOS**, 7, 2010, Campinas. **Palestra...**, Campinas, 2010

GRANDIN, S.R. **Desidratação dos lodos produzidos nas estações de tratamento de água**. 1992. 465p. Dissertação (Mestrado). Escola Politécnica, Universidade de São Paulo. São Paulo, 1992.

GRIFFIN, R. A.. *et al.* Municipal Sewage Sludge Management at Dedicated Land Disposal Sites and Landfills. In: LUE-HING, C. *et al.*(Comp.). **Water Quality Management Library - Municipal Sewage Sludge Management: A Reference text on Processing, Utilization and Disposal.** 2. ed. Lancaster: Technomic Publishing Company Book, 1998, p. 409-486. (v. 4).

GRIM, R.E. **Clay Mineralogy.** New York: McGraw-Hill Book Company. 1968. 422p.

GRÜTTNER, H. Denmark. In: MATTHEWS, P. (Ed.) **A global atlas of wastewater sludge and biosolids use and disposal.** London: IAWQ, 1997. p.43-46.

GUERRA, R. C.; ANGELIS, D.F.D. Classificação e biodegradação de lodo de estações de tratamento de água para descarte em aterro sanitário. **Arq. Inst. Biol.**, São Paulo, v.72, n.1, p.87-91, jan./mar., 2005.

HABITASUL. Sistema de Água e Esgoto (SAE). **Relatório Anual de Qualidade das Águas de Abastecimento.** Florianópolis, SC, 2009. Disponível em: <http://www.bu.ufsc.br/design/framesrefer.php>. Acessado em: 21 nov. 2010.

HABITASUL. Sistema de Água e Esgoto (SAE). **Estação de Tratamento de Esgoto (ETE).** Florianópolis, SC, 2010. Disponível em: <http://www.jurere.com.br/sae/ete.htm>. Acessado em: 21 nov. 2010.

HARRISON, R.B. et al. **Uso de resíduos urbanos em florestas.** In: CONGRESSO LATINO AMERICANO DE CIÊNCIA DO SOLO. Águas de Lindoia. 1996.

HANSEN, Don R.; MOWEN, Maryanne M. **Gestão de Custos : Contabilidade e Controle.** 3. ed. São Paulo: Pioneira Thomson Learning, 2003.

HART, M. L.; SHAKOOR, A.; WILSON, T. P. Characterization of lime sludge for engineering applications. **Waste Management**, v. 13, p. 55-63, 1993.

HINESLY, T.D.; HANSEN, L.G.; BRAY, D.J. **Use of sewage sludge on agricultural and disturbed lands**. Illinois: Urbana – University of Illinois, 1984.

HIRSCHFELD, Henrique. **Engenharia econômica e análise de custos**. 6. ed. São Paulo: Atlas, 1998.

HORNGREN, Charles T. ; FOSTER, George ; DATAR, Srikant M. **Contabilidade de Custos**. 9.ed. Rio de Janeiro: LTC – Livros Científicos Editora, 2000.

IBGE – **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2008**. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2010. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br>>. Acesso: dez. 2010.

ISS – **Aspectos Gerais**. Disponível em: <www.portaltributario.com.br > Acesso em: 15maio 2008.

KAJINO, Leica Kotsuko. **Estudo de Viabilidade de Implantação, Operação e Monitoramento de Aterros Sanitários**: uma abordagem econômica. 2005. 142 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Industrial). Universidade Estadual Paulista. (UNESP). Bauru, 2005.

KOERNER, R. M.; DANIEL, D. E. **Final Covers for Solid Waste Landfills and Abandoned Dumps**, 1 ed. New York, ASCE PRESS, 1997.

KRAUS, J.F. *et al.* Laboratory and field hydraulic conductivity of three compacted paper mill sludges. *J. of Geot. And Geoenv. Eng.*, n. 123 p. 654-662.1997.

LANGE, L. C *et al*, E. N. **Resíduos. Projeto, Operação e Monitoramento de Aterros Sanitários.** Guia do profissional em treinamento : nível 2 / Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental (org.). – Belo Horizonte : ReCESA, 2008.

LANGE, L. C.; AMARAL, M. C. S. Geração e Características do Lixiviado. In: GOMES, L. P. (Coord). **Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras.** Rio de Janeiro: ABES, 2009. p. 26- 59. (Projeto PROSAB).

LANGE; L. C.*et al*. Processos Construtivos de Aterros Sanitários: Ênfase no Estudo de Camadas de Cobertura como Mecanismo de Controle da Geração de Lixiviado.: In: CASTILHOS JUNIOR, A. B. (Coord.). **Gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos com ênfase na proteção de corpos d'água:** prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterros sanitários. Petrópolis: PROSAB, 2006. p.109–208.

LEBLANC, R. J.; MATTHEWS, P.; RICHARD, R. P. **Global atlas of excreta, wastewater sludge, and biosolids management:** moving forward the sustainable and welcome uses of a global resource. Kenya: United Nations Human Settlements Programme (UN-HABITAT), 2008. Disponível em: http://esa.un.org/iys/docs/san_lib_docs/habitat2008.pdf. Acesso em: 01fev. 2011.

LIMA, M. R. P. **Uso de estufa agrícola para secagem e higienização de lodo de esgoto.** Tese (Doutorado) - Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2010. 288 p

LUCENA, C. Ico aterro sanitário regional. **Diário do Nordeste.** Disponível em: <http://ipaumirim.net/columas//index.php/2010/10/02/ico-tera-aterro-sanitario-regional>. Acessado em: 20 jan. 2011.

LUCIANO, S. Y. et. al. Tratabilidad de los lodos producidos em la potabilización del água. In: Congresso Interamericano de Ingenieria Sanitária y Ambiental, XXVI, 1998, Lima – Peru. **Anais...** Lima: AIDIS, 1998. 1 CD-ROM.

Mc BEAN, W. A.; ROVERS, F. A.; FARQUHAR, G. J. **Solid Waste Landfill Engineering and Design.** Prentice Hall, Inc. Upper Saddle River, NJ, 1995. 521 p.

MACIEL, F. J. **Estudo de geração, percolação e emissão de gases no aterro de resíduos sólidos da Muribeca/PE**. 2003. 173p. Dissertação (Mestrado em Ciências em Engenharia Civil). Programa de Pós-Graduação da Universidade Federal de Pernambuco (UFP).Recife, 2003.

MAGALHÃES, A.L.; SIMÕES, G. F.; COELHO, V.F.; LOPES, S.R. **Avaliação das características físicas do solo da camada cobertura final como substrato para a revegetação de aterros sanitários**. Estudo de caso para o aterro sanitário de Belo Horizonte, MG. XXIII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES. Campo Grande, Mato Grosso do Sul. 2005. 6 p.

MARINHO, F. A.M. **Relatório Técnico Departamento de Engenharia de Estruturas e Fundações**. São Paulo: Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2001.

MARIOT, Bruna. **Proposta para análise da viabilidade econômica e ambiental do uso de lodo de ETA e ETE como material de cobertura de aterro sanitário**. 2007. 57 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Sanitária e Ambiental) Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Florianópolis, 2007.

MARQUES, M. O. **Efeitos da aplicação do lodo de esgoto na produtividade e qualidade da cana-de-açúcar**. 1990. Tese (Doutorado em Agronomia. Solos e Nutrição de Plantas). Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1990.

MARTINS, Eliseu. **Contabilidade de custos**. 9. ed. São Paulo: Atlas, 2003.

MARTINS, M.T.; SANCHES, P.S. Eficácia do tratamento químico e térmico na destruição de patógenos em lodo digerido. **Revista Brasileira de Microbiologia**, São Paulo, v.17, n. 2, p.148-154, abr/jun, 1996.

MATTHEWS, P. Transatlantic comparison of biosolids practices. In: Conf. water residuals and biosolids management: approaching the year 2000. **Philadelphia, Proceedings**. Alexandria: WEF, p.9-32, 1997.

MEDEIROS, P. A. *et al.* Geração de Líquidos Percolados em Resíduos com Cobertura Permeável. In: VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2002, Vitória-ES. VI SIBESA - **Anais**. Rio de Janeiro: ABES, 2002.

METCALF E.C. **Wastewater engineering**: treatment, disposal and reuse. 3. ed. New York: McGraw Hill, 1991.

MICROSOFT Corporation. **Microsoft Excel**. Version 14. 2010.

MOO-YONG, H. K.; ZIMMIE, T. F. Effects of freezing and thawing on the hydraulic conductivity of paper mill sludges used as landfill covers. **Canadian Geotechnical Journal**, Ottawa - Canada, v. 33, p. 783-792, 1996.

MULLER, Carlos Eduardo de Thales Gaya. **Relatório de Visita ao Aterro Sanitário e Industrial de Blumenau**. Universidade Regional de Blumenau. Blumenau, 2002.

NARDIN, G.; CHABRIER, J.P. France: eastern France. Franche Comte region, city of Besançon. In: MATTHEWS, P. (Ed.) **A global atlas of wastewater sludge and biosolids use and disposal**. London: IAWQ, 1997. p. 65-69.

NETER, J,N.; WASSERMAN, W, AND KUTNER, M,H, **Applied Linear Statistical Models**, 3. ed., Boston: Richard D, Irwin Inc, 1990.

OAP. Consultores Associados Ltda. **EIA – RIMA do Aterro Sanitário Canhanduba**. Engepasa Ambiental Ltda. Itajaí, 2002.

OCKIER, P; MUYNCK, G D. Belgium: Flanders. In: MATTHEWS, P. (Ed.). **A global atlas of wastewater sludge and biosolids use and disposal**. London: IAWQ, 1997. p. 25-27.

OLIVEIRA, F. C.. **Efeito da aplicação de lodo de esgoto em latossolo vermelho-escuro textura média e em sorgo granífero**. 1992. 99p. Trabalho de Conclusão de Curso (Agronomia) . Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho. Jaboticabal, 1992.

OLIVEIRA, J. C. S. **Contaminação de sedimentos Argilosos por Combustíveis Automotivos: Problema de Avaliação da Permeabilidade.** 2001. Tese (Doutorado em geologia sedimentar). Instituto de Geociências, Universidade Federal da Bahia (UFBA). Salvador, 2001.

ORSCHOT, R. VAN; WAAL, D.; SEMPLE, L.. Options for beneficial reuse of biosolids in Victoria. **Water Science and Technology**, v. 41. n. 8, p. 115-122. 2000.

OUANOUKI, B.; IGOUD, S. Study of the effects of residual sludge's from urban sewage plants used in forest plantations. **Revue Forestière Française**, Nancy, v. 45, n. 2, p.153-158, 1993.

PANAROTTO, C. T.; ROBART, A.; CABRAL, R. *et. al.* **Using deinking residues in cover systems.** Seventh International Waste Management and Landfill Symposium. Cagliari, Italy, 1999.

PAPIN, M. Landfill Covers Itself with Biosolids. **Waste Age**, v.30, n.4, p.22-23, Apr 1999.

PAULRAJ, C; RAMULU, U.S. Effect of soil application of low levels of urban sewage sludge on the uptake of nutrients and yield of certain vegetables. **Journal of the Indian Society of Soil Science**, New Delhi, v. 42, n. 3, p. 485-487, 1984.

PEREIRA, A. V. R. P. **Indicador para avaliação de desempenho de aterros de resíduos sólidos.** 2005. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Florianópolis, 2005.

PESSIN, N. *et al.* . **Monitoramento do processo de digestão anaeróbia dos resíduos sólidos dispostos em duas células piloto de aterramento.** Alternativas de Disposição de Resíduos Sólidos Urbanos para Pequenas Comunidades Rio de Janeiro: Rima, ABES, 2002. Projeto PROSAB. 104 p. (Coletânea de Trabalhos Técnicos).

PINTO, M. T. Higienização de Lodos. In: ANDREOLI, C.V.; VON SPERLING, M.; FERNANDES, F. **Lodo de esgotos: tratamento e disposição final**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (UFMG); Companhia de Saneamento do Paraná, 2001. p. 261-297. (v. 6).

PIRES A. M. M.. **Uso agrícola do lodo de esgoto: aspectos Legais**. Jaguariúna, SP: EMBRAPA, Meio Ambiente, 2006. Disponível: <http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/Repositorio/Pires_lodoID-.pdf> acessado em: 19 maio 2008.

POLPRASERT, C. **Organic waste recycling**. New York: Wiley, 1989.

PORTELLA, K.F. *et al.*, Caracterização físico-química do lodo centrifugado da estação de tratamento de água Passaúna. Curitiba/PR. 22º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA AMBIENTAL. **Anais**. Joinvile, 2003.

PRIM, E. C. C. P. **Reaproveitamento de lodo têxtil e da cinza pesada na construção civil: aspectos tecnológicos e ambientais**. 1998. 113f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Florianópolis, 1998.

QASIM, S.R.; CHIANG, W. **Sanitary Landfill Leachate: generation, control and treatment**. Technomic Publishing Co., Inc, 1994.

QUIROZ, J. D.; ZIMMIE, T. F. Paper mill sludge landfill covers construction. Recycled materials in geotechnical applications. **Geotechnical Special Publications Number**. V. 79, p.19-36. 1998.

RHEW, R. D.; BARLAZ, M. A. Effect of Lime-Stabilized Sludge as Landfill Cover on Refuse Decomposition. **Journal of environmental engineering**. North Carolina State University – USA. Vol. 121, n. 7, 1995, p. 499-506.

REBELO, K. M. W. Resistência de interfaces entre geomembranas e solos através do ensaio de ring shear. 2003. 194f. Dissertação (Mestrado em Geotecnia)-Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2003.

REED, S.C.; MIDDLEBROOKS, E.J.; CRITES, R.W. **Natural systems for waste management and treatment**. New York: McGraw Hill, 1988.

REICHERT, G. A. (Manual) **Projeto, Operação e Monitoramento de Aterros Sanitários**, 2007. 109 p.

RICHTER, C. A. **Tratamento de Lodos de Estações de Tratamento de Água**. São Paulo: Edgard Blücher, 2001.

ROCCA, A. C. C. **Resíduos Sólidos Industriais**. 2. ed.rev. ampliada. São Paulo: CETESB, 1993. p.135-184.

ROCHA, M.T. **Utilização de lodo de esgoto na agricultura**: um estudo de caso para as bacias hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá. 1998. Dissertação (Mestrado em Economia Aplicada). Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, SP, 1998.

Rocha, A. L. C. Almeida, R. A. Silva, M. T. Novais, D. B. B. **Higienização de lodo anaeróbico de esgoto sanitário por meio alcalino**. 25º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2009. Recife. Anais eletrônicos. Pernambuco: ABES, 2009. CD-ROM.

Rudek, N. **Viabilidade Econômica do Transporte Rodoviário da Soja produzida no estado do Paraná para pequenos e médios transportadores**. 2004. 32 f. Monografia de Conclusão de Curso (Ciências Econômicas) - Instituto de Ciências Sociais do Paraná – ICSP, Curitiba, 2004.

SABESP - Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo. Recuperação de águas de lavagens, tratamento e disposição final de resíduos sólidos de ETA's da RMSP. **Revista DAE**, São Paulo, v. 47, n.150, p.216-219, dez, 1987.

SANEPAR. Companhia de Saneamento do estado do Paraná. **Uso e manejo do lodo de esgotos na agricultura**. Curitiba: Ed. PROSAB/FINEP, 1999.

_____. **Manual técnico para utilização agrícola do lodo de esgoto no Paraná**. Curitiba: Ed. PROSAB/FINEP, 1997. 96p.

SANTOS, H.F. Aplicação do lodo de estações de tratamento de esgoto em solos agrícolas. **Revista DAE**, São Paulo, v. 39, n.122, p.31-38, 1979.

SANTOS, H.F. Normatização para o uso agrícola dos biossólidos no exterior e no Brasil. In: ANDREOLI, C.V. (Coord.). **Resíduos sólidos do saneamento**: processamento, reciclagem e disposição final. Rio de Janeiro: Rima; ABES, 2001.

SANTOS, J. J. dos. Análise de Custos – **Um Enfoque Gerencial com Ênfase para Custeamento Marginal**. 2ª Ed., São Paulo: Atlas, 1990.

SENGUPTA, A.K.; SHI, B. Selective alum recovery from clarifier sludge. **Journal, American Water Works Association**, Lancaster, v.64, n.10, p.96-103. Oct. 1992.

SHIROTA, R.; ROCHA, M.T. **Análise do mercado potencial agrícola do lodo de esgoto biológico resultante do tratamento de esgotos urbanos na região de Limeira, SP**. Piracicaba: FEALQ, 1997, 85p.

_____. Disposição final de lodo de esgoto. **Revista de estudos ambientais**, Blumenau, v.1, n. 3, set/dez 1999.

SILVA, F.C. **Uso agrônômico de lodo de esgoto**: efeitos em fertilidade do solo e qualidade da cana-de-açúcar. 1995. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) . Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, SP, 1995.

SILVA, J.E.*et al.* Alternativa agrônômica para o biossólido: a experiência de Brasília. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. (ed.). **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000.

SILVA, S. M. C. P.; FERNANDES, F.; SOCCOL, V. T.; MORITA, D. M. Principais contaminantes do lodo. In: ANDREOLI, C.V.(Coord.). **Alternativas de uso de resíduos do saneamento**. Projeto PROSAB. Rio de Janeiro: ABES, 2006. 417 p.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO (SNIS). Programa Nacional do Setor de Saneamento.

Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos do Saneamento. 2006. Disponível em: www.snis.gov.br. Acesso em: 07/10/10.

SOBRINHO, P. A. Tratamento de esgoto e geração de lodo. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto.** 1. ed. São Paulo: EMBRAPA Meio Ambiente, 2000. p.11.

SOMMERS, LETÉ; BARBARICK, K.A. Constraints to land application of sewage sludge. In: RUNGE, E.C.A. (Ed.). **Utilization, treatment, and disposal of waste on land.** Madison: Soil Science Society of America, 1986. p.193-216.

SOUTO, G. D. B. **Lixiviado de aterros sanitários brasileiros:** estudo de remoção do nitrogênio amoniacal por processo de arraste com ar (“*stripping*”). Tese (Doutorado) Programa de Pós-Graduação. Área de concentração em Engenharia Hidráulica e Saneamento. Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo. São Paulo, 2009.

SOUTO, G. D. B; POVINELLI, J. **Características do lixiviado de aterros sanitários no Brasil.** In: 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Belo Horizonte, 2007.

SOUZA, J. T.; FORESTI, E.; VAZOLLÉR, R.F. Remoção química de fósforo em processos anaeróbios. **Anais do XIX Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental.** Foz do Iguaçu, 1997.

SPINOSA, L.; RAGAZZI, M. Italy. In: MATTHEWS, P. (Ed.) **A global atlas of wastewater sludge and biosolids use and disposal.** London: IAWQ, 1997. p.89-93.

STATSOFT. Inc. **STATISTICA** (data analysis software system). Version 7. 2004. www.statsoft.com. Acesso em: 14 jun. 2011

STECH PJ. Resíduos sólidos: caracterização. In: **Curso básico para gerenciamento de sistemas de resíduos sólidos.** São Paulo: CETESB. 1982.

STRAUCH, D. *et al.* **Inactivation of microorganisms in sewage sludge by stabilization processes.** London: Elsevier, 1984.

TCHOBANOGLIOUS, G.; BURTON, F. L.; STENSEL, H. D. **Wastewater engineering: treatment, disposal, and reuse**. 4^o ed. , Metcalf ; Eddy, Inc. New York: McGraw Hill, 2003.1819 p.

TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A.; *et al.* **Análise de Solos Plantas e Outros Materiais**. Boletim técnico, 2 ed. Revisada ampliada. Porto Alegre: Departamento de Solos. Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRS). Porto Alegre, 1995.

TEIXEIRA, S. R. *et al.* **Efeito da adição de lodo de estação de tratamento de água (ETA) nas propriedades de material cerâmico estrutural**. Cerâmica, São Paulo, v. **52**, n. 24, p. 215-220, fev. **2006**.

TEIXEIRA, P. F. **Investigação sobre características geotécnicas um resíduo de papel**. 2002. 106 f. Dissertação (mestrado em engenharia dos solos). Programa de Pós-Graduação em Engenharia da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo (USP). São Paulo, 2002.

THOMAZ-SOCCOL V, Aspectos sanitários do lodo de esgoto. **Anais do I Seminário Sobre Gerenciamento de Biossólidos do Mercosul**. Curitiba, 1998. p. 65-72.

THOMÉ, A. *et al.* **Caracterização geotécnica de um lodo proveniente de uma estação de tratamento de água**. III Simpósio de Engenharia de Fundações Especiais e Geotecnia. 1998.

TSUTIYA, M. T.; HIRATA, A. Y. Aproveitamento e disposição final de lodos de estações de tratamento de água do Estado de São Paulo. In: 21^o Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2001, João Pessoa. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 2001.

USEPA. Control of pathogens and vector attraction in sewage sludge. EPA/625//R-92/013. 1992.

_____. A Plain English guide to the EPA Part 503 Biosolids Rule. EPA/832//R-93/003.1994.

_____. Guide to field storage of biosolids. EPA/832-b-00-007, 134p. jul. 2000.

VILAR, M. O. **Geossintéticos em Aplicações Ambientais**. 5º Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental. Porto Alegre, 2003. 18 p.

VON SPERLING, M.. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. UFMG, 2005. 452p.

WISCHMIER, W.H.; SMITH, D.D. Predicting rainfall erosion losses-a guide to conservation planning. U.S. Department of agriculture. **Agriculture handbook**. n.537. p. 69.1978.

WOILER, Sansão; MATHIAS, Washington F. Projetos: **planejamento, elaboração, análise**. São Paulo: Atlas, 1996.

YANFUL, E.K. Oxygen diffusion through soil covers on sulphidic mine tailings. **ASCE Journal of Geotechnical Engineering**, n. 119, p.1207-1228, 1993.

ZIMMIE, T. F. MOO-YONG, H. K. Hydraulic conductivity of paper sludge's for landfill covers. **Geoenvironmental**, 2000. p. 932-946.

ZORTEA, Rafael Batista. **Viabilidade Econômica e Tecnológica para a Reciclagem das Embalagens Cartonadas Longa Vida Pós-consumo de Porto Alegre**. 2001. 133 f. Dissertação (Mestrado em Administração) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2001.

8 APÊNDICE

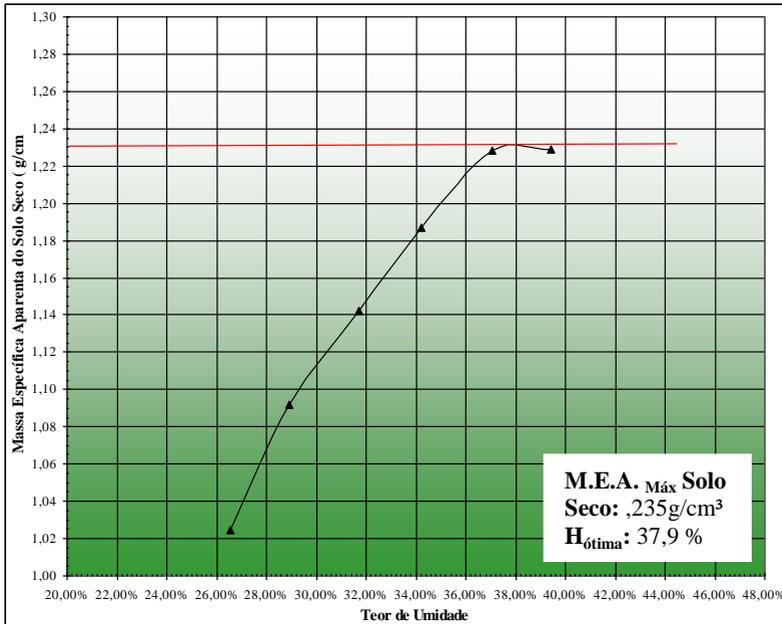
Cálculo da quantidade de material de cobertura para o REATOR 1

- Material cobertura do R1: AE15+50% de solo natural
- Volume de cobertura considerando altura de 3,0 cm, Larg.= 78,5 cm e comp.= 50 cm:

$$V_{\text{cobert}}: 78,5 \times 50 \times 3 = 11775,0 \text{ cm}^3$$

Conforme resultado do ensaio de compactação apresentado no gráfico da Figura 80, tem-se:

Figura 80 - Curva Proctor Normal - AE15 + 50% Solo



- Massa específica aparente seca da mistura AE15 + 50% Solo = 1,235g/cm³

Quantidade de material compactado a ser colocado na célula, segundo seu volume:

- Massa específica solo seco X volume a ser ocupado = 1,24 X
11775 = 14542,13 g = 14,54Kg

Componente	Percentual (%)	Peso (Kg)
Líquido = água ultrapura	37,9%	X
Sólido AE15 + 50% Solo	62%	14,54

- Quantidade a pesar dos materiais considerando a umidade natural higroscópica:

Umidade higroscópica que se encontrava nas amostras = h_{hig} :

Solo natural: $h_{\text{hig}} = 5,37\%$ **AE15:** $h_{\text{hig}} = 4,78\%$ **AE15+Solo nat. (Média)** $h_{\text{hig}} = 5,04\%$

Cálculo solo:	Cálculo AE15:
% de material: $100 - 5,37 = 94,63\%$	% de material: $100 - 4,78 = 95,22\%$
7,27 Kg - 94,63 %	2,26 Kg - 95,22 %
X - 5,37 %	X - 4,78 %
X = 0,412 Kg	X = 0,365 Kg

Total de água presente na amostra misturada: $0,365 + 0,412 = 0,777\text{Kg}$

Percentuais	Em peso seco para uma célula	Peso considerando umidade natural
Solo seco = 50%	Solo seco = 7,27 Kg	Solo c/ umidade nat. = 7,66Kg
AE15 seco = 50%	AE15 seco = 7,27 Kg	AE15 c/ umidade nat = 7,62Kg

- Quantidade de água a acrescentar para chegar à umidade ótima considerando a umidade higroscópica dos materiais:

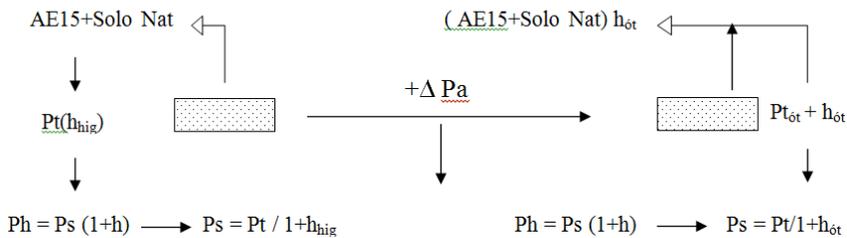
COMPONENTE	%	PESO (kg)
Quant. água p/ teor Hot.	37,9	5,52
Total de água existente nas amostras	3,32	0,777
Total a acrescentar com relação ao peso total de amostra (7,27kg)	34,68	4,75

O que foi realizado na mistura para o **Reator 1**:

O peso total da mistura 14,54Kg. Acréscimo no peso seco por causa das perdas: 0,385Kg

Total de material no peso seco: $P_s = 14,925$

Total de água a acrescentar para chegar à Hot.:



Cálculo da quantidade de material de cobertura para Reator 2

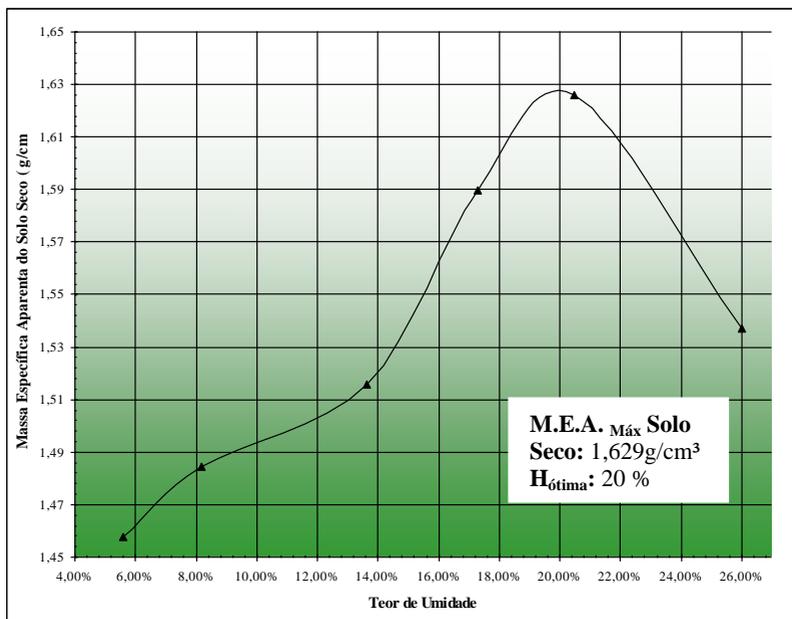
Material do R2: solo natural

Volume de cobertura considerando $h_{camada} = 3,0$ cm, Larg. = 78,5 cm e comp. = 50 cm.

$$V_{cobert.}: 78,5 \times 50 \times 3 = 11775,0 \text{ cm}^3$$

- Valor de M.E.A. máxima do solo seco obtida através da curva de compactação, representada pela grã fico Figura 81 = $1,629\text{g/cm}^3$

Figura 81 - Curva Proctor Normal do Solo Natural



- Quantidade de material compactado colocado na célula segundo seu volume:

$$\text{Massa específica solo seco} * \text{volume a ser ocupado} = 1,629 * 11775,0 = 19181,5 \text{ g} = 19,18\text{Kg}$$

Componente	Percentual	Peso (Kg)
Líquido = água	20%	X
Sólido AE15 + 50% Solo	80%	19,18

- Quantidade a pesar dos materiais, considerando a umidade higroscópica:

Umidade higroscópica que se encontrava a amostra = h_{hig} :

Solo natural: $h_{\text{hig}} = 5,37\%$

Cálculo solo:

% de material: $100 - 5,37 = 94,63\%$

19,18 - 94,63 %

X - 5,37 %

X = 1,09Kg

Total de água que representa 5,37% de $h_{\text{hig}} = 1,09\text{Kg}$

Percentuais	Em peso seco para uma célula	Peso considerando umidade natural
Solo seco = 100%	Solo seco = 19,18 Kg	Solo com umidade nat. = 20,27 Kg

Quantidade de água a acrescentar para chegar à umidade ótima considerando a h_{hig} do solo natural:

Componente	%	Peso (kg)
Quant. água p/ teor Hot.	20,0	3,84
Total de água existente nas amostras	5,37	1,09
Total a acrescentar com relação ao peso total de amostra	14,63	2,81

Mistura para o Reator 2:

O peso total da mistura foi de 19,18Kg. Acréscimo no peso seco por causa das perdas = 0,385Kg.

Total de material no peso seco:

$P_s = 19,57 \text{ Kg}$. Total de água a acrescentar para chegar à Hot.:

