COPPE/UFRJ

ASPECTOS TÉCNICOS E ECONÔMICOS DO TRATAMENTO COMBINADO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO COM ESGOTO DOMÉSTICO EM LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO

Ana Silvia Pereira Santos

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, COPPE, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Doutor em Engenharia Civil.

Orientador: Flávio César Borba Mascarenhas

Rio de Janeiro

Agosto de 2010

ASPECTOS TÉCNICOS E ECONÔMICOS DO TRATAMENTO COMBINADO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO COM ESGOTO DOMÉSTICO EM LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO

Ana Silvia Pereira Santos

TESE SUBMETIDA AO CORPO DOCENTE DO INSTITUTO ALBERTO LUIZ COIMBRA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA DE ENGENHARIA (COPPE) DA UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE DOUTOR EM CIÊNCIAS EM ENGENHARIA CIVIL.

Examinada por:

_____

Prof. Flávio César Borba Mascarenhas, D.Sc.

_____

Prof. José Paulo Soares de Azevedo, Ph.D.

_____

Prof. Isaac Volschan Júnior, D.Sc.

_____

Prof. Pedro Além Sobrinho, Dr.Eng.

_____

Prof. Jurandyr Povinelli, Dr.Eng.

RIO DE JANEIRO, RJ – BRASIL
AGOSTO DE 2010

Santos, Ana Silvia Pereira

Aspectos Técnicos e Econômicos do Tratamento Combinado de Lixiviado de Aterro Sanitário com Esgoto Doméstico em Lagoas de Estabilização/Ana Silvia Pereira Santos - Rio de Janeiro: UFRJ/COPPE, 2010

XXI, 212p.: il.; 29,7 cm

Orientador: Flávio César Borba Mascarenhas

Tese (doutorado) – UFRJ/ COPPE/ Programa de Engenharia Civil, 2010

Referências Bibliográficas: p. 178-199

1. Tratamento combinado. 2. Lixiviado aterro sanitário. 3. Esgoto doméstico. I. Mascarenhas, Flávio César Borba. II Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE, Programa de Engenharia Civil. III. Título

“De repente a vida se torna um momento presente;
tudo torna-se intenso”

Eckhart Tolle

Dedicatória:

Dedico este trabalho aos que se vão e aos que vem.

Ao me querido e amado pai que se foi durante a reta final desse trabalho, deixando uma enorme saudade no peito e a certeza de que a bondade, a honestidade, a humildade e a sinceridade, são os valores que constroem um grande Homem.

Ás minha lindas sobrinhas: **Beatriz**, que veio ha 4 anos atrás trazendo muita alegria para a nossa família e; a pequena **Helena** que acabou de chegar com um lindo sorriso no rosto, trazendo inspiração para uma família que agora sente a dor do vazio.

Á **pequena vida** que estou gerando no meu ventre: uma criança que está sendo muito aguardada e que já é muito querida e amada por todos nós.

“As pessoas não morrem, ficam encantadas”

Guimarães Rosa

Agradecimentos

Gratidão é o ato de reconhecimento de uma pessoa por alguém que lhe prestou um benefício, um auxílio, um favor, etc. Assim, faço destas duas próximas páginas, um espaço onde posso expressar a minha eterna gratidão àqueles que de forma direta ou indireta contribuíram para este resultado.

Mãe e **Pai** (vivo, entre nós, quando este texto foi escrito. Agora vivo somente em nossos corações) são os primeiros que coloco nessa lista. Foram eles que com muito amor, sempre me ensinaram os primeiros valores de educação, com os quais busco viver até hoje. Com eles, aprendi a ir atrás dos meus objetivos, com firmeza, força, garra, honestidade e sinceridade. O amor de um **Irmão** como o meu, ajuda a construir qualquer ser humano. Este irmão, mesmo de longe, está sempre por perto, do mesmo jeito de quando éramos crianças e dividíamos o mesmo teto, o amor incondicional de uma mesma mãe e o colo afetuoso de um mesmo pai. Ele e minha amada cunhada **Tita**, me deram a alegria de ser tia duas vezes de lindas princesas **Bia** e **Helena**, que só enchem meu coração de felicidade. A companhia de um homem como o **Edi**, me fez ver a vida com outros olhos e o seu amor, a cada dia, me empurra um pouco mais na direção desse caminho que venho buscando. Com ele, estou esperando a chegada do nosso primeiro **Bebê**, que já colocou uma imensa alegria no nosso coração. Aos familiares em geral, faço um agradecimento especial no nome do **Vovô Custódio** e da **Vovó Dulce** que construíram uma família tão linda na qual tenho tanto orgulho de ter nascido. Ao **Tio Fernando**, deixo aqui um agradecimento especial pelo convívio amável de sempre.

No começo da minha vida profissional, lá nos meus vinte e poucos anos, os amigos **Eliane Amaral** e **Leila Muller**, **Carlos Chernicharo** e **Marcos Von Sperling**, exemplos de seres humanos e profissionais, me incentivaram, acreditaram no meu trabalho e me mostraram o que era ser professor de verdade, me despertando a vontade de ser como eles. Hoje, me espelho nos **Amigos do DRHIMA**, com os quais divido minhas atuais inseguranças e minhas agradáveis conquistas. Aqui, um carinho especial tenho pelo meu Mestre e amigo **Jordão**, pessoa maravilhosa e professor único em todos os quesitos; pelo amigo e admirável professor, **Isaac**; pelo “poço de conhecimentos” e dedicado amigo

Álvaro e; pela inseparável querida amiga que sempre esteve comigo nessas terras cariocas, estranhas inicialmente tanto pra mim quanto para ela, **Iene**. Neste mesmo espaço, coloco a minha gratidão pelo meu orientador **Flávio Mascarenhas** e pelo **Zé Paulo** que sempre apostaram em mim e me deram força em tudo.

Esse gratificante e ao mesmo tempo estonteante caminho do doutorado, só pode ser percorrido com a ajuda declarada de outros profissionais, que nos bastidores fazem a máquina funcionar. Assim, meu carinhoso agradecimento vai para a **Equipe do LEMA**, coordenada pela amável **Cristina**, sempre a frente das análises de laboratório e aos *brothers* do peito **Paulinho** e **Marcelo**, operadores do CESA/UFRJ. Aqui, não posso deixar de fora, aqueles que estiveram sempre presentes para ajudar em alguma coisa ou simplesmente para me fazer dar uma boa gargalhada com histórias estapafúrdias: **Marcelinho**, **Daniel**, **Harley** e **Churros** (meu querido e fiel escudeiro bolsista de iniciação científica). Aos colegas da **COMLURB**, parceiros desse projeto e com quem dividi todas as etapas dessa pesquisa e ao **PROSAB** e à **FINEP** pelo financiamento da bolsa e do projeto, deixo aqui o meu muito obrigado.

Amizade se conquista e estas que conquistei ao longo da minha vida, se fizeram presente em algum momento desses anos de doutorado. Amigas da **Família ACMME,** amigas da **Quinta Feliz**, amigas da **Máfia do Divã**, amo vocês e obrigada por tudo sempre. Agradeço também às Amigas **Betina**, **Martinha** e **Muri**, que junto com a Iene me deram um pouco de senso de família nos meus primeiro anos de Rio de Janeiro, quando estava longe da minha de verdade e hoje são amigas do peito.

Obrigada a todos pelo carinho, pela amizade, pela confiança, pelos bons exemplos, pelos conselhos...

Acima de tudo, agradeço a Deus. Meu agradecimento é ao Deus que eu acredito estar em cada um de nós, no verde das folhas, no perfume e no colorido das flores, na beleza do sol e da lua, no pio do pássaro, no movimento das ondas do mar... É aquele que faz Tudo funcionar em perfeita harmonia e nos dá a oportunidade de nos fazer sentir parte desse Todo. É aquele que levou o meu pai do nosso convívio físico, mas nos permite estar com ele em pensamento e no coração.

Resumo da Tese apresentada à COPPE/UFRJ como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de Doutor em Ciências (D.Sc.)

ASPECTOS TÉCNICOS E ECONÔMICOS DO TRATAMENTO COMBINADO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO COM ESGOTO DOMÉSTICO EM LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO

Ana Silvia Pereira Santos

Agosto/2010

Orientador: Flávio César Borba Mascarenhas

Programa: Engenharia Civil

O presente trabalho teve como objetivo principal a realização de uma avaliação dos aspectos técnicos e econômicos do tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário com esgoto doméstico. A pesquisa foi realizada com a diluição do lixiviado dos aterros de Gramacho e Gericinó, no Rio de Janeiro, em lagoas de estabilização para tratamento de esgoto doméstico, segundo taxas variando entre 0,2% e 2% (v/v) em duas linhas operacionais: linha 01 – lagoa facultativa + lagoa de maturação, com diluição do lixiviado do aterro de Gramacho; linha 02 – lagoa aerada + lagoa de sedimentação, com diluição do lixiviado do aterro de Gericinó. A linha 01 apresentou resultados satisfatórios somente em uma das fases com eficiência média de remoção de DBO de 70% e concentração média efluente menor que 40 mg/L. A linha 02 apresentou melhores resultados e nas fases com diluição de lixiviado de até 0,5% (v/v), apresentou concentração média efluente de DBO menor que 40 mg/L e de DQO menor que 100 mg/L. Foi realizada ainda, uma estimativa da geração de esgoto e de lixiviado por uma mesma população contribuinte, alcançando-se valores entre 0,09% e 0,13% de volume de lixiviado em relação ao de esgoto, o que favorece a aplicação do tratamento combinado. Por fim, realizou-se uma estimativa do custo do transporte do lixiviado, gerado por populações entre 10.000 e 100.000 habitantes, por distâncias variando de 5 a 30 km. Assim, os estudos mostraram que o tratamento combinado do lixiviado se apresenta factível e pode ser indicado para municípios de até 30.000 habitantes, podendo ser avaliado para municípios maiores.

Abstract of Thesis presented to COPPE/UFRJ as a partial fulfillment of the requirements for the degree of Doctor of Science (D.Sc.)

TECHNICAL AND ECONOMICAL ANALYSIS OF COMBINED TREATMENT OF LANDFILL LEACHATE WITH WASTEWATER IN STABILIZATION PONDS

Ana Silvia Pereira Santos

August/2010

Advisor: Flávio César Borba Mascarenhas

Department: Civil Engineering

This work was aimed at evaluating the technical and economical aspects of the combined treatment of landfill leachate with domestic wastewater. The research was conducted with dilution of landfill leachates from Gramacho and Gericinó Landfills into two stabilization ponds in Rio de Janeiro. The experimental stabilization ponds received the leachate according to dilution rates ranging between 0.2% and 2% (v/v) in two operational lines: Line 01 – facultative pond + maturation pond, operating with leachate from Gramacho landfill; Line 02 – aerated pond + sedimentation pond, operating with leachate from Gericinó landfill. Line 01 presented good results just in one of the phases, with 70% of average BOD removal and effluent average concentration less than 40 mg/L. Line 02, presented best results and in phases with up to 0.5% dilution, presented BOD effluent concentration less than 40 mg/L and COD effluent concentration under 100 mg/L. A complementary study was made for evaluation of the amount of leachate and wastewater produced by the same population, achieving values between 0.09% and 0.13% of leachate volume in relation to wastewater volume. It was found that this result, favors the application of combined treatment. Finally, an evaluation of cost for leachate transportation was also produced for a population between 10,000 and 100,000, for distances ranging between 5 and 30 km. Thus, these studies have shown that this kind of co-treatment can be accepted as feasible and can be indicated both technically and economically, to cities up to 30,000 inhabitants and can also be analyzed for larger municipalities.

ÍNDICE

1. INTRODUÇÃO 1

2. OBJETIVOS 4

2.1 - Objetivo Geral 4

2.2 - Objetivos Específicos 4

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA 5

3.1 - Os Resíduos Sólidos 5

3.1.1 - Classificação dos Resíduos Sólidos Urbanos 5

3.1.2 - Caracterização dos Resíduos Sólidos Urbanos 7

3.2 - A Gestão dos Resíduos Sólidos Urbanos 11

3.2.1 - Gestão de Resíduos Sólidos Urbanos no Brasil 13

3.2.2 - Gestão de Resíduos Sólidos no Município do Rio de Janeiro 21

Sistema Gramacho 21

Sistema Gericinó 26

3.3 - Aterros Sanitários 28

3.3.1 - Conceito 28

3.3.2 - Biogás 37

3.3.3 - Lixiviados de Aterros Sanitários 38

3.3.3.1 Geração de lixiviado 39

3.3.3.2 Características do lixiviado 43

3.4 - Tratamento de Lixiviados de Aterros Sanitários 49

3.4.1 - Tratamento Físico-Químico 54

3.4.2 - Tratamento Biológico 65

3.4.3 - Tratamento Biológico – Exemplos de utilização 74

3.4.4 - Tratamento Combinado 78

3.4.5 - Evaporação do Lixiviado 99

4. METODOLOGIA 102

4.1 - Caracterização dos Lixiviados dos Aterros Sanitários de Gramacho e Gericinó 102

4.1.1 - Consolidação dos dados de Operação da COMLURB 102

4.1.2 - Monitoramento dos Lixiviados (LEMA/UFRJ) 103

4.2 - Descrição das Lagoas Experimentais 103

4.2.1 - Lagoa Facultativa + Lagoa de Maturação (Linha 01) 104

4.2.2 - Lagoa Aerada + Lagoa de Sedimentação (Linha 02) 107

4.3 - Procedimentos Operacionais 109

4.3.1 - Fases Operacionais 113

4.4 - Ensaios de *Stripping* de Amônia 117

1º ensaio de *stripping* de amônia 117

2º ensaio de *stripping* de amônia 119

3º ensaio de *stripping* de amônia 120

4.5 - Estimativa da Relação entre Geração de Lixiviado e Esgoto Doméstico 122

4.5.1 - Estimativa da geração de lixiviado por habitante 122

4.5.2 - Relação entre geração de lixiviado e geração de esgoto doméstico 124

4.6 - Levantamento de Aspectos Econômicos do Tratamento de Lixiviado 124

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO 126

5.1 - Caracterização dos Lixiviados dos Aterros Sanitários de Gramacho e Gericinó 126

5.1.1 - Resultados dos Dados de Operação da COMLURB 126

5.1.2 - Resultados de Monitoramento dos Lixiviados (LEMA/UFRJ) 130

5.2 - Resultados dos Experimentos nas Lagoas 131

5.2.1 - Linha Operacional 01 132

5.2.2 - Linha Operacional 02 142

5.3 - Resultados dos Ensaios de *Stripping* de Amônia 158

1º ensaio de *stripping* de amônia 158

2º ensaio de *stripping* de amônia 159

3º ensaio de *stripping* de amônia 161

5.4 - Estimativa da Relação entre Geração de Lixiviado e Esgoto Doméstico 163

5.4.1 - Estimativa da geração de lixiviado por habitante 163

5.4.2 - Relação entre geração de lixiviado e geração de esgoto doméstico 165

5.5 - Levantamento de Aspectos Econômicos do Tratamento de Lixiviado 166

6. CONCLUSÕES 172

7. RECOMENDAÇÕES 176

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 178

9. ANEXOS 200

ÍNDICE DE FUGURAS

Figura		Página
3.1	Composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos de alguns países	8
3.2	Valores típicos de características físicas e químicas dos resíduos sólidos urbanos	11
3.3	Resumo do cenário brasileiro de geração e disposição final dos resíduos sólidos	20
3.4	Mapa de localização do Aterro Metropolitano de Gramacho	22
3.5a	Foto do Aterro Metropolitano de Gramacho em 1980 (antes das obras de recuperação)	23
3.5b	Foto do Aterro Metropolitano de Gramacho em 2006 (após as obras de recuperação)	23
3.6	Nova estação de tratamento do lixiviado do Aterro Metropolitano de Gramacho	24
3.7	Fluxograma da estação de tratamento do lixiviado do Aterro Metropolitano de Gramacho	25
3.8	Mapa de localização do Centro de Tratamento de Resíduos de Gericinó	26
3.9	Centro de Tratamento de Resíduos de Gericinó	27
3.10	Elevatória de lixiviado da célula mais recente de operação	27
3.11a	Desenho esquemático de um aterro sanitário – setor em preparação	30
3.11b	Desenho esquemático de um aterro sanitário – setor em execução (início)	31
3.11c	Desenho esquemático de um aterro sanitário – setor em execução (meio)	31
3.11d	Desenho esquemático de um aterro sanitário – aterro finalizado	32
4.1	Coleta de lixiviado de Gramacho	103

4.2	Coleta de lixiviado de Gericinó	103
4.3	Vista geral do CESA/UFRJ	104
4.4	Lagoa facultativa do CESA/UFRJ em operação	105
4.5	Lagoa facultativa do CESA/UFRJ vazia	105
4.6	Lagoa de maturação do CESA/UFRJ vazia	106
4.7	Detalhe do aerador da lagoa aerada do CESA/UFRJ	107
4.8	Lagoa aerada do CESA/UFRJ	108
4.9	Lagoa de sedimentação do CESA/UFRJ	109
4.10	Aparato experimental em funcionamento	110
4.11	Abastecimento semanal dos tanques de armazenamento de lixiviado	111
4.12	Desenho esquemático da bomba dosadora DDM 40-12	112
4.13	Ponto de aplicação do lixiviado na entrada das lagoas (LF+LM)	113
4.14	Detalhe do ponto de aplicação do lixiviado	113
4.15	1º ensaio de volatilização de amônia – abastecimento do tanque	118
4.16	1º ensaio de volatilização de amônia – tanque de aeração	118
4.17	1º ensaio de volatilização de amônia – coleta de amostras	119
4.18	Tanque aerado de 1000L para 3º ensaio de *stripping* de amônia - abastecimento	121
5.1	Séries temporais de DBO e DQO do lixiviado de Gramacho	128
5.2	Série temporal de amônia do lixiviado de Gramacho	128
5.3	Séries temporais de DBO e DQO do lixiviado de Gericinó	129
5.4	Séries temporais formas de nitrogênio lixiviado de Gericinó	129
5.5	Gráfico Box plot (afluente e efluente) para o parâmetros DQO – Linha 01	134

5.6	Gráfico Box plot (eficiência) para o parâmetros DQO – Linha 01	134
5.7	Gráfico Box plot (afluente e efluente) para o parâmetros DBO – Linha 01	136
5.8	Gráfico Box plot (eficiência) para o parâmetros DBO – Linha 01	136
5.9	Gráfico Box plot (afluente e efluente) para o parâmetros SST – Linha 01	138
5.10	Gráfico Box plot (eficiência) para o parâmetros SST – Linha 01	138
5.11	Gráfico Box plot (afluente e efluente) para o parâmetro amônia – Linha 01	140
5.12	Gráfico Box plot (eficiência) para o parâmetros amônia – Linha 01	140
5.13	Gráfico Box plot (afluente e efluente) para o parâmetros DQO – Linha 02	145
5.14	Gráfico Box plot (eficiência) para o parâmetros DQO – Linha 02	145
5.15	Gráfico Box plot (afluente e efluente) para o parâmetros DBO – Linha 02	147
5.16	Gráfico Box plot (eficiência) para o parâmetros DBO – Linha 02	147
5.17	Gráfico Box plot (afluente e efluente) para o parâmetros SST – Linha 02	149
5.18	Gráfico Box plot (eficiência) para o parâmetros SST – Linha 02	149
5.19	Gráfico Box plot (afluente e efluente) para o parâmetro amônia – Linha 02	151
5.20	Gráfico Box plot (eficiência) para o parâmetros amônia – Linha 02	151
5.21	Desempenho da Linha 01 – eficiências de remoção	154
5.22	Desempenho da Linha 02 – eficiências de remoção	155
5.23	Desempenho da Linha 01 – concentrações efluentes	156
5.24	Desempenho da Linha 02 – concentrações efluentes	156
5.25	Comparação entre eficiências de remoção da Linha 01 e da Linha 02	157

5.26	Comparação entre concentrações efluentes da Linha 01 e da Linha 02	157
5.27	Gráfico de comportamento de concentração de amônia – 1º ensaio de *stripping*	159
5.28	Gráfico de comportamento de concentração de amônia – 2º ensaio de *stripping*	160
5.29	Gráfico de comportamento de concentração de amônia – 3º ensaio de *stripping*	162
5.30	Relação do custo do transporte de lixiviado com população e distância a ser percorrida	169

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela		Página
3.1	Variação das concentrações de lixiviado com a idade do aterro	45
3.2	Características de lixiviado de alguns aterros sanitários jovens no mundo	46
3.3	Caracterização de lixiviados de aterros sanitários brasileiros	47
3.4	Características típicas dos lixiviados de aterros brasileiros na fase ácida	48
3.5	Características típicas dos lixiviados de aterros brasileiros na fase metanogênica	49
3.6	Tratamento por coagulação/floculação empregado para lixiviados	56
3.7	Resumo dos estudos de co-tratamento apresentados por KELLY (1987) e ERIGH (1998)	80
3.8	Resumo das principais características dos trabalhos de tratamento combinado	95
4.1	Resumo das condições operacionais para linha 01	116
4.2	Resumo das condições operacionais para linha 02	116
4.3	Vazões de lixiviado e esgoto doméstico e respectivas porcentagens de diluição	117
4.4	Características resumidas dos 03 ensaios de *stripping* de amônia	121
4.5	Informações do Aterro Pau Queimado em Piracicaba/SP	122
5.1	Estatística Descritiva do Lixiviado de Gramacho	126
5.2	Estatística Descritiva do Lixiviado de Gericinó	127
5.3	Resumo de resultados de caracterização dos lixiviados	131
5.4	Estatísticas descritivas para o parâmetro DQO – Linha 01	133
5.5	Estatísticas descritivas para o parâmetro DBO – Linha 01	135
5.6	Estatísticas descritivas para o parâmetro SST – Linha 01	137

5.7	Estatísticas descritivas para o parâmetro N-amoniacal – Linha 01	139
5.8	Resumo e desempenho – Linha 01	141
5.9	Estatísticas descritivas para o parâmetro DQO – Linha 02	144
5.10	Estatísticas descritivas para o parâmetro DBO – Linha 02	146
5.11	Estatísticas descritivas para o parâmetro SST – Linha 02	148
5.12	Estatísticas descritivas para o parâmetro N-amoniacal – Linha 02	150
5.13	Resumo e desempenho – Linha 02	152
5.14	Resumo do desempenho das Linhas de tratamento 01 e 02	153
5.15	Resultados do 1º ensaio de volatilização de amônia do efluente da LM	158
5.16	Resultados do 2º ensaio de volatilização de amônia do lixiviado de Gramacho	160
5.17	Resultados do 3º ensaio de volatilização de amônia do lixiviado de Gramacho	161
5.18	Estimativa da geração de lixiviado por habitante para o aterro Pau Queimado	163
5.19	Estimativa da geração de lixiviado por habitante para os aterros de Gramacho e Gericinó	164
5.20	Geração média diária de lixiviado por habitante	165
5.21	Resultados de geração de lixiviado e de esgoto (aterros)	165
5.22	Resultados de geração de lixiviado e de esgoto (estimativa)	166
5.23	Custo de transporte do lixiviado	168
5.24	Comparação de custos para diferentes opções de tratamento de lixiviado	170

LISTA DE ABREVIATURAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas

ABRELPE – Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais

AIA – Avaliação de Impacto Ambiental

AM Gramacho – Aterro Metropolitano de Gramacho

DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio

DQO – Demanda Química de Oxigênio

CAP – Carvão Ativado em Pó

CAG – Carvão Ativado Granular

CEPT – *Chemical Enhanced Primary Treatment* – Decantação Primária Quimicamente Assistida

CESA/UFRJ – Centro Experimental de Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio de Janeiro

COMLURB – Companhia de Limpeza Urbana do Rio de Janeiro

CNEN – Comissão Nacional de Energia Nuclear

C:N – Relação carbono/nitrogênio

C:N:P – Relação carbono/nitrogênio/fósforo

COPASA – Companhia de Saneamento de Minas Gerais

COT – Carbono Orgânico Total

COV – Compostos Orgânicos Voláteis

COX – Compostos Orgânicos Xenobióticos

CTR Gericinó – Central de Tratamento de Resíduos de Gericinó

EC – *European Community* – Comunidade Européia

EIA – Estudo de Impacto Ambiental

EPA – *Envirnmental Protection Agency* – Angência de Proteção Ambiental do Estados Unidos (USEPA)

ETA – Estação de Tratamento de Água

ETE – Estação de Tratamento de Esgotos

FAD – Flotação por Ar Dissolvido

GIRSU – Gestão Integrada de Resíduos Sólidos Urbanos

GISRSU – Gestão Integrada e Sustentável de Resíduos Sólidos Urbanos

GRSUSI – Gestão de Resíduos Sólidos Urbanos Socialmente Integrada

HELP – *Hydrologic Evaluation of Landfill Performance*

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

IPTU – Imposto Predial e Territorial Urbano

LA – Lagoa Aerada

LF – Lagoa Facultativa

LM – Lagoa de Maturação

LS – Lagoa de Sedimentação

LEMA – Laboratório de Engenharia do Meio Ambiente

MBBR – *Moving Bed Biofilm Reactor* - Reator Biológico de Leito Móvel

MBR – Reator Biológico de Membranas

MDL – Mecanismos de Desenvolvimentos Limpo

NH_4 – Nitrogênio amoniacal

NO_2^- – nitrito

NO_3^- – nitrato

NTK – Nitrogênio Kjeldahl

OMS – Organização Mundial de Saúde

PAP – Poluentes Aéreos Perigosos

PBT – Persistentes Bioacumulativos Tóxicos

pH – Potencial Hidrogeniônico

PNRS – Política Nacional de Resíduos Sólidos

POA – Processos Oxidativos Avançados

PROSAB – Programa de Pesquisa em Saneamento Básico

RIMA – Relatório de Impacto Ambiental

RS – Resíduos Sólidos

RSU – Resíduos Sólidos Urbanos

SABESP – Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo

SBR – *Sequential Batch Reactor* – Reator Sequencial em Batelada

SDT – Sólidos Dissolvidos Totais

SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – Ministério das Cidades

SST – Sólidos Suspensos Totais

ST – Sólidos Totais

UASB – *Up Flow Anaerobic Sludge Blanket* – Reator Anaeróbio de Manta de Lodo em Fluxo Ascendente

USEPA – United States *Envirnmental Protection Agency* – Angência de Proteção Ambiental do Estados Unidos (EPA)

UV – Ultravioleta

v/v – relação da diluição entre o volume de lixiviado e o volume de esgoto sanitário (%)

1. INTRODUÇÃO

O Brasil apresenta dados insatisfatórios no cenário do saneamento ambiental. Segundo SINIS (2008), 95% da população urbana possui água potável para consumo, enquanto somente 51% possui seus esgotos coletados. Ainda, no país somente 35% dos esgoto gerados sofrem algum tipo de tratamento antes de serem lançados nos corpos hídricos, Em se tratando de resíduos sólidos urbanos, o quadro é ainda pior. Apesar de quase 100% da população brasileira ter seus resíduos coletados com freqüência regular, somente 55% desses resíduos são levados a um local de disposição final adequada, o aterro sanitário, segundo ABRELPE (2008).

O gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos encontra sérios problemas de gestão, desde o acondicionamento adequando por parte da população, passando pela coleta por parte dos órgãos responsáveis, até a correta disposição final.

Nos Estados Unidos, os municípios estão gerando quantidades recordes de resíduos sólidos e no ano de 2006, produziram mais de 228 milhões de toneladas (GIUSTI, 2009). Segundo VIGNERON *et al* (2007), mais de 300 milhões de toneladas de resíduos são produzidas por ano na Comunidade Européia. Atualmente, o Brasil é responsável pela produção de aproximadamente 85 milhões de toneladas de resíduos sólidos por ano (ABRELPE, 2008).

Os aterros sanitários, vistos como locais adequados de disposição final de resíduos sólidos, ocupam enormes áreas nos grandes centros urbanos e causam uma grande quantidade de danos ao meio ambiente, principalmente em relação à geração de lixiviado e biogás.

O lixiviado, líquido percolado gerado no interior dos aterros sanitários, em função da digestão anaeróbia da matéria orgânica, possui características que dificultam o seu gerenciamento e principalmente o seu tratamento biológico. Além dos lixiviados apresentarem elevadas concentrações de amônia, cloretos e de compostos recalcitrantes, existe a dificuldade de se estimar o seu volume e ainda as suas características são bastante variáveis de um aterro para outro.

O tratamento biológico do lixiviado tem se mostrado pouco eficiente e os tratamentos físico-químicos, normalmente apresentam custos bastante elevados, operação complexa e geração de lodo químico de difícil gestão.

Já a evaporação do lixiviado pode ser considerada como uma tecnologia emergente em todo o mundo, principalmente quando utiliza equipamentos unitários instalados em cada unidade de saída de biogás do aterro. Sistemas únicos que recebem todo o lixiviado produzido no aterro são utilizados, porém apresentam grandes extensões de tubulação e ainda uma elevada dificuldade operacional.

Atualmente, apresenta-se como uma solução conveniente para o tratamento do lixiviado de aterros sanitários, o seu tratamento combinado em unidades existentes de tratamento de esgoto doméstico. No tratamento combinado, é importante a avaliação da compatibilidade do processo convencional de tratamento já implantado com as características do lixiviado produzido. Essa solução é uma das alternativas adotadas em vários países como forma de reduzir os custos de operação dos aterros.

No Brasil, a operação de alguns aterros sanitários já utiliza o tratamento combinado para disposição final dos seus lixiviados. Segundo BOCCHIGLIERI (2005), os dados operacionais da SABESP - Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo indicam que no período compreendido entre os anos de 1998 e 2003, o volume de lixiviado recebido para tratamento nas estações de esgoto do sistema integrado da Região Metropolitana de São Paulo sofreu um aumento de aproximadamente 93%.

No estado do Rio de Janeiro, a empresa Águas de Niterói, que opera os sistemas de água e esgoto do município, recebe lixiviado do aterro do Morro do Céu na ETE Icaraí. A COPASA – Companhia de Saneamento de Minas Gerais também aplica o tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário em unidades de tratamento de esgoto, bem como outros estados, como é o caso do Rio Grande do Sul.

No município do Rio de Janeiro, dois grandes aterros são responsáveis pelo recebimento de aproximadamente 10.000 toneladas de resíduos sólidos por dia. O Aterro Metropolitano de Gramacho recebe, atualmente, 8.000 toneladas de lixo por dia e produz

uma vazão de lixiviado de 2.000 m^3/dia. A Central de Tratamento de Resíduos de Gericinó recebe 2.500 toneladas de lixo por dia e é responsável por uma produção diária de 500 m^3 de lixiviado (COMLURB, 2009).

Diante desse cenário, o objetivo do presente trabalho é analisar aspectos técnicos e econômicos do tratamento combinado de lixiviado e esgoto doméstico, levando-se em consideração tanto o grau de complexidade operacional, como aspectos econômicos de implantação e operação e adequação dos efluentes à legislação ambiental vigente para lançamento em corpos d'água.

O trabalho foi desenvolvido em sistemas de lagoas de estabilização instaladas no Centro Experimental de Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio de Janeiro – CESA/UFRJ. A pesquisa foi realizada no âmbito do Programa de Pesquisa em Saneamento Básico – PROSAB/Edital 05 - tema III (Resíduos Sólidos), em parceria com a Companhia de Limpeza Urbana do Rio de Janeiro - COMLURB, responsável pela operação dos aterros de Gramacho e Gericinó.

2. OBJETIVOS

2.1 - Objetivo Geral

O objetivo do presente trabalho é avaliar os aspectos técnicos e econômicos do tratamento combinado de lixiviado de aterros sanitários com esgoto doméstico em lagoas de estabilização.

2.2 - Objetivos Específicos

- Realizar levantamento das tecnologias de tratamento de lixiviado que vem sendo utilizadas no mundo, como forma de minimizar os impactos ambientais causados pela disposição de resíduos em aterros sanitários, dentre elas a tecnologia de tratamento combinado com esgoto doméstico.

- Avaliar a capacidade de dois sistemas convencionais de lagoas de tratamento de esgotos em receber diluições controladas de lixiviado de aterro sanitário.

- Avaliar o desempenho do processo de *air stripping* para remoção de amônia tanto do lixiviado bruto como do efluente do tratamento combinado.

- Estimar a geração de lixiviado por habitante e sua relação com a geração de esgoto doméstico.

- Avaliar aspectos econômicos do tratamento combinado e relacioná-los com diferentes tecnologias de tratamento de lixiviado.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 - Os Resíduos Sólidos

De acordo com a Norma Brasileira - NBR 10.004 (2004) da Associação Brasileira de Normas Técnicas – ABNT, os resíduos sólidos são definidos como os resíduos nos estados sólido e semi-sólido, que resultam de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Ficam incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle da poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos d'água, ou exijam para isso soluções técnica e economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia disponível.

3.1.1 - Classificação dos Resíduos Sólidos Urbanos

Os resíduos sólidos podem ser classificados de diversas formas, inclusive em relação à sua origem. Assim, eles se classificam como urbanos, industriais, de serviços de saúde, de portos, aeroportos, terminais rodoviários e ferroviários, agrícolas, entulhos e radioativos.

Os resíduos urbanos são compostos por resíduos domiciliares, resíduos comerciais e resíduos de serviços, enquanto os industriais correspondem aos resíduos gerados nos diversos tipos de indústrias.

Os resíduos de serviços de saúde são produzidos em hospitais, clínicas médicas e veterinárias, laboratórios de análises clínicas, farmácias, centros de saúde, consultórios odontológicos e outros estabelecimentos afins e segundo ABRELPE, 2003, representam somente 2% da quantidade total dos resíduos gerados no país.

Aqueles resíduos gerados em portos, aeroportos, terminais rodoviários e ferroviários são sépticos e podem conter organismos patogênicos. Já os resíduos agrícolas podem conter grande quantidade de pesticidas que possuem alto grau de toxicidade.

Os entulhos são provenientes de atividades da construção civil, que segundo IBAM (2001), correspondem a algo em torno de 50% da quantidade em peso de resíduos sólidos urbanos coletada em cidades com mais de 500 mil habitantes no Brasil.

Por fim, os resíduos radioativos são provenientes dos combustíveis nucleares e seu gerenciamento é de competência exclusiva da CNEN – Comissão Nacional de Energia Nuclear.

Em função da periculosidade à saúde pública e ao meio ambiente, os resíduos também são classificados, segundo a Norma Técnica da ABNT, NBR 10.004 (2004) como resíduos classe I, IIA e IIB. Os resíduos classe I são ditos perigosos e são classificados pelas suas características de inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade e patogenicidade. São aqueles que podem apresentar risco á saúde pública, provocando ou contribuindo para o aumento da mortalidade, ou podem apresentar efeitos adversos ao meio ambiente quando manuseados ou dispostos de maneira inadequada. Os resíduos de classe II são ditos não perigosos: aqueles potencialmente biodegradáveis ou combustíveis, não inertes, são denominados classe IIA; os resíduos de classe IIB são os considerados inertes e não combustíveis.

As pilhas, baterias e lâmpadas fluorescentes podem ser enquadradas em uma categoria de lixo domiciliar especial e são classificadas como Resíduos Perigosos - Classe I, de acordo com a Norma Técnica NBR - 10.004 (2004) da ABNT. Nas pilhas e baterias são encontradas substâncias com características de corrosividade, radioatividade e toxicidade e causam impactos negativos sobre o meio ambiente e em especial sobre o homem. No caso das lâmpadas fluorescentes, o pó que se torna luminoso no interior desse objeto, contém mercúrio. Este, é liberado para o meio ambiente, quando as lâmpadas são quebradas, queimadas ou enterradas em aterros sanitários.

Um estudo da ABRELPE (2003), destaca que os estados de São Paulo, Rio de Janeiro, Rio Grande do Sul, Paraná, Pernambuco e Goiás, geram juntos por ano quase 1.700 toneladas de resíduos de classe I e pouco mais de 50.000 toneladas de resíduos de classe IIA. Os resíduos de classe IIB gerados somente pelos estados de São Paulo, Rio Grande do Sul e Pernambuco somam cerca de 1.000 toneladas por ano.

Vale lembrar, que um resíduo não perigoso ao ser misturado com resíduos perigosos, devido à falta de segregação, de armazenamento, transporte ou destinação final adequados, torna-se perigoso.

Um material difícil de se classificar e principalmente de se tratar de maneira adequada, é o pneu. Segundo IBAM (2001), se deixados em ambiente aberto, sujeito a chuvas, os pneus acumulam água, servindo como local para a proliferação de mosquitos. Se encaminhados para aterros convencionais, causam a sua instabilidade em função de grandes espaços vazios que provocam. E se destinados a unidades de incineração, a queima da borracha gera enormes quantidades de material particulado e gases tóxicos, necessitando de um sistema de tratamento de gases com grande eficiência e portanto com custo elevado. Assim, o descarte de pneus é hoje um problema ambiental grave ainda sem uma destinação final realmente eficaz.

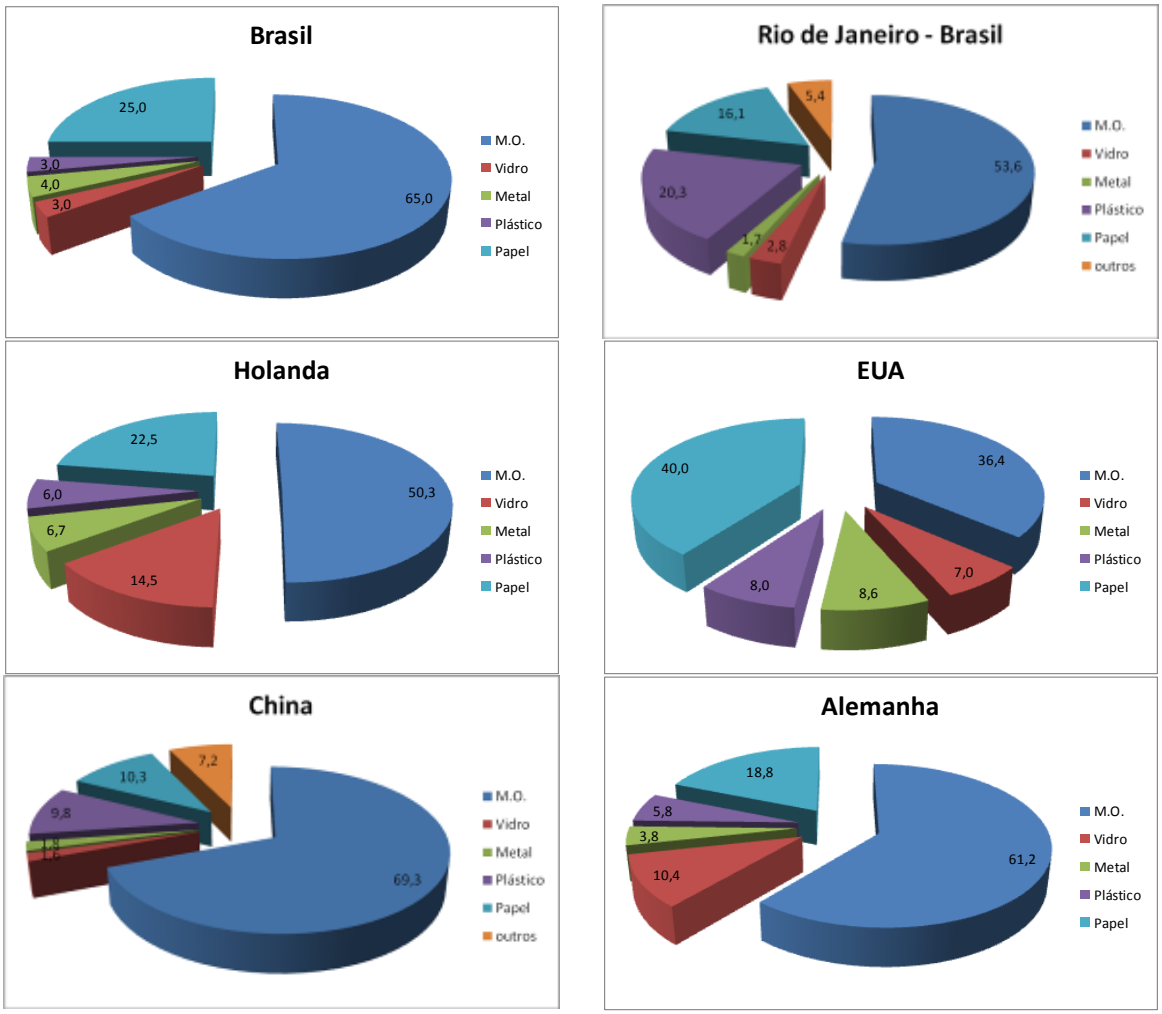
3.1.2 - Caracterização dos Resíduos Sólidos Urbanos

As características físicas, químicas e biológicas dos resíduos sólidos urbanos variam de acordo com a sua fonte ou atividade geradora. Fatores econômicos, sociais, geográficos, climáticos, culturais, educacionais, tecnológicos e legais afetam o processo de geração dos resíduos sólidos, tanto em relação à quantidade gerada quanto à sua composição qualitativa.

As características físicas dos resíduos podem ser classificadas em geração per capita, composição gravimétrica, peso específico, teor de umidade e compressividade.

A geração per capita relaciona a quantidade de resíduos urbanos gerada diariamente e o número de habitantes de determinada região. É importante lembrar que neste caso, leva-se em consideração não somente o lixo domiciliar (doméstico + comercial) e sim os resíduos urbanos em geral (domiciliar + público + entulho e até resíduos de saúde em alguns casos). Essa taxa de geração pode também ser determinada por outra unidade útil para seleção e dimensionamento de instalações e equipamentos, como no caso de estabelecimentos de serviços de saúde (kg de resíduos gerados/leitos disponíveis, por exemplo).

A composição gravimétrica é o conhecimento dos percentuais em peso das categorias que constituem os resíduos (matéria orgânica, papel, vidro, plástico, alumínio, etc.). A Figura 3.1 apresenta dados de composição gravimétrica média no Brasil, na Alemanha, na Holanda, nos Estados Unidos e na China, demonstrando a maior participação da matéria orgânica nos resíduos provenientes dos países em desenvolvimento e a tendência da redução desta, em países desenvolvidos. Segundo KHANH *et al* (2007), no Vietnam, 60% dos resíduos é composto por matéria orgânica e mais de 90% desses resíduos são dispostos em lixões.



Fonte: adaptado de PENIDO *et al* (2001), de QASIM & CHIANG (1994) e de QU *et al* (2009).

Figura 3.1 – Composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos de alguns países

Segundo dados apresentados pela Gerência de Pesquisas Aplicadas da COMLURB (2009), no município do Rio de Janeiro, nos últimos cinco anos, houve um considerável aumento do percentual de papel, papelão e plástico no lixo domiciliar coletado, provavelmente resultante da diminuição do preço de mercado destes recicláveis, o que desestimulou a separação por parte dos catadores. Neste mesmo período, ocorreu a diminuição do percentual de matéria orgânica. Em 2006, esse percentual médio chegou a 61,35% e em 2009, esteve em torno de 53%, sendo este o menor valor nos últimos 05 anos.

O peso específico é a relação entre o peso dos resíduos soltos e o seu volume, enquanto a compressividade é o grau de compactação ou de redução do volume de resíduos. A determinação dessas duas características físicas dos resíduos sólidos apresenta grande importância no dimensionamentos de unidades de transporte, tratamento e equipamentos.

O teor de umidade é a quantidade de água presente nos resíduos em relação percentual ao seu peso e influencia diretamente a atividade biológica de degradação. Este parâmetro, que segundo ReCESA (2008) se situa entre 40% e 60%, varia de acordo principalmente com períodos chuvosos e de seca e tem grande importância na relação da geração do lixiviado. CASTRO (2001) cita trabalhos desenvolvidos por GOMES (1998) que observou uma taxa de variação de teor de umidade entre 40% e 60%, e ANDRADE (1992) que observou teor de umidade de 37,5% em resíduos sólidos do município de Manaus.

As características químicas são divididas em poder calorífico, potencial hidrogeniônico (pH), composição química e relação carbono/nitrogênio (C:N).

O poder calorífico indica a capacidade potencial do resíduo desprender determinada quantidade de calor quando submetida à queima e assim, permite avaliar a aplicabilidade de processos térmicos para o seu tratamento.

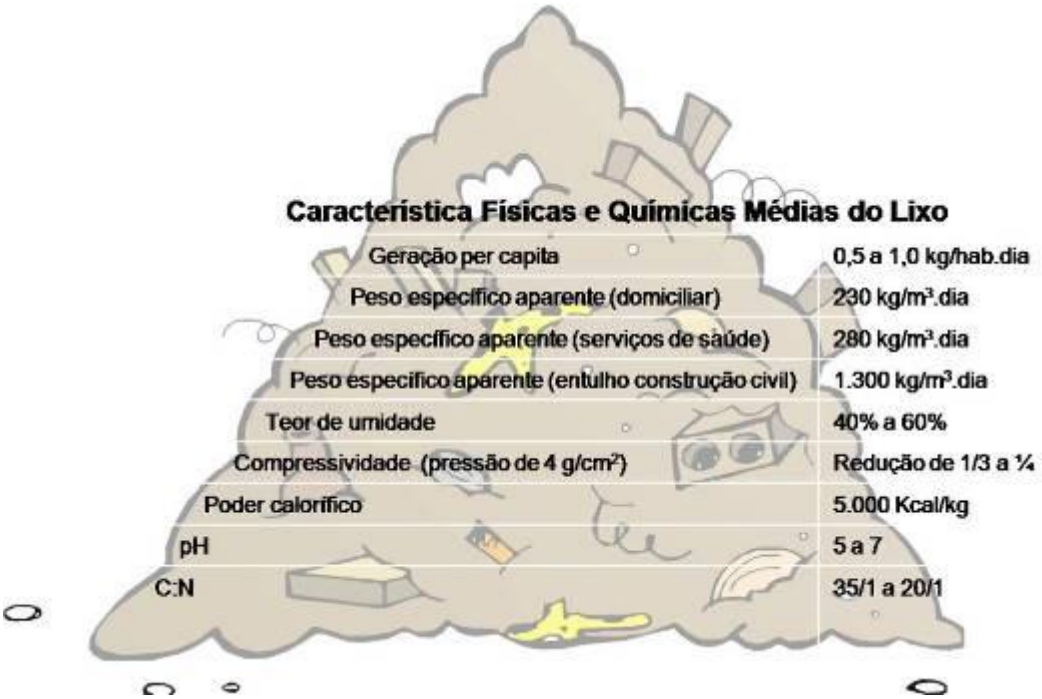
O potencial hidrogeniônico (pH), indica o teor de acidez ou alcalinidade dos resíduos. O pH do meio em processos biológicos pode favorecer ou inibir a atividade microbiana, sendo também um indicativo do estágio do processo de decomposição anaeróbia.

A capacidade dos resíduos presentes no lixo formarem um substrato balanceado para a atividade biológica de degradação é definida pela composição química do material. O conteúdo de carbono é utilizado pelos microrganismos como fonte de energia, o nitrogênio para síntese celular e o potássio e o enxofre são necessários para as reações bioquímicas. Ainda, a relação carbono/nitrogênio (C:N) indica o grau de decomposição da matéria orgânica do lixo nos processos de tratamento/disposição final.

As características biológicas do lixo são aquelas determinadas pela população microbiana, bem como de agentes patogênicos presentes. Segundo ZANTA *et al* (PROSAB, 2006), os microrganismos presentes nos resíduos sólidos podem ser aqueles responsáveis pela decomposição biológica da matéria orgânica, ou seja fungos, bactérias e actinomicetos e há também a possibilidade de espécies patogênicas (vermes, bactérias, vírus e protozoários) oriundos de resíduos com matéria fecal, fluidos corporais ou de materiais perfuro cortantes oriundos de serviços de saúde.

A Figura 3.2 apresenta dados de características físicas e químicas dos resíduos sólidos em geral e ainda a faixa de geração per capita de lixo no Brasil. Vale ressaltar que este dado varia em função dos hábitos da população, clima, características culturais, geológicas, etc.

A faixa de geração per capita de lixo (kg/hab.dia) pode atingir valores mais elevados, em se tratando de grandes cidades, com população acima de 5 milhões de habitantes. Segundo COMLURB (2009), no Rio de Janeiro esse valor atualmente é de 1,505 kg/hab.dia. Este índice considera todos os resíduos manipulados pelos serviços de limpeza urbana (domiciliares, comerciais, de limpeza de logradouros, de serviços de saúde e entulhos).



Desenho: Ana Silvia Santos

Fonte: IBAM (2001), ReCESA (2008)

Figura 3.2 – Valores típicos de características físicas e químicas dos resíduos sólidos urbanos

3.2 - A Gestão dos Resíduos Sólidos Urbanos

Segundo JARDIM (2006), a Gestão Integrada de Resíduos Sólidos Urbanas – GIRSU é uma das atividades contempladas no âmbito do saneamento ambiental municipal e tem como objetivo principal propiciar a melhoria ou a manutenção da saúde, isto é, o bem-estar físico, social e mental da comunidade, conforme determina a Organização Mundial de Saúde - OMS.

Atualmente, a GIRSU tem uma ampla visão social e ambiental e assim, pode ser entendida como a maneira de conceber, implementar e administrar sistemas e/ou planos de limpeza pública considerando uma ampla participação dos setores da sociedade

(comunidade local, poder público executivo e legislativo e poder privado) com a perspectiva do desenvolvimento sustentável.

Assim, segundo ZANTA *et al* (PROSAB, 2006), alguns autores adotaram novas nomenclaturas para a Gestão Integrada de Resíduos Sólidos Urbanos:

1) GRSUSI: Gestão de Resíduos Sólidos Urbanos Socialmente Integrada – Nesta visão, a gestão de RS deve ser obrigatoriamente, associada às políticas públicas sociais sem no entanto, desconsiderar o uso de tecnologias limpas, a viabilidade econômica, a educação ambiental e os aspectos sanitários;

2) GISRSU: Gestão Integrada e Sustentável de Resíduos Sólidos Urbanos – Sob esse ponto de vista, é apresentado como paradigma para a gestão, a integração de vários elementos: dos protagonistas, das etapas do sistema de resíduos sólidos e deste com as demais componentes do saneamento básico e das dimensões técnica, ambiental, social, institucional e políticas adequadas às condições locais.

Em qualquer visão atual da gestão de RSU, essa deve se basear nas metas de reduzir ao mínimo a geração de resíduos sólidos, aumentar ao máximo a reutilização e reciclagem do que foi gerado, promover a inclusão social e econômica dos catadores, promover o depósito e o tratamento ambientalmente correto dos rejeitos, otimizar os recursos disponíveis e universalizar a prestação dos serviços, estendendo-os a toda população.

Segundo ReCESA (2008), a seqüência de ações e atividades em que se baseia o gerenciamento de resíduos sólidos está ordenada nas seguintes etapas: princípios dos 3R's (redução, reutilização e reciclagem), acondicionamento, coleta, transporte, tratamento, disposição final e limpeza de logradouros.

A primeira etapa do gerenciamento é o acondicionamento dos resíduos sólidos que significa prepará-los para a coleta de forma sanitariamente adequada. Os resíduos acondicionados de maneira correta, domésticos, comerciais ou públicos, são coletados pelo órgão municipal encarregado da limpeza urbana e transportados para uma estação de transferência ou transbordo (municípios de médio e grande porte) para posteriormente serem encaminhados ao tratamentos e/ou disposição final adequada. Segundo PENIDO

et al (2001), as estações de transferência são implantadas quando a distância entre o centro de massa de coleta e o aterro sanitário é superior a 25 km.

Novas ações foram incorporadas à conceituação mais moderna de GIRSU: reduzir, reaproveitar, tratar e dispor. A ação de reduzir é uma abordagem preventiva, orientada para diminuir o volume e o impacto causado pelos resíduos. A ação de reaproveitar é uma abordagem corretiva, direcionada para trazer de volta ao ciclo produtivo matérias-primas, substâncias e produtos extraídos dos resíduos depois que eles já foram gerados (Ex.: reutilização e reciclagem). Tratar é uma abordagem técnica que visa alterar as características de um resíduo, neutralizando seus efeitos nocivos e podendo até conduzir à sua valorização de forma a extrair valores materiais ou energéticos, que contribuam para a diminuição dos custos de tratamento. Dispor, seria por fim, uma abordagem passiva para conter os efeitos dos resíduos, mantendo-os sob controle em locais com monitoramento adequado.

Para o equacionamento dos problemas de manejo, tratamento e disposição final de resíduos sólidos, entende-se que o processo de elaboração do Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos deve envolver o setor público e mobilizar a comunidade em geral e outras instituições como associações, organizações ou entidades privadas que possam contribuir

Gerenciar o lixo de forma integrada demanda trabalhar integralmente os aspectos sociais com o planejamento das ações técnicas e operacionais do sistema de limpeza urbana. A participação de catadores na segregação informal do lixo, seja nas ruas ou nos vazadouros e aterros, é o ponto mais agudo e visível da relação do lixo com a questão social (IBAM*,* 2001).

3.2.1 - Gestão de Resíduos Sólidos Urbanos no Brasil

Segundo COMLURB (2008), no Brasil, o serviço sistemático de limpeza urbana foi iniciado oficialmente em 25 de novembro de 1880, na cidade de São Sebastião do Rio de Janeiro, então capital do Império. Nesse dia, o Imperador D. Pedro II assinou o decreto 3024, aprovando o contrato de “limpeza e irrigação” da cidade, que foi executado por Aleixo Gary, e mais tarde, por Luciano Francisco Gary, de cujo sobrenome origina-se a

palavra gari, com que hoje denominam-se os trabalhadores da limpeza urbana em muitas cidades brasileiras.

Atualmente, o que ocorre tradicionalmente no Brasil é a competência do Município sobre a gestão dos resíduos sólidos, produzidos em seu território, com exceção dos de natureza industrial, mas incluindo-se os provenientes dos serviços de saúde.

O Diagnóstico de Manejo de Resíduos Sólidos de 2007, elaborado pelo Sistema Nacional de Informações de Saneamento (SNIS) avaliou dados de uma amostra composta de 306 municípios (representando 47,7% da população brasileira) com relação à determinados aspectos dos sistemas de manejo de resíduos sólidos e de limpeza urbana. Neste diagnóstico, 85,6% dos órgãos gestores de resíduos sólidos são de administração pública direta, enquanto 6,8% são autarquias, 4% correspondem à empresas públicas e por fim, as sociedades de economia mista com administração pública representam 3,6%.

O Brasil já dispõe de uma legislação ampla (leis, decretos, portarias, etc.), além da Constituição Federal de 1988. Porém, segundo ZANTA e FERREIRA (PROSAB, 2003), a legislação brasileira disponível atualmente não tem conseguido equacionar o problema da Gestão Integrada de Resíduos Sólidos Urbanos. A falta de diretrizes claras, de sincronismo entre as fases que compõe o sistema de gerenciamento e de integração dos diversos órgãos envolvidos com a elaboração e aplicação das leis possibilitam a existência de algumas lacunas e ambigüidades, dificultando o seu cumprimento.

A constituição Federal Brasileira de 1988, não menciona a questão particular dos resíduos sólidos urbanos, mas estabelece que “compete à União, aos Estados, ao Distrito Federal e aos Municípios proteger o meio ambiente e combater a poluição em qualquer das suas formas, bem como promover programas de construção de moradias e a melhoria do saneamento básico e combater as causas da pobreza e os fatores de marginalização, promovendo a integração social dos setores desfavorecidos”.

A Política Nacional do Meio Ambiente (Lei Federal 6.938/1981) institui a Avaliação de Impacto Ambiental – AIA que consiste em um conjunto de procedimentos que visam assegurar a realização de avaliação dos potenciais impactos ambientais de uma atividade

modificadora ou potencialmente modificadora da qualidade ambiental e de suas alternativas. Ainda no âmbito da Lei 6.938/1981, ficam instituídas as licenças a serem obtidas ao longo da existência dessas atividades e os estudos de impacto ambiental – EIA.

O EIA, que deve ser aprovado pelo órgão de controle ambiental, é um estudo técnico, realizado por uma equipe multidisciplinar habilitada, com vistas a levantar os pontos positivos e negativos de um aterro sanitário, por exemplo, a ser implantado com relação aos meios físico, biótico (fauna e flora) e antrópico e que estabelecem uma série de medidas e ações que visam a minimizar os impactos negativos registrados (ReCESA, 2008). Na abordagem da gestão de resíduos, é importante a participação da população nas tomadas de decisão quanto à implantação de um aterro sanitário e dessa forma, o EIA se torna acessível à sociedade, através do Relatório de Impacto Ambiental – RIMA, no qual é apresentado um resumo dos principais pontos do EIA.

A Lei de Crimes Ambientais (9.605/1998) penaliza o lançamento de resíduos sólidos, líquidos ou gasosos em desacordo com as exigências estabelecidas em leis ou regulamentos.

A Lei n^{o} 11.445/2007 – Planos Nacional de Saneamento Básico, que estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico, exige Planos Municipais de Saneamento, incluindo entre os planos setoriais que o compõem, o Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos. Somente a título de comparação, segundo QASIM & CHIANG (1994), quase todos os estados dos Estados Unidos, instituíram, iniciaram ou avaliaram algumas formas de planos de gerenciamento de resíduos sólidos com cronograma para redução de volumes de resíduos. Alguns estados possuem metas para redução, outros para reciclagem e outros para ambos; algumas metas são obrigatórias e outras são voluntárias.

Segundo EPA (2005), a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos promulgou em 1992, sob a autoridade da *RCRA – Subtitle D (Resource Conservation Recovery Act),* regulações para disposição adequada de resíduos sólidos municipais em Aterro Sanitário. Esta regulação aborda restrições de locação, instalações, projetos e padrões de

operação, monitoramento de águas subterrâneas e ações de medidas corretivas, cuidados com encerramento e pós-encerramento e requerimentos de responsabilidade financeira. Vale lembrar que outras partes da legislação norte americana tratam de outros tipos de resíduos.

Já a legislação européia de 1999 (EC/31), segundo WISZNIOWSKI (2006), tem o objetivo de melhorar os padrões de utilização de aterros sanitários pela Europa, através da fixação de requisitos específicos para projeto, operação, cuidados posteriores ao encerramento e para tipos de resíduos que podem ser aceitos em aterros sanitários.

Voltando ao âmbito da Lei 11.445/2007, pode-se observar que nela não consta menção explícita para ações de redução de resíduos na fonte, como também não se usa o termo coleta seletiva e sim, triagem e portanto uma abordagem sobre os catadores. Isso implica no entendimento que a coleta pode ser de resíduos misturados e posteriormente poderão ser segregados em uma unidade de processamento. Esta visão da legislação brasileira mais atual sobre o assunto, não leva em consideração a concepção mais moderna da gestão de resíduos, que se foca em ações de redução na fonte, reciclagem e reutilização desse material.

Uma iniciativa sócio-ambiental que se baseia em dispositivo de lei estadual e que merece grande destaque é a instituição do ICMS Ecológico, como incentivo á gestão sustentável do saneamento básico em geral . Este tem como princípio a destinação de determinada parcela da receita estadual aos municípios, segundo rateio diferenciado. O rateio leva em consideração critérios ambientais, como por exemplo a destinação adequada de resíduos sólidos em aterro sanitário licenciado ambientalmente.

O ICMS Ecológico surgiu no estado do Paraná em 1991 e hoje, em São Paulo (implantado em 1993), destina-se aos municípios que possuem unidade de conservação e aos municípios que possuem reservatórios de água destinados à geração de energia elétrica. Em 1995, foi implantado em Minas Gerais com a distribuição de parte dos recursos disponíveis em dois campos distintos: i) saneamento básico e ii) unidades de conservação. No caso do saneamento básico, até 50% do total poderá ser distribuído aos

municípios cujos sistemas de tratamento ou disposição final de lixo ou de esgoto sanitário, atendam no mínimo a 70% ou a 50% da população, respectivamente. (ReCESA, 2008)

Segundo dados da Secretaria do Ambiente do Rio de Janeiro (2007), a lei do ICMS ecológico do estado, criado pela lei estadual n^{o} 5.100/2007 e regulamentado pelo Decreto 41.101/2007 prevê um repasse de recursos distribuídos da seguinte forma: i) 45% para unidade de conservação; ii) 30% para qualidade de água e; iii) 25% para administração de resíduos sólidos. No caso de destinação final de resíduos, a pontuação é realizada com uma série de regras que se baseiam principalmente nos elementos adequados de disposição final. Vazadouro/lixão é a pior forma de destinação final e portanto recebe peso zero. Aterros controlados somente recebem peso 1 (um) no caso de apresentarem tratamento de lixiviado. Quando estes apresentam a coleta e a queima de gases, a pontuação pode alcançar 1,5. Por fim, os aterros sanitários licenciados são os grandes beneficiários, iniciando a contagem com peso 3 e adicionando pontos com a comprovação de itens ambientalmente corretos como por exemplo a captação de lixiviado, gases, e geração e energia.

O ICMS Ecológico ou sua variante conhecida como ICMS Socioambiental foi também implantado nos estados de Rondônia e Amapá em 1996; no Rio Grande de Sul em 1998; em 2001 nos estados do Mato Grosso do Sul e Mato Grosso; em Tocantins em 2002; em Pernambuco em 2003 e; em Goiás no ano de 2007. O ICMS Ecológico ainda encontra-se em debate e tramitação nos legislativos dos estados da Bahia, Pará, Santa Catarina, Espírito Santo e Ceará.

A legislação federal que ficou em tramitação na Câmara dos Deputados desde 2007 e em discussão política ha aproximadamente 20 anos, a Política Nacional de Resíduos Sólidos – PNRS, que proíbe o lançamento de resíduos sólidos a céu aberto e sem tratamento (lixões), foi finalmente sancionada pelo presidente da república em 02 de agosto de 2010. O texto aprovado, além de outras imposições, prioriza a responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos. Isso significa que cada integrante da cadeia produtiva ficará responsável, junto com os titulares dos serviços de limpeza urbana, pelo ciclo de vida completo do produto. Isto é, cada integrante será responsável pelo lixo que produz.

Ainda, a lei obriga fabricantes, importadores, distribuidores e comerciantes a investir no desenvolvimento, na fabricação e na colocação no mercado de produtos que possam ser reciclados e cuja a fabricação e uso gerem a menor quantidade possível de resíduos sólidos. Neste contexto, os consumidores serão obrigados a acondicionar de maneira adequada e de forma diferenciada, os resíduos sólidos gerados. A lei obriga também a estruturação de sistemas de logística reversa para produtos perigosos como embalagens de agrotóxicos, pilhas e baterias, pneus, óleos lubrificantes, lâmpadas fluorescentes, além de produtos eletroeletrônicos e seus componentes.

A regra sobre a disposição final adequada dos rejeitos deverá ser implementada em até quatro anos após a publicação da lei, mas os planos estaduais e municipais poderão estipular prazos diferentes, com o objetivo de adequá-los às condições e necessidades locais.

O Estado do Rio de Janeiro decretou sob a lei nº 4191 de 30 de setembro de 2003, a Política Estadual de Resíduos Sólidos. O mesmo aconteceu com diversos estados do país, como é o caso do estado de São Paulo com a legislação 12.300/2006; Santa Catarina com a legislação 13.557/2005; Pernambuco, segundo legislação 12.008 de 2001, dentre outros.

No Brasil, a falta de legislação específica e/ou de fiscalização adequada, coloca o país num cenário insatisfatório em relação aos resíduos sólidos urbanos. Os dados da mais recente Pesquisa Nacional de Saneamento Básico realizada pelo IBGE em 2000 (IBGE 2000) indicam que somente o Brasil produz cerca de 230 mil toneladas de resíduos sólidos por dia, sendo as 13 maiores cidades do país responsáveis pela geração de mais de 30% desse volume. Ainda, segundo ABRELPE (2008), das 150 mil toneladas de RSU coletadas diariamente no Brasil, aproximadamente 55% possuem disposição final adequada em aterros sanitários e os outros 45% (aproximadamente 67 mil toneladas) são despejadas em aterros controlados ou em lixões.

Dados do SNIS (2007) revelam que o atendimento aos municípios por serviços de coleta regular apresenta razoável cobertura com a média da amostra chegando a 98,8% porém, somente 83,6% dos municípios entrevistados apresentam 100% de atendimento.

Ainda, o SNIS (2007) indica que 44,8% dos municípios avaliados na pesquisa não realizam cobrança pelos serviços regulares de limpeza urbana e/ou coleta de resíduos sólidos urbanos. Dos municípios com até 30.000 habitantes, 58,2% não cobram pelas serviços. De um modo geral no Brasil, dentre os municípios que não cobram pelos serviços, predominam exatamente os localizados nas regiões com menor abrangência dos serviços: na região norte 77% dos municípios não cobram pelos serviços, assim como na região nordeste, 83% e no centro-oeste, 72% (SNIS, 2007 e ABRELPE, 2003).

Na maioria dos municípios onde há cobrança, esta é realizada segundo uma taxa apresentada junto com o IPTU – Imposto Predial e Territorial Urbano (85,6% segundo o SNIS 2007).

IBAM (2001) afirma que o sistema de limpeza urbana, de um modo geral, consome de 7 a 15% do orçamento do município e segundo o SNIS (2007), dos municípios que cobram pelo serviço de manejo de resíduos sólidos, 50,2% afirmam que a receita só cobre a metade dos gastos realizados.

Um resumo do cenário brasileiro de geração e disposição de resíduos sólidos urbanos está apresentado na Figura 3.3.

Desenho: Ana Silvia Santos
Fonte: SNIS (2007), ABRELPE (2003), ABRELPE (2008) e IBGE (2000)

Figura 3.3 – Resumo do cenário brasileiro de geração e disposição final dos resíduos sólidos

3.2.2 - Gestão de Resíduos Sólidos no Município do Rio de Janeiro

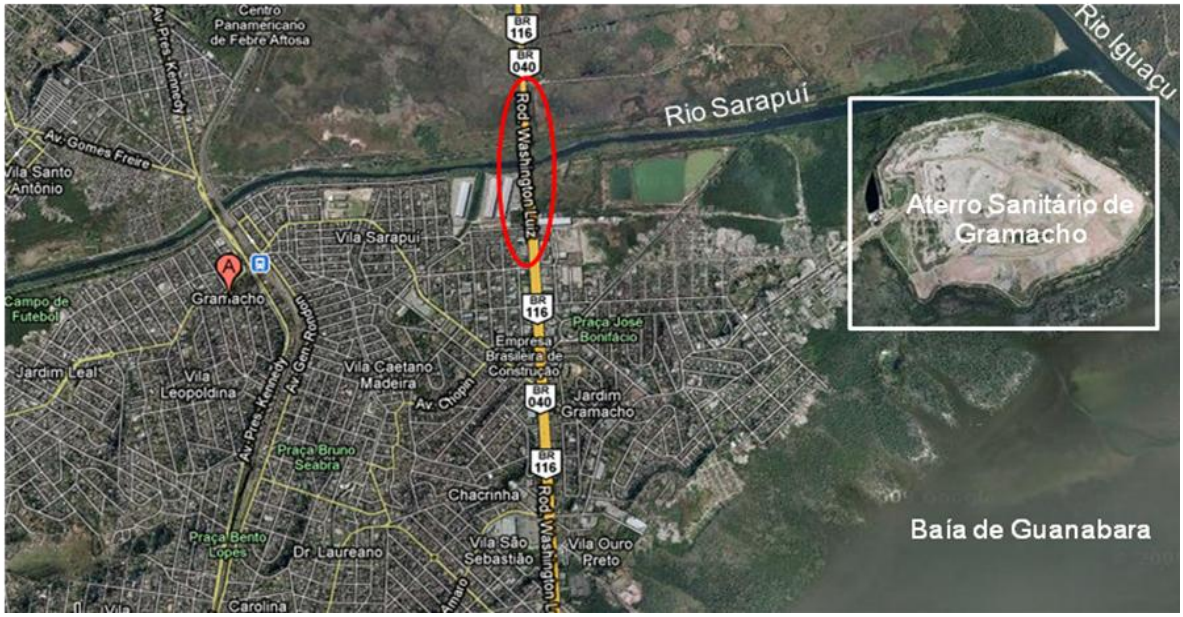
A gestão dos resíduos sólidos no Município do Rio de Janeiro, com área de 1.255 Km^2 e quase 6 milhões de habitantes, é realizada pela COMLURB. Diariamente, são recolhidas na cidade, cerca de 8.800 toneladas de lixo domiciliar e de resíduos produzidos em toda a área municipal, dos quais 40% são retirados das ruas. Segundo dados da COMLURB, no ano de 1998 foi coletada uma média de 7.656 toneladas de resíduos sólidos por dia, no município e este valor saltou para 8.779 toneladas/dia no ano de 2007.

Os resíduos coletados no município do Rio de Janeiro são encaminhados à dois aterros para disposição final e tratamento adequados: Aterro Metropolitano de Gramacho e Central de Tratamento de Resíduos de Gericinó – CTR Gericinó. De acordo com dados orçamentários da COMLURB, a empresa tem um custo em torno de R$ 10,00/T de resíduos dispostos em aterros sanitários.

A CTR Gericinó recebe diariamente cerca de 2.500 toneladas de resíduos sólidos provenientes da região oeste da cidade. As outras regiões do município do Rio de Janeiro e alguns outros municípios da Região Metropolitana são responsáveis pela geração de aproximadamente 8.000 toneladas que são encaminhados para o Aterro Metropolitano de Gramacho.

Sistema Gramacho

O Aterro Metropolitano de Gramacho foi criado no Rio de Janeiro em 1978, em uma área de 1.300.000 m^2 doada pelo INCRA. O Aterro foi construído a 10 metros do nível do mar e está situado no bairro Jardim Gramacho, no município de Duque de Caxias, no km 4,5 da Rodovia Washington Luis (Rio-Petrópolis), conforme apresentado na Figura 3.4.



Fonte: Google maps

Figura 3.4 – Mapa de Localização do Aterro Metropolitano de Gramacho

Na época da sua construção, o aterro recebia em média 5.000 toneladas de resíduos sólidos, provenientes dos municípios do Rio de Janeiro, Duque de Caxias, Niterói, São Gonçalo, São João de Meriti e Nilópolis.

Durante grande parte do seu período de operação, o aterro de Gramacho foi utilizado como um grande depósito de lixo a céu aberto, contribuindo fortemente para a poluição da Baía de Guanabara e dos manguezais no seu entorno, devido á sua localização próxima aos Rios Sarapuí e Iguaçu, conforme apresentado na Figura 3.4.

Em meados da década de 80, a COMLURB iniciou um projeto de recuperação da área degradada pela disposição descontrolada de resíduos, inclusive industriais. Assim, o aterro passaria a ser operado em conformidade com as normas técnicas e a legislação vigente.

Antes das obras de recuperação do aterro (Figura 3.5a), segundo RODRIGUES *et al* (2005) e BILA (2000), este era responsável pelo lançamento de aproximadamente 800 m^3 de lixiviado por dia na Baía de Guanabara. As obras de recuperação foram iniciadas nos

anos 90, contemplando inicialmente a construção de uma barreira de contenção ao redor do aterro, e ainda uma Estação de Tratamento de Lixiviado. A barreira, feita de argila orgânica tinha como objetivo evitar a percolação descontrolada do lixiviado para a Baía de Guanabara e este seria então encaminhado á Estação de Tratamento, garantindo a qualidade da água dos corpos d'água próximos.

Após a sua recuperação, o aterro teria capacidade de receber 8.000 toneladas diárias de lixo e sua vida útil foi estimada entre 8 e 10 anos, com previsão de encerramento em 2010. Atualmente, o aterro apresentado na fotografia da Figura 3.5b, possui sistema de drenagem e queima de gases, cobertura diária dos resíduos, usina de triagem de lixo (existem cerca de 800 catadores cadastrados e regulares) e um anel que circunda toda a área do aterro, revestido por argila de baixíssima permeabilidade, responsável pela contenção do lixiviado gerado.

Durante aproximadamente 20 anos, o lixiviado coletado era encaminhado para a lagoa de estabilização para o seu tratamento e atualmente segue para a nova estação de tratamento de lixiviado que iniciou a operação da sua primeira fase em 2009. (COMLURB, 2009 e PENIDO, 2009).

Fonte: PENIDO, 2009

Figura 3.5a – Foto do Aterro Metropolitano de Gramacho em 1980 (antes das obras de recuperação)

Fonte: PENIDO, 2009

Figura 3.5b – Foto do Aterro Metropolitano de Gramacho em 2006 (após as obras de recuperação).

A nova Estação de Tratamento de Lixiviado no Aterro Metropolitano de Gramacho (Figura 3.6), indicada pela COMLURB como a maior do mundo para este tipo de efluente,

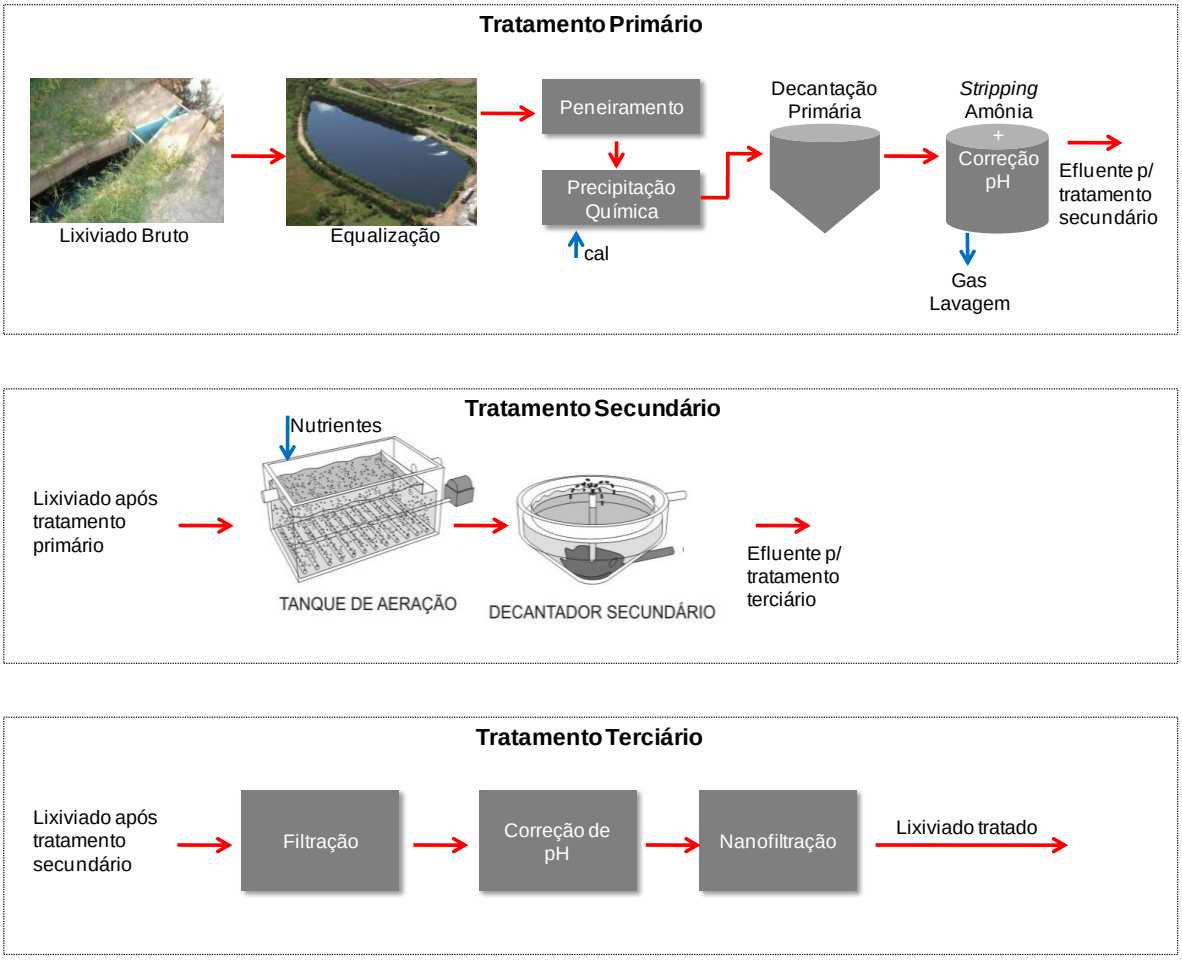
atualmente tem capacidade para tratar 960 m^3/dia de lixiviado e em final de plano poderá tratar aproximadamente 2.000 m^3/dia de lixiviado. Somente a título de comparação, segundo ROBINSON *et al* (2009), a maior estação de tratamento de lixiviado do Reino Unido, instalada no Aterro de Arpley está em operação há 6 anos e tem capacidade para tratar até 450 m^3 de lixiviado por dia.

Fonte: PENIDO, 2009

Figura 3.6 – Nova estação de tratamento do lixiviado do Aterro Metropolitano de Gramacho

Conforme apresentado no fluxograma da Figura 3.7, a Estação é composta por: i) tratamento preliminar com equalização na lagoa utilizada para tratamento antes da instalação da nova estação de tratamento de lixiviado; ii) tratamento primário físico-químico com coagulação/floculação, clarificação, *stripping* de amônia e correção de pH; iii) tratamento secundário biológico por processo de lodo ativado e; iv) tratamento terciário por filtração e nanofiltração.

Segundo PENIDO (2009), a Estação que iniciou sua operação em 06 de maio de 2009, teve como investimento inicial, valores da ordem de R$ 3.400.000,00 e sua operação demanda investimento de aproximadamente R$ 25,00/m^3.



Fonte: Adaptado de PENIDO (2009)

Figura 3.7 – Fluxograma da estação de tratamento de lixiviado do Aterro Metropolitano de Gramacho

A área que hoje recebe 8.000 toneladas por dia de resíduos provenientes dos municípios do Rio de Janeiro, Duque de Caxias, São João de Meriti e Nilópolis, produz cerca de 2.000 m^3 de lixiviado por dia e cerca de 35.000 m^3/h de biogás.

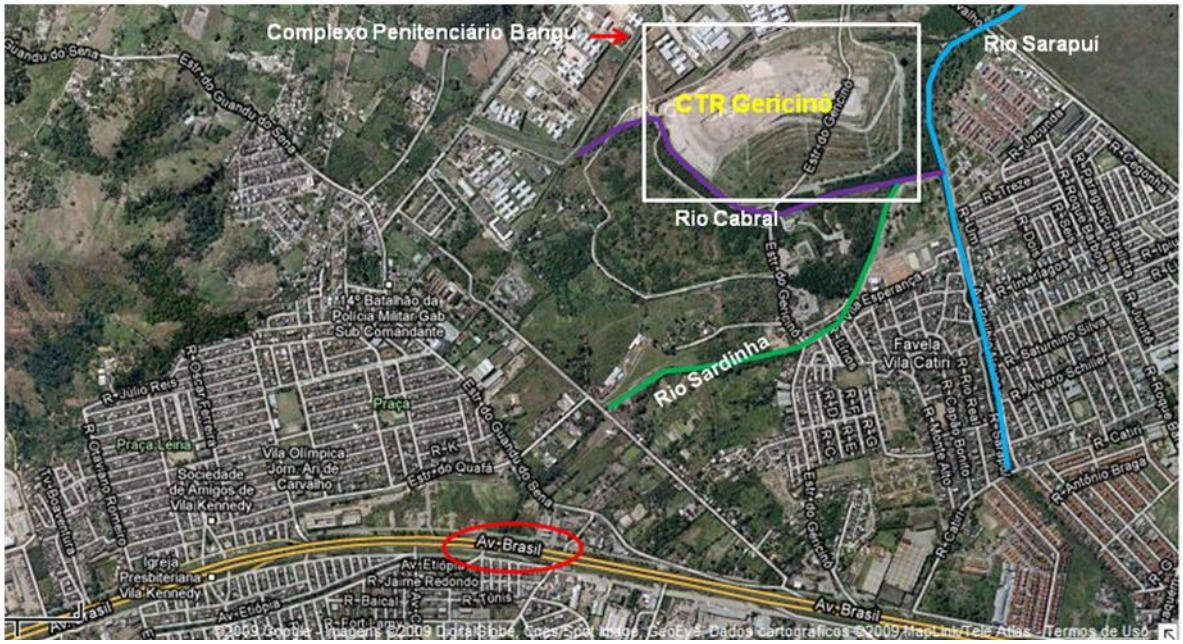
Do volume total de lixiviado produzido, aproximadamente 1/3 são tratados e os outros 2/3 são recirculados na área do aterro. Já a coleta de biogás é realizada por 230 poços de

captação e transportada por cerca de 35.000 m de dutos de coleta para a unidade de geração de energia, de acordo com o projeto de MDL licenciado (PENIDO, 2009).

Sistema Gericinó

O Centro de Tratamento de Resíduos Gericinó - CTR Gericinó é um aterro sanitário de disposição final de resíduos sólidos pertencente à COMLURB, que recebe os resíduos provenientes da Zona Oeste do município do Rio de Janeiro. A área fica localizada na Estrada do Gericinó s/n^{o} no atual bairro de mesmo nome, criado recentemente, a partir do desmembramento do bairro Bangu, em 2004.

Conforme apresentado na Figura 3.8, o CTR está situado próximo à Av. Brasil e adjacente ao Complexo Penitenciário de Bangu. Nas suas proximidades, ainda podem ser observados os Rios Sarapuí, Cabral e Sardinha.


Complexo Penitenciário Bangu
CTR Gericinó
Rio Sarapuí
Rio Cabral
Rio Sardinha
Av. Brasil
Av. Brasil
Favela Vila Catiri
14º Batalhão da Polícia Militar Gab Sub Comandante
Vila Olímpica Jorn. Ari de Carvalho
Sociedade de Amigos de Vila Kennedy
Igreja Presbiteriana Vila Kennedy
Praça
Praça Leiria
Estr. do Guandu do Sena
Estr. do Gericinó
Av. Etiópia
R. Jaime Redondo
R. Baical
R. Tunis
R. Júlio Reis
R. Oscar Ferreira
R. Giovanni Romero
R. Saturnino Silva
R. Álvaro Schiller
R. Catiri
R. Antônio Braga
R. Monte Alto
R. Treze
R. Um
R. Dois
R. Interlagos
R. Jaguaruna
R. Cegonha
R. Ipiu
R. Rio Real
R. Rio Preto
R. Rio Negro
R. Rio Paraguaçu
R. Rio Paraíba
R. Rio Branco
R. Rio Tietê
R. Rio Grande
R. Rio Itabapoana
R. Rio Itapemirim
R. Rio Itapicuru
R. Rio Itapecuru

O projeto de ampliação da CTR Gericinó, leva em consideração a ocupação de uma área de 200.000 m^2 que garantiria mais 06 anos de operação do Aterro, segundo seu EIA-RIMA – COMLURB (2009) e contaria com mais uma área para disposição dos resíduos, segundo as normas ambientais pertinentes e ainda com a expansão da Estação de Tratamento de Lixiviados.

A forma atual de disposição de resíduos apresenta impactos que seriam minimizados com a implantação da ampliação, que contempla todas as normas técnicas, tais como a impermeabilização da base com argila compactada e a aplicação de manta de PEAD/PVC; implantação de sistemas de drenagem de lixiviado e de gases; drenagem de águas pluviais; cobertura diária dos resíduos, eliminando a presença de vetores de doenças; além de contar com sistemas de monitoramento ambiental e de recuperação paisagística, através da implantação do cinturão verde.

Na Figura 3.9 está apresentada uma foto atual da CTR Gericinó e na Figura 3.10, pode-se observar a estação elevatória que encaminha o lixiviado da célula mais recente à lagoa de equalização de lixiviados.

Fonte: COMLURB, 2009

Figura 3.9 – Centro de Tratamento de Resíduos de Gericinó

Foto: Ana Silvia Santos

Figura 3.10 – Elevatória de lixiviado da célula mais recente de operação

3.3 - Aterros Sanitários

3.3.1 - Conceito

O aterro sanitário é um método de disposição final de resíduos sólidos urbanos, sobre terreno natural, através do seu confinamento em camadas cobertas com material inerte, geralmente solo, segundo normas específicas, de modo a evitar danos ao meio ambiente, em particular à saúde e à segurança pública. Além de ser uma forma adequada de disposição final, o aterro sanitário pode também ser entendido como um tratamento. Em seu interior, o conjunto de processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem tem como resultado uma massa de resíduos mais estáveis química e biologicamente. Porém, como grande desvantagem da tecnologia, está a produção de lixiviado e biogás.

O lixiviado é um líquido proveniente da degradação da matéria orgânica ocorrida no maciço de lixo, de difícil tratamento, em função das suas características físico-químicas. Já o biogás, é um dos gases do efeito estufa e portanto, segundo VAN PRAAGH & PERSSON (2006), a deposição de resíduos biodegradáveis em aterros sanitários foi identificado com um dos principais contribuintes para o aquecimento global, na Comunidade Européia e assim, esta prática pode então ser considerada como o oposto da sustentabilidade.

Nos aterros sanitários, predomina a decomposição biológica anaeróbia dos resíduos sólidos nele dispostos. Para tanto, a unidade deve ser concebida como um biorretaor e operada como tal de forma a propiciar melhores condições ambientais para a evolução do processo de tratamento biológico.

Assim, o aterro sanitário é o método mais usual de disposição final de resíduos sólidos no Brasil sob a responsabilidade do poder público, sendo a opção mais viável atualmente, dentro da realidade brasileira, tanto do ponto de vista técnico como econômico. Segundo ZGAJNAR-GOTVANJ *et al* (2009), o método oferece mais baixo custo de operação e manutenção do que outros métodos, como a incineração, por exemplo. Em países desenvolvidos, e com menor disponibilidade de área, a opção do aterro sanitário pode não ser a mais usual, como é o caso do Japão, da Itália, da França, da Nova Zelândia e da Alemanha, que utilizam bastante o processo de incineração.

Segundo GIUSTI (2009), 3% dos resíduos coletados no Japão em 2003 tiveram com destino final o aterro sanitário. Na Alemanha, este valor correspondeu a 18% em 2004 e na França 36% em 2005. Cabe ressaltar que nesses países, grande parte dos resíduos foi incinerada (aproximadamente 72% no Japão e 35% na França), ou reciclada (quase 40% na Alemanha) ou ainda destinada à compostagem.

Atualmente, no Japão, acredita-se que a utilização de tecnologias de incineração de resíduos seja mais ambientalmente correta e sustentável do que a sua disposição em aterros sanitários, em função de novas descobertas no tratamento de dioxinas liberadas no processo de queima (HARADA *et al*, 2007).

Na Suécia, a utilização de aterros sanitários como disposição final de resíduos sólidos era usual. Porém, atualmente, devido à aplicação de impostos específicos para esta prática e um rápido crescimento das instalações de incineração de resíduos sólidos, a utilização de aterros sanitários se tornou menos significativa no país. De 2004 para 2005, a quantidade de resíduos aterrados na Suécia, diminuiu em 44,7% (PERSSON *et al*, 2007).

Na Europa, desde 1999, as diretrizes para implantação de aterro sanitário, constantes na CEC-1999/31/EC de 26 de abril de 1999, contêm requisitos para reduzir a quantidade de resíduos a serem depositados em aterros. Segundo as mesmas diretrizes, em 2016, os membros da Comunidade Européia não estarão permitidos a aterrarem mais de 35% dos resíduos municipais biodegradáveis aterrados em 1995 (SCHARFF *et al*, 2007).

Na Holanda, de acordo com SCHARFF *et al* (2007), em 1993 aproximadamente 13 milhões de toneladas de resíduos sólidos foram aterradas. Em 2005, este número foi reduzido a apenas 3 milhões de toneladas. No mesmo período, o número de aterros em operação foi reduzido de aproximadamente 80 unidades, para menos de 30 unidades.

Nos Estados Unidos, desde a promulgação de novas orientações e padrões de emissão de gases, em 1996, ocorreram mudanças com relação à utilização de aterros sanitários como métodos de disposição final de resíduos sólidos. Segundo THORNELOE (2007), a porcentagem de resíduos sólidos aterrados em 1980 era 81% dos resíduos coletados. Em 2005, este índice foi reduzido para 54%. O autor ainda afirma que em 1988 haviam

aproximadamente 8000 aterros sanitários nos Estados Unidos e em 2005 este número era em torno de 1650.

Para ser o aterro sanitário um local adequado tanto de disposição final quanto de tratamento, devem ser previstas medidas para coleta e tratamento de efluentes líquidos e gasosos produzidos, bem como planos de monitoramento ambiental e geotécnico. Na Figura 3.11. (a, b, c, d) está apresentado um desenho esquemático da preparação e do avanço de um aterro sanitário.

Desenho: Ana Silvia Santos

Figura 3.11a – Desenho esquemático de um aterro sanitário – setor em preparação

Desenho: Ana Silvia Santos

Figura 3.11b – Desenho esquemático de um aterro sanitário – setor em execução (início)

Desenho: Ana Silvia Santos

Figura 3.11c – Desenho esquemático de um aterro sanitário – setor em execução (meio)

Desenho: Ana Silvia Santos

Figura 3.11d – Desenho esquemático de um aterro sanitário – aterro finalizado

Na seqüência esquemática do processo de avanço de um aterro sanitário, apresentada na Figura 3.11, observa-se a determinação da linha do lençol freático. A sua profundidade, suas características físico-químicas e microbiológicas e os pontos para seu monitoramento são importantes para o controle da poluição. Para manutenção de suas características, o solo é compactado e impermeabilizado dando início à disposição de resíduos. Neste momento se instala também a rede de drenagem de lixiviado e os seus pontos de coleta para encaminhamento ao tratamento. Segundo ReCESA (2008), a construção de sistemas de impermeabilização em aterros objetiva garantir um confinamento dos resíduos e lixiviados gerados, impedindo a infiltração de poluentes no subsolo e aqüíferos subjacentes. LANGE *et al* (PROSAB, 2006) afirmam que também é função da impermeabilização, a proteção da fundação do aterro, já que a migração de lixiviado e/ou biogás pode afetar as condições estruturais da mesma.

A cada frente de trabalho avançada, ou camada de lixo completa, procede-se ao cobrimento seqüencial contínuo do topo da célula. Normalmente essa cobertura é feita

com solo, porém quando o local do aterro não possui solo suficiente, ou em locais com difícil acesso à pontos de empréstimo, a cobertura pode ser feita com resíduos de construção civil ou uma mistura de ambos (ReCESA, 2008). As camadas de cobertura intermediárias têm os seguintes objetivos: 1) controlar a proliferação de vetores de doenças; 2) minimizar a emanação de odores; 3) evitar combustão espontânea dos resíduos; 4) evitar o espalhamento dos resíduos causado pela ação do vento e; 5) minimizar o afluxo de águas pluviais para o interior do maciço de lixo. ENGECORPS (1996), apud CARVALHO (1999) afirma que o volume perdido do aterro com as camadas intermediárias de solo podem chegar a representar 10 a 20% do volume total do aterro.

No maciço de lixo, são instalados tubos perfurados verticais ou horizontais com o objetivo de fazer a coleta de gás e o seu direcionamento para a superfície. O gás coletado pode ser tratado, queimado, reutilizado como fonte de energia e ainda uma parte se desprende para a atmosfera. JUCÁ (2003) afirma que no Brasil, o tratamento de gases em aterros sanitários é praticamente todo feito através da queima do metano (CH_4) e liberação do dióxido de carbono (CO_2).

Próximo à entrada do aterro, se instalam o edifício de administração e a balança de lixo, para se ter um controle adequado da quantidade de resíduos recebida. Segundo ReCESA (2008) o local de pesagem dos resíduos também constitui o principal controle para: 1) detectar resíduos sólidos proibidos (resíduos no estado líquido, óleos e graxas, etc.); 2) localizar irregularidades nos veículos; 3) direcionar os veículos para a área de descarga; 4) comunicar-se com o motorista e; 5) registrar a entrada de veículos.

Quando se esgota a capacidade do aterro, a maior parte deles dá origem à áreas verdes de conservação. Neste caso, ainda é importante que se mantenha a coleta de gases e lixiviados que continuam a ser produzidos por no mínimo 15 anos após o seu encerramento. Segundo LANGE *et al* (PROSAB, 2006), as camadas de cobertura final, executadas na finalização do aterro apresentam as seguintes finalidades: 1) evitar ou minimizar a infiltração de águas pluviais, evitando assim a maior produção de lixiviado; 2) impedir que gases ainda gerados escapem para a atmosfera de forma descontrolada e; 3) favorecer a recuperação final da área, a revegetação e logo a melhoria do aspecto estético do local.

É importante que o aterro em operação seja cercado para evitar lançamento de lixo clandestino e entrada de pessoas não autorizadas. No estado de São Paulo, a lei 12.300/2006, define que o aterro seja cercado por um cinturão verde de pelo menos 50 m de largura com vegetação nativa.

Com todos esses cuidados de projeto, instalação e operação, segundo a Norma da ABNT, NBR-8419/1992, define-se aterro sanitário como sendo “a técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo, sem causar danos à saúde pública e à segurança, minimizando os impactos ambientais, método este que utiliza princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos à menor área possível e reluzi-los ao menor volume permissível, cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho, ou a intervalos menores se necessário”.

De acordo com SILVA (2005), a degradação de RSU em aterros sanitários, de maneira geral, consiste: 1) na dissolução dos elementos minerais presentes; 2) no transporte das partículas finais e do material solúvel pela água de percolação e; 3) principalmente, na conversão biológica da matéria orgânica em formas solúveis e gasosas. SILVA (2005) também afirma que esta degradação em aterros sanitários convencionais ocorre em uma curta fase de degradação aeróbia, em função do oxigênio presente na massa de resíduos, seguida por uma longa fase de degradação anaeróbia.

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

Esse processo de degradação é realizado pelas bactérias facultativas e pelas arqueas em quatro fases seqüenciais: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese.

Na fase de hidrólise, as bactérias fermentativas utilizam enzimas extracelulares para converter o material orgânico particulado complexo (proteínas, carboidratos e lipídios) em compostos dissolvidos mais simples, capazes de atravessarem as suas paredes

celulares. Essa fase possui curta duração e está associada com a disposição recente dos RSU e início do acúmulo de umidade no aterro.

Os produtos solúveis, oriundos da hidrólise são convertidos no interior das células, em diversos compostos mais simples que posteriormente são excretados pelas células. Esta fase, conhecida como acidogênese é caracterizada pela passagem do ambiente aeróbio para o anaeróbio e produz ácidos graxos voláteis, alcoóis, gás carbônico e hidrogênio.

A fase acetogênica, conhecida como fase de formação de ácidos, é caracterizada pela redução do pH dos lixiviados para valores menores do que 6,5, devido aos ácidos produzidos. A oxidação dos produtos gerados na fase anterior, geram nessa fase, maiores concentrações de ácidos graxos voláteis (principalmente o ácido acético), hidrogênio e dióxido de carbono. O patamar mais baixo de pH alcançado nesta fase, auxilia na solubilização dos materiais inorgânicos e ainda favorece o aparecimento de maus odores, devido à liberação de principalmente gás sulfídrico e amônia. A fase ácida, na maior parte dos casos, segundo SOUTO (2009), não dura mais do que dois anos nos aterros brasileiros.

Na quarta e última fase, a metanogênica, os microrganismos estritamente anaeróbios (arqueas metanogênicas) consomem os produtos intermediários da fase acetogênica, compostos orgânicos simples, e liberam o metano e o gás carbônico. Nessa fase observa-se o aumento do pH, na medida em que os ácidos voláteis simples são consumidos. Os microrganismos responsáveis pela quarta fase desenvolvem-se preferencialmente em valores de pH próximos ao neutro (6,6-7,3).

Alguns autores definem as fases da degradação anaeróbia no aterro sanitário em função da produção de gases, como é o caso de FARQUAR e ROVERS, apud CASTRO (2001). Estes denominam as fases da seguinte forma: i) aeróbia; ii) anaeróbia não metanogênica ou ácida; iii) anaeróbia metanogênica – instável; iv) anaeróbia metanogênica – estável.

Para a adequada concepção e operação do aterro sanitário, é de suma importância o conhecimento do processo de digestão que ocorre no seu maciço de resíduos sólidos,

sendo este, um fator relevante para a geração de lixiviado. Neste caso, o processo de tratamento do lixiviado poderá ser melhor dimensionado, garantindo maior eficiência.

Como forma de atenuar os problemas ambientais relacionados com a disposição de RSU em aterros sanitários, existe ainda a possibilidade de operação com técnicas de aceleração e controle da biodegradação.

A aceleração da biodegradação se baseia em várias técnicas distintas, tais como: adição de nutrientes e reguladores de pH, adição de lodo proveniente de ETA/ETE, redução do tamanho das partículas dos resíduos, aeração, alteração no design do aterro, manejo do teor de umidade dos resíduos e, principalmente, a recirculação dos lixiviados gerados no aterro (WARITH, 2002).

Segundo LANGE *et al* (PROSAB, 2006), SILVA (2005) e WARITH (2002), as principais vantagens de se promover a aceleração da biodegradação são:

- Aumento da taxa de produção e qualidade do biogás, visando seu reaproveitamento;
- Facilidade no manejo e tratamento dos lixiviados;
- Diminuição do risco e do tempo de monitoramento após o fechamento e;
- Aceleração dos recalques, reuso do volume desocupado e, conseqüentemente, o aumento da vida útil do aterro.

De acordo com USEPA (2000), citado em SILVA (2005), aterros que atuam com a recirculação de líquidos como forma de promover a aceleração da biodegradação podem diminuir o tempo de estabilização da massa de resíduos para 5 a 10 anos, cerca de 75% de redução em relação aos aterros convencionais, nos quais esse período dura de 8 a 40 anos.

Qualquer que seja a forma de concepção e/ou operação do aterro sanitário, atualmente, o maior problema encontrado na sua gestão é o tratamento e disposição final dos subprodutos gerados: biogás e lixiviado.

3.3.2 - Biogás

O biogás é um subproduto gerado da decomposição dos resíduos sólidos nos aterros. De acordo com BACELAR *et al* (2008) o biogás é normalmente composto por 55% de gás metano (CH_4), 40% de dióxido de carbono (CO_2) e outros gases como H_2S, O_2, ar e vapor d'água completam os outros 5% restantes. Segundo THORNELOE (2007), de maneira mais prática, o gás de aterro é tipicamente composto por cerca de 50% de metano e 50% de dióxido de carbono, com vestígios de constituintes de amônia, persistentes bioacumulativos tóxicos (PBT), produtos químicos (por exemplo mercúrio), poluentes aéreos perigosos (PAP), sulfeto de hidrogênio e compostos orgânicos voláteis (COV). Segundo PENIDO (2009), o biogás gerado no aterro de Gramacho é composto por praticamente 50% de gás metano e 50% de dióxido de carbono.

A geração de gás no aterro sanitário pode ser estimada com base na composição química esperada para os resíduos aterrados, especificamente os componentes orgânicos biodegradáveis e é afetada por diversas variáveis tais como: natureza dos resíduos, umidade presente nos resíduos, granulometria, pH, temperatura, nutrientes e outros. Segundo ReCESA (2008), estima-se uma geração de 370 a 400 Nm^3 de biogás, por tonelada de matéria seca digerida no maciço de resíduos sólidos.

Inaugurada em 2003, a Central de Tratamento de Resíduos Nova Iguaçu (CTR NI), localizada na região da Baixada Fluminense, no Estado do Rio de Janeiro, foi o primeiro empreendimento do mundo aprovado pela ONU no contexto dos Mecanismos de Desenvolvimento Limpo – MDL. Segundo dados da empresa Novagerar (2009), no aterro, o biogás produzido é captado e conduzido para uma central de geração de energia elétrica, promovendo a redução de aproximadamente 2,5 milhões de toneladas de emissões de CO_2 equivalentes até 2012.

O mercado de carbono funciona sob as regras do Protocolo de Kyoto, nas quais existem mecanismos de flexibilização para auxiliar na redução das emissões de gases de efeito estufa. Um desses mecanismos é o MDL, o qual é o único que integra os países em desenvolvimento ao mercado de carbono.

3.3.3 - Lixiviados de Aterros Sanitários

Os lixiviados de aterro sanitário são líquidos escuros e turvos, de odor desagradável, que apresentam em sua composição altos teores de compostos orgânicos e inorgânicos, nas suas formas dissolvida e coloidal, liberados no processo de decomposição do lixo. Os lixiviados são líquidos com características bastante distintas do esgoto sanitário, apesar de serem vistos por muitos técnicos da área, como similares.

Além de apresentarem elevadas concentrações de matéria orgânica menos biodegradável do que os esgotos domésticos, os lixiviados também apresentam altas concentrações de amônia que podem ser tóxicas aos microrganismos decompositores. Ainda, os lixiviados podem apresentar presença marcante de metais pesados com concentrações variando em função principalmente do tipo de lixo depositado no aterro.

URASE *et al* (1997) afirmam que a alta recalcitrância dos lixiviados está associada à presença de compostos de elevada massa molecular com estruturas muito complexas como é o caso das substâncias húmicas.

A infiltração do lixiviado pelo solo pode contaminar o lençol freático, dependendo não só da profundidade em que ele se situa, mas também da força de adsorção e da capacidade de autodepuração do solo percorrido. Dessa forma, a caracterização do solo (granulometria, teor de umidade, índice de vazios, composição orgânica/inorgânica, limite de liquidez, limite de plasticidade, etc) é extremamente importante na avaliação do potencial de contaminação das águas subterrâneas em cada local específico.

A carga orgânica do lixiviado, quando encontra os recursos hídricos superficiais, acarreta na sensível redução de oxigênio dissolvido, levando à instabilidade da vida dos seres aeróbios do ecossistema. Ainda, os nutrientes (nitrogênio e fósforo) podem acelerar o processo de eutrofização de corpos d'água lênticos (lagos e represas). Já as substâncias químicas presentes nos lixiviados podem ser tóxicas ou bioacumulativas na cadeia alimentar.

A presença de microrganismos patogênicos nos lixiviados de aterros sanitários indica a possibilidade de transmissão de doenças diretamente pela água contaminada, bem como o lixo é um ambiente adequado para proliferação de vetores.

3.3.3.1 Geração de lixiviado

No aterro sanitário, na medida em que se avança o processo de degradação da matéria orgânica presente na massa de resíduos sólidos, ocorre a perda de umidade para o meio, gerando assim o líquido denominado lixiviado ou chorume. É importante ressaltar que em períodos chuvosos a geração de lixiviado é maior do que em períodos de tempo seco. Em evento de chuva, a incorporação da parcela de água à massa de resíduos é inevitável.

Na região onde está instalado o Parque de Gerenciamento Integrado de Resíduos de Kuching – KIWMP, na Malásia, caracterizada como tropical extrema, a precipitação anual é bastante elevada, da ordem de 6.500 mm a 7.200 mm (DAMIECKI *et al*, 2007). Somente a título de comparação, segundo a Agência Nacional de Águas - ANA (2009), a Região Hidrográfica Amazônica é a mais chuvosa do Brasil e apresentou precipitação média no período de um ano, compreendido entre outubro de 2006 e setembro de 2007, de 1921mm.

Dessa forma, de acordo com estudos realizados por DAMIECKI *et al* (2007), para minimizar os efeitos da precipitação na produção de lixiviado, a operação do KIWMP, contempla algumas especificidades, tais como a cobertura do maciço de resíduos, com uma lona tipo plástica e também a mesma cobertura na lagoa de acumulação de lixiviado.

EL-FADEL *et al* (2002) afirmam que os lixiviados são formados quando o teor de umidade dos resíduos excede sua capacidade de campo, que é definida como a máxima umidade que é retida em um meio poroso sem produzir percolação. Assim, a produção do lixiviado é função de:

- Precipitação, evapotranspiração e disponibilidade de água local: recirculação dos líquidos gerados, irrigação das camadas de cobertura, presença de lodos de ETA e ETE, resíduos contendo líquidos em seu interior, etc;

- Características das camadas de cobertura: umidade, vegetação, declividades, etc;

- Características dos resíduos depositados: composição, umidade, idade, peso específico, método de disposição, etc;

- Características da camada de impermeabilização: método, material, projeto, execução, etc;

- Reações bioquímicas de degradação da matéria orgânica, etc.

Existem alguns métodos de estimativa de vazão de lixiviados, sendo os mais completos os que são baseados no balanço hidrológico, não necessitando de um grande número de informações. O método do balanço hídrico considera em sua formulação, o índice pluviométrico, a evapotranspiração, a drenagem superficial e a capacidade de armazenamento do solo (CASTRO *et al*, 2007).

O programa computacional *Hydrologic Evaluation of Landfill Performance – HELP*, desenvolvido por SCHROEDER (1994), conforme mencionado por SILVA (2008) é o mais utilizado atualmente. Este programa é baseado no método do balanço hídrico e requer uma extensa gama de dados, como valores diários de precipitação, radiação solar, temperatura média do ar, entre outros. Estas informações nem sempre são de fácil obtenção, principalmente na realidade brasileira, em que há carência de dados. Além disso, a complexidade dos dados requer muito tempo de preparação e análise previamente à sua utilização (SILVA, 2005).

Assim, em aterros menores e mais simples, ou na falta de dados para aplicação dos modelos de balanço hídrico, metodologias simplificadas podem ser empregadas. Uma delas é o método suíço que estima a vazão de lixiviado de acordo com a seguinte expressão:

$Q = P \times A \times k / t$, onde:

Q = vazão média do lixiviado (L/s)

P = precipitação média anual (mm)

A = área do aterro (m^2)

t = número de segundos em um ano (s)

k = coeficiente que depende do grau de compactação dos resíduos, com valores recomendados a partir da observação experimental (varia de 0,15 a 0,50 em função do peso específico dos resíduos). Baixo grau de compactação indica valores mais elevados de k e alto grau de compactação indica valores mais baixos do coeficiente (ReCESA, 2008).

Ainda, outra metodologia que pode ser utilizada para a estimativa da geração de lixiviado é o Método Racional, que é adequado para se estimar o deflúvio superficial resultante de um evento de chuva sobre uma determinada área de até 500 ha. Cabe ressaltar que o método deve ser utilizado com cautela, pois o seu emprego sem o conhecimento prévio das condições da bacia pode levar a resultados imprecisos. Assim, o método racional é baseado em três parâmetros, de acordo com a formulação apresentada:

Q = C x i x A, onde:

Q = vazão máxima superficial (L/s ou m^3/s)

C = coeficiente de escoamento que exprime a relação entre o volume de escoamento livre superficial e o total de precipitação. Sua determinação é função de variáveis tais como infiltração, armazenamento, evaporação, detenção e varia de 0,15 a 0,95, de acordo com a natureza da superfície (valores mais baixos estão relacionados à cobertura por cascalho e valores mais elevados à superfícies de concreto ou asfaltadas).

i = intensidade média da chuva (L ou m^3 por ha/s)

A = área que recebe a precipitação (ha)

No entanto, o interesse é de se estimar a parcela do volume de chuva que infiltra no maciço do aterro, obtido pela diferença entre o volume precipitado e o volume que escoa (calculado pelo método racional), em um intervalo de tempo. Para tal estimativa, segundo CASTRO *et al* (2007), tem-se a seguinte formulação:

Qperc = {[(h-hxC)-EP]/1000} x A/t, onde:

Qperc = vazão percolada (m^3/dia)

h = precipitação ocorrida no mês (mm)

EP = evapotranspiração potencial ocorrida no período (mm)

A = área que recebe a precipitação (m^2)

t = número de dias no mês (dias)

C = coeficiente de escoamento

CASTRO *et al* (2007) aplicaram diferentes métodos para estimativa de vazão de lixiviado do Aterro Sanitário de Piracicaba (“Pau Queimado”) e concluíram que o “método suíço” e o método racional conduziram a valores superestimados da ordem de 26% e 41%, respectivamente, em relação à vazão média medida em campo, enquanto a aplicação do balanço hídrico gerou um valor 28% inferior à vazão média observada em campo.

Assim, a determinação de um valor médio de produção de lixiviado por habitante ou por área de aterramento deve ser realizada com cuidado. Porém, segundo CASTRO (2001), alguns autores sugerem uso de taxas médias de geração de lixiviado, da seguinte forma:

- EHRIG (1983): produção de lixiviado entre 5,0 m^3/ha.dia e 7,5 m^3/ha.dia, para uma taxa de precipitação anual de 750 mm. O valor mínimo desse intervalo é indicado para aterros altamente compactados e de maneira análoga, o valor máximo é indicado para aterros com baixa compactação;

- RUSSO (2000): produção de 2,5 a 3,0 m^3/ha.dia ou 30% da precipitação média anual, para as condições climáticas de Portugal;

- HELD (1996): de 20% a 40% do volume de precipitação direta na área do aterro transforma-se em percolado.

Segundo COLLIVIGNARELLI (1996) *apud* SANTAMARIA & VAGLIASINDI (2007), nas regiões mediterrânicas, as medições das taxas de produção de lixiviado apresentaram

valores entre 35% e 80% da precipitação média anual durante a operação de aterros sanitários e entre 15% e 40% para aterros já encerrados.

3.3.3.2 Características do lixiviado

O lixiviado pode conter matéria orgânica dissolvida ou solubilizada, nutrientes, produtos intermediários da digestão anaeróbia dos resíduos, como ácidos orgânicos voláteis, substâncias químicas como por exemplo metais pesados tais como cádmio, zinco, mercúrio ou organoclorados, oriundos do descarte de inseticidas e agrotóxicos, além de microrganismos (GOMES *et al* (PROSAB 2006)).

De acordo com CHRISTENSEN *et al* (2001) a pluma de lixiviado pode conter cinco grupos de poluentes:

- Matéria Orgânica dissolvida expressa pela Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) ou pela Demanda Química de Oxigênio (DQO) ou ainda pelo Carbono Orgânico Total (COT), incluindo ácidos fúlvicos e húmicos;
- Macrocomponentes inorgânicos: Ca^{++}, Mg^{++}, K^{+}, NH_4^{+}, Fe^{++}, Mn^{++}, SO_4^{-} e HCO_3;
- Metais pesados: Cd, Cr, Cu, Pb, Ni, Zn;
- Compostos orgânicos xenobióticos, (COXs) presentes em baixas concentrações, incluído hidrocarbonetos aromáticos, fenóis e compostos alifáticos clorados, e;
- Outros componentes como boro, arsênio, bário, selênio, mercúrio e cobalto, que são encontrados em baixíssimas concentrações.

A composição do lixiviado pode variar bastante de um local para o outro, bem como no mesmo local, em diferentes épocas do ano. Isso se dá, em função de as características físicas, químicas e biológicas dos lixiviados dependerem do tipo de resíduo aterrado, do grau de decomposição, clima, estação do ano, idade do aterro e tipo de operação. Ao percolar pela massa de resíduos ao longo do aterro, o lixiviado incorpora substâncias químicas, físicas e biológicas, resultado da decomposição da matéria orgânica naquele ponto.

Segundo GOMES *et al* (PROSAB, 2006), se a coleta de lixiviado for realizada durante a fase ácida, o pH será baixo, porém parâmetros como DBO, COT, DQO, nutrientes e metais pesados deverão ser altos. Já no caso de a coleta ser realizada durante a fase metanogênica, o valor de pH variará entre 6,5 e 7,5 e os valores de DBO, COT, DQO e nutrientes serão significativamente menores.

Os principais parâmetros utilizados na caracterização de lixiviados de aterros sanitários são DQO, DBO, COT, nitrogênio (principalmente amoniacal e total), série de sólidos, ácidos orgânicos voláteis, cloretos e metais pesados. Destaque é dado para os parâmetros DBO e DQO, já que a relação entre eles (DBO/DQO) pode sugerir o grau de decomposição e a idade do aterro. É importante ressaltar a fragilidade da DBO, já que o lixiviado pode apresentar elevadas concentrações de amônia, cloretos e outros compostos inibitórios, podendo causar resultados de análise pouco confiáveis. Atualmente há uma grande discussão por parte da comunidade científica em se utilizar o parâmetro DBO para caracterização de lixiviados de aterros sanitários.

Segundo TCHOBANOGLOUS *et al* (1993), aterros novos possuem lixiviados com relação DBO/DQO em torno de 0,7, enquanto em aterros antigos, esta relação se aproxima de 0,2. Já GOMES *et al* (PROSAB, 2006), classificam a idade do aterro em função da relação DBO/DQO do lixiviado da seguinte maneira: uma relação DBO/DQO > 0,5 indica um aterro novo e instável, bem como essa relação entre 0,1 e 0,5 indica um aterro moderadamente estável e um aterro velho e estável é indicado por uma relação DBO/DQO menor do que 0,1.

GAU *et al* (1991) *apud* DE PAULA (2008) verificaram que quando os resíduos são dispostos num aterro, é iniciada a degradação da matéria orgânica, resultando em um lixiviado com uma alta concentração de componentes de fácil degradação (ácidos voláteis). Como exemplo os autores citam o lixiviado de Futekeng em Tapei, Taiwan, onde a realação DBO/DQO do lixiviado era, inicialmente, de 0,6 a 0,8. Após cinco anos de operação a mesma relação foi reduzida para 0,2 a 0,4.

Na Tabela 3.1 podem ser observadas variações das concentrações de vários parâmetros de caracterização de lixiviados de acordo como a idade do aterro. Vale lembrar que os

dados apresentados nesta Tabela foram indicados por autores estrangeiros e portanto são de localidades com características bastante distintas das brasileiras. Os pesquisadores ainda atentam para o fato de que a concentração da maioria dos parâmetros apresentados decresce com o aumento da idade do aterro.

CHRISTENSEN e KJELDSEN (1989) *apud* DE PAULA (2008) estudaram na Dinamarca 106 aterros sanitários que originaram 837 amostras e observaram uma significante dependência da concentração de vários componentes do lixiviado com a idade do aterro, geralmente decrescendo a concentração em função do avanço da idade do aterro.

Na Tabela 3.2 estão apresentados exemplos de caracterização de lixiviados de alguns jovens aterros sanitários do mundo. Já na Tabela 3.3 estão apresentados valores típicos de parâmetros de caracterização de lixiviados de aterros sanitários brasileiros estudados durante o PROSAB tema 03 editais IV (CASTILHOS-coord *et al*, 2006) e V (GOMES-coord.*et al*, 2009).

Tabela 3.1 – Variações das concentrações de lixiviados com a idade do aterro

Parâmetro*	Idade do Aterro (anos)			
	0 a 5	5 a 10	10 a 15	> 20
DBO	10.000-25.000	1.000-4.000	50-1.000	< 50
DQO	15.000-40.000	10.000-20.000	1.000-5.000	< 1.000
Nitrogênio Kjeldahl	1.000-3.000	400-600	75-300	< 50
Nitrogênio amoniacal	500-1.500	300-500	50-200	< 30
SDT	10.000-25.000	5.000-10.000	2.000-5.000	< 1.000
pH	3,0-6,0	6,0-7,0	7,0-7,5	7,5
Cálcio	2.000-4.000	500-2.000	300-500	< 300
Sódio e Potássio	2.000-4.000	500-1.500	100-500	< 100
Ferro e Manganês	500-1.500	500-1.000	100-500	< 100
Zinco	100-200	50-100	10-50	< 10
Cloreto	1.000-3.000	500-2.000	100-500	< 100
Sulfato	500-2.000	200-1.000	50-200	< 50
Fósforo	100-300	10-100	-	< 10

* Todos os valores em mg/L, exceto o pH (adimensional)
Fonte: El-Fadel *et al* (2002).

Tabela 3.2 – Características de lixiviado de alguns aterros sanitários jovens no mundo

Aterro Sanitário	Parâmetros *					
	pH	DQO	DBO	NH_4	NTK	DBO/DQO
Montreal, Canadá (1)	5,7	12.760	5.000	179	218	0,39
Montevidéu, Uruguai (2)	8,0	18.550	10.500	1.470	1.640	0,57
Istambul – Komurcuoda, Turquia (3)	7,5	21.500	13.150	2.160	2.410	0,61
Kyungjoo, Coréia (4)	7,3	24.400	10.800	1.682	1.766	0,44
Thessaloniki, Grécia (5)	6,2	70.900	26.800	3.100	3.400	0,38

* Todos os valores em mg/L, exceto o pH (adimensional)
Fonte: CAILI *et al* (2005): (1) Zaloum e Abbot (1997); (2) Borzacconi *et al* (1999); (3) Inanc *et al* (2000); (4) Im *et al* (2001); (5) Tatsi *et al* (2003).

Segundo TCHOBANOGLOUS *et al* (1993) e GOMES *et al* (2006), uma relação DBO/DQO que indicaria um aterro sanitário jovem e instável, estaria em torno de 0,7 e maior que 0,5. Neste caso, as características dos lixiviados apresentadas na Tabela 3.2 demonstram jovialidade somente dos aterros de Montevidéu e Istambul. Os demais parâmetros de caracterização, confrontados com a Tabela 3.1 demonstram pouca idade dos aterros sanitários (entre 0 e 10 anos), exceto em relação ao aterro de Montreal (amônia e NTK) e á maioria deles em relação ao parâmetro pH.

Na Tabela 3.3, a relação DBO/DQO foi sugerida pela autora do presente trabalho, em função dos valores mínimos e máximos apresentados para os parâmetros DQO e DBO, somente a título de comparação. Assim, dentre os aterros sanitários que apresentam dados de idade, todos, exceto o de João Pessoa, possuem mais de 20 anos de operação e deveriam se classificar como aterros antigos. Entretanto, de acordo com a faixa de relação DBO/DQO proposta por TCHOBANOGLOUS *et al* (1993) somente os aterros sanitários de Londrina e Gramacho apresentam esta relação abaixo de 0,20. Em relação à faixa de DBO/DQO proposta para aterros antigos por GOMES *et al* (2006), somente o aterros sanitário de Londrina se classificaria como um aterro antigo. Ainda, comparando com a Tabela 3.1, somente o parâmetro pH dos aterros antigos brasileiros estaria na faixa dos aterros antigos estudados por EL-FADEL *et al* (2002).

Tabela 3.3 – Caracterização de lixiviados de aterros sanitários brasileiros

Aterro Sanitário	Parâmetros *								
	pH	DQO	DBO	NH_4	NO_2^-	NO_3^-	SST	DBO/ DQO	Idade (2009)
Santo André (SP)	6,90 8.65	2.600 8.050	1.720 5.790	25 1.000	0,005 0,10	< 0,20 0,60	1.230 3.350	0,69	-
Bandeirantes (SP)	7,14 8,50	5.500 7.150	3.410 8.430	62 220	<0,05	0,40 0,60	3.560 5.100	0,90	-
Itapecirica da Serra (SP)	7,05 7,14	2.560 3.700	2.520 2.720	-	0,015	0,06 0,08	1.320 2.760	0,86	-
Caucáia (CE)	7,65 8,35	442 2.521	72 969	65 425	0,015 71	0,19 185	2.950 11.860	0,27	-
São Giácomo (RS)	5,71 8,40	558 49.680	99 26.799	0,6 1258	-	-	-	0,36	-
Londrina (PR)	-	931 3.306	42 248	373 1.110	-	-	37 136	0,07	34
Morro do Céu (RJ)	7,5 8,5	685 1913	158 1.414	677 1.394	< 0,01	-	40 473	0,61	26
João Pessoa (PB)	8,0 8,6	3.244 25.478	3.516 3.760	1.024 2.738	176 288	7,7 13,0	121 645	0,25	7
Belo Horizonte (MG)	8,0 8,6	1.504 3.089	20 260	527 1.716	-	-	12 67	0,61	22
Gramacho (RJ)	7,7 9,1	804 4.255	118 857	76 3.565	0,02 2,40	0,1 6,2	13 256	0,19	31
Gericinó (RJ)	7,4 9,0	672 2.592	106 2.491	68 2.630	0,01 2,29	0,1 3,1	9 293	0,80	22
Muribeca (PE)	7,6 8,7	2.102 8.416	467 4.526	697 2.052	-	-	882 2.082	0,47	24
São Leopoldo (RS)	7,0 9,0	1.319 9.777	115 7830	136 1.803	0,1 0,5	2,9 32	-	0,72	-

* Todos os valores em mg/L, exceto o pH (adimensional)
Obs.: (1) NTK – Nitrogênio Kjeldahl; (2) NH_4 – Nitrogênio amoniacal; (3) NO_2^- - nitrito; (4) NO_3^- - nitrato; (5) os valores apresentados são máximos e mínimos exceto para relação DBO/DQO e idade do aterro.

Fonte: adaptado de CASTILHOS coord. *et al* (2006) e GOMES coord. *et al* (2009)

Assim, é importante se ter em mente que o lixiviado de aterro sanitário é um efluente tão complexo, que talvez não determine a idade do aterro em função de seus parâmetros de caracterização, conforme insistem em classificar alguns técnicos e pesquisadores. Segundo SOUTO (2009), a associação entre características do lixiviado e idade do aterro, deve ser realizada em relação às fases de degradação do aterro e não à idades pré-definidas do aterro.

Dessa forma, nas Tabelas 3.4 e 3.5 pode-se observar características típicas dos lixiviados dos aterros brasileiros na fase ácida e na fase metanogênica, respectivamente,

compilados por SOUTO, 2009. O autor ainda ressalta o real significado das probabilidades ali constantes. O percentil 10%, por exemplo, indica que em 90% do aterros, os valores da variável em questão estarão acima deste limite. Isso não é o mesmo que dizer que num dado aterro, em 90% do tempo, os valores estarão acima daquele limite.

Tabela 3.4 – Características típicas dos lixiviados de aterros brasileiros na fase ácida

Variável	Mínimo	10%	20%	80%	90%	Máximo
pH	4,4	4,8	5,1	8,3	8,3	8,4
Alcalinidade total (mg/L $CaCO_3$)	170		460	25.000		32.000
Turbidez (UNT)	100					540
Condutividade (μs/cm)	230					45.000
DBO (mg/L O_2)	1	15	35	25.400	29.800	55.000
DQO (mg/L O_2)	90	180	540	53.700	74.000	100.000
NTK (mg/L N)	1,7					3.000
NAT (mg/L N)	0,07		10	1.800		2.000
N-NO_2^- (mg/L N)	-	-	-	-	-	-
N-NO_3^- (mg/L N)	nd					45
P-Total (mg/L P)	nd		nd	107		260
Cloreto (mg/L)	275					4.700
ST (mg/L)	400		1.000	39.300		45.000
STV (mg/L)	78		260	21.800		26.700
STF (mg/L)	40					28.400
SST (mg/L)	10					7.000
Fe Total (mg/L)	nd		0,004	500		1.400
Cd Total (mg/L)	nd		nd	0,09		0,1
Cu (mg/L)	nd		nd	0,5		0,8
Cr (mg/L)	nd		nd	0,6		1,2
Mn Total (mg/L)	nd					115
Ni (mg/L)	nd					6,5
Zn (mg/L)	nd		nd	7		27
Pb Total (mg/L)	nd		nd	1,3		1,5
CT (NMP/100mL)	200					5×10^7

Fonte: SOUTO, 2009

Tabela 3.5 – Características típicas dos lixiviados de aterros brasileiros na fase metanogênica

Variável	Mínimo	10%	20%	80%	90%	Máximo
pH	5,9	6,8	7,1	8,7	8,8	9,2
Alcalinidade total (mg/L $CaCO_3$)	125	200	425	11.900	15.800	20.200
Turbidez (UNT)	0,02	4,5	6	540	550	620
Condutividade (μs/cm)	100	1.850	2.520	25.600	29.400	45.000
DBO (mg/L O_2)	3	30	60	6.000	9.300	17.200
DQO (mg/L O_2)	20	400	700	13.500	18.600	35.000
NTK (mg/L N)	0,6	20	90	3.000	3.200	5.000
NAT (mg/L N)	0,03	20	50	2.400	2.800	3.000
N-NO_2^- (mg/L N)	nd	nd	nd	20	40	70
N-NO_3^- (mg/L N)	nd	nd	nd	60	100	270
P-Total (mg/L P)	nd	0,1	0,2	40	50	80
Cloreto (mg/L)	20	50	330	4.100	4.700	6.900
ST (mg/L)	200	900	1.450	19.100	20.000	29.000
STV (mg/L)	75	400	600	8.700	10.600	20.000
STF (mg/L)	100	650	900	12.300	13.800	17.000
SST (mg/L)	7	10	15	2.600	2.900	12.400
Fe Total (mg/L)	0,01	0,25	0,40	80	100	720
Cd Total (mg/L)	nd	nd	nd	0,1	0,2	0,6
Cu (mg/L)	nd	nd	nd	1,1	1,5	2,9
Cr (mg/L)	nd	nd	0,006	0,8	0,9	1,0
Mn Total (mg/L)	nd	0,01	0,0025	10	20	30
Ni (mg/L)	nd	nd	nd	0,8	1,0	1,4
Zn (mg/L)	nd	0,01	0,01	2	5	35
Pb Total (mg/L)	nd	nd	nd	1,1	2,1	6,7
CT (NMP/100mL)	nd	nd	1,6	2×10^7	6×10^7	2×10^8

Fonte: SOUTO, 2009

A composição tóxica e recalcitrante do lixiviado o torna uma grande preocupação na gestão de resíduos sólidos urbanos e, principalmente, na gestão de aterros sanitários no Brasil e no mundo. A liberação de lixiviado no solo ou diretamente nos recursos hídricos pode causar danos irreparáveis ao meio ambiente. Assim, torna-se fundamental o estudo de técnicas que visem à redução da sua geração e/ou o seu tratamento adequado segundo parâmetros de qualidade da água determinados pela legislação pertinente.

3.4 - Tratamento de Lixiviados de Aterros Sanitários

O tratamento do lixiviado é hoje apontado pela maioria dos técnicos da área como o principal problema associado aos aterros sanitários e de acordo com POVINELLI e

SOUTO (2007), uma solução apropriada para o problema ainda não foi encontrada. Na maioria dos aterros sanitários brasileiros, o tratamento de lixiviados se dá em lagoas de estabilização, apresentando efluentes com características impróprias para o lançamento em corpos hídricos de acordo com legislação ambiental pertinente.

QASIM & CHIANG (1994) apontam os seguintes fatores como problemas específicos, inerentes ao tratamento de lixiviado de aterros sanitários:

1. A alta recalcitrância do lixiviado, seu alto potencial poluidor e sua alta toxicidade definem a necessidade de se selecionar uma tecnologia de tratamento compatível, sendo esta uma tarefa complexa;

2. As diferenças encontradas de aterro para aterro e conseqüentemente de lixiviado para lixiviado, são tais que tecnologias aplicáveis a uma determinada situação podem não ser diretamente transferíveis para outra.

3. As flutuações na qualidade e quantidade do lixiviado produzido, que ocorrem tanto em curtos como em grandes intervalos de tempo, devem ser consideradas no projeto da estação de tratamento. O processo concebido, que garante bom desempenho para o lixiviado de um aterro jovem deve ser modificado no futuro para atender adequadamente as suas mudanças de características em função da contínua estabilização do aterro e ainda para atender eventuais mudanças nos padrões de lançamento de efluentes.

Segundo POVINELLI & ALÉM SOBRINHO (PROSAB, 2009), as dificuldades encontradas pelos pesquisadores e engenheiros para tratar o lixiviado de aterros sanitários talvez se devam ao fato de ser um problema relativamente novo para a engenharia sanitária no Brasil. O início da implantação de aterros sanitários com impermeabilização de base se deu na década de 1970. Antes disso, o lixiviado era um líquido que infiltrava por toda a extensão da base dos aterros e portanto se figurava como um problema de contaminação do subsolo e das águas subterrâneas. Como não era coletado e conduzido a algum local específico, não se pensava em um tratamento para o mesmo.

A composição do lixiviado de aterros sanitários só passou a ser estudada e conhecida no princípio da década de 1970 (FLECK, 2003) e posteriormente se iniciaram os estudos para o tratamento desse efluente.

Alguns técnicos ao longo desses anos, acreditaram na aparente similaridade dos lixiviados com o esgoto doméstico. Para este último as técnicas de tratamento são amplamente e mundialmente conhecidas e com sucesso de aplicação. Assim, para os lixiviados, técnicos e engenheiros optaram pelas mesmas técnicas de tratamento de esgotos no Brasil e no mundo. Segundo ReCESA (2008), embora venham sendo adotados os processo de tratamento de esgotos domésticos aos lixiviados no Brasil, ainda não há dados concretos sobre a eficiência dos sistemas de tratamento empregados.

HARADA *et al* (2007) mencionam em seu trabalho de pesquisa, que em meados de 1960 no Japão, o tratamento de lixiviados de aterros sanitários era realizado através de métodos de tentativa e erro, utilizando tecnologias de tratamento de esgotos, como forma de reduzir a matéria orgânica contida neste tipo de efluente. Segundo eles, inicialmente, se utilizou a tecnologia de lodo ativado para redução de DBO e o processo de coagulação físico-química foi utilizado para redução de DQO. Outros métodos que são utilizados como tratamento biológico de esgoto doméstico, como filtro biológico percolador, reator biológico de contato e biodiscos também começaram a ser gradualmente utilizados para tratamento de lixiviados. Em 1975, o método de adsorção por carvão ativado passou a ser utilizado com grande desempenho na remoção de DQO e cor. Posteriormente, de acordo com mudanças na legislação e no entendimento sobre o comportamento do lixiviado e também do seu tratamento, novas tecnologias foram aparecendo, na medida em que outras foram ganhando menos importância, até o surgimento das tecnologias de filtração por membranas em 1997.

Os insucessos obtidos no Brasil e no mundo todo apontam para a necessidade de se repensarem as estratégias até agora adotadas, buscando processos adequados para o tratamento do lixiviado e que possam ser aplicados dentro da realidade brasileira (POVINELLI & ALÉM SOBRINHO, PROSAB 2009). Considerando os problemas no tratamento por processos biológicos e físico-químicos convencionais, é necessária a

busca de alternativas de tratamentos eficientes dentro de um padrão de sustentabilidade técnica e econômica.

RENOU *et al* (2008) classificam os tipos de tratamento de lixiviados em três grande grupos: i) transferência de lixiviado: recirculação e tratamento combinado com esgoto doméstico; ii) biodegradação: processos aeróbios e anaeróbios; e iii) métodos físico-químicos: oxidação química, adsorção, precipitação química, coagulação/floculação, sedimentação/flotação e *stripping* de amônia.

No presente trabalho, serão descritas e caracterizadas algumas tecnologias de tratamento de lixiviado atualmente aplicadas em todo o mundo, divididas em duas grande classes: 1) tecnologias tradicionais: físico-químicas e biológicas e; 2) técnicas alternativas: tratamento combinado com esgoto domésticos e evaporação.

Segundo QASIM & CHIANG (1994), o tratamento biológico deve apresentar bom desempenho para lixiviados com relação DBO/DQO > 0,5 e resultados razoáveis para lixiviados com relação DBO/DQO entre 0,1 e 0,5. As tecnologias de osmose reversa e carvão ativado podem oferecer excelente desempenho para lixiviado com estabilização média a estabilização elevada (DBO/DQO < 0,5). Já os processos de precipitação química e oxidação química não apresentam excelentes desempenhos, mas podem ser razoáveis para lixiviados com estabilização média (0,1 < DBO/DQO < 0,5) ou podem ser utilizados combinados com outros processos.

As técnicas físico-químicas e biológicas podem ser utilizadas de maneira combinada, de forma a alcançar maiores eficiências e/ou remoção de poluentes específicos. BORGHI *et al* (2003) comentam que a combinação desses métodos têm sido utilizada para o tratamento de lixiviados de aterros sanitários, em função do seu elevado teor de poluentes refratários e tóxicos. Porém, os autores ainda comentam que esses métodos são reconhecidos como sendo pouco efetivos e com elevados custos de implantação e operação.

Na Coréia, para o tratamento de 3.500 a 5.000 m^3 de lixiviado gerados por dia no aterro sanitário de Sudokwon, a tecnologia utilizada segundo WON *et al* (2007), combina

processo biológico de nitrificação/desnitrificação com coagulação química e processo de oxidação avançada com reagente de fenton, garantindo bom desempenho das unidades. As eficiências médias de remoção de DQO, N-Total e N-amoniacal são de respectivamente, 97%, 90% e 99%. Na China, a combinação de processos biológicos com físico-químicos também pode ser observada no estudo realizado por WANG *et al* (2009), que combinou processo de coagulação com oxidação utilizando reativo de fenton e processo biológico de filtro aerado. A tecnologia com excelente desempenho, segundo os autores, apresentou custo baixo de operação, de US$ 0,60 por tonelada de efluente tratado.

Os trabalhos apresentados na literatura ressaltam o grande empenho dos pesquisadores, tanto dos mais atuais como dos mais antigos, em estudar principalmente as técnicas convencionais de tratamento de lixiviados de aterro sanitário. À essas tecnologias são incorporadas outras com o objetivo sempre de um melhor desempenho das unidades em remover matéria orgânica recalcitrante, compostos nitrogenados e ainda metais pesados, nem sempre acompanhadas da avaliação técnica e econômica.

Deve-se ressaltar que o Brasil é um país em desenvolvimento e novas tecnologias mais aplicáveis à essas condições devem ser estudadas. Isso não significa que o país não deva dar importância aos processos biológicos e/ou físico-químicos mais avançados com custo elevado e operação complexa. Pelo contrário, os grandes centros urbanos devem investir cada vez mais em tecnologias mais avançadas com melhores desempenhos, visto as suas dificuldades em utilização de grandes áreas para esse fim, condições ambientais já largamente comprometidas, capacidade de tráfego de veículos colapsada para transporte de lixiviados, dentre outros fatores. Já as tecnologias alternativas devem ser vistas principalmente, para aplicação em municípios de menor porte, com maior dificuldade financeira. Essas condições condizem com a realidade de aproximadamente 80% dos municípios brasileiros que possuem menos de 30.000 habitantes.

É importante se ter em mente, que unidades complexas de tratamento de lixiviado podem ficar com o tempo desativadas, em função da dificuldade financeira e operacional dos municípios em mantê-las em funcionamento. Haja vista, as muitas usinas de compostagem/reciclagem implantadas no país, que segundo IBAM 2001, estão hoje

paralisadas e sucateadas. E ainda, as poucas usinas de incineração existentes, em geral, não atendem aos requisitos mínimos ambientais da legislação brasileira.

Ainda, segundo QASIM & CHIANG (1994), a maioria das instalações de tratamento de lixiviado são projetadas para serem mantidas em operação por um período de tempo acima da expectativa de vida útil do aterro (acima de 30 anos). Durante esse período de tempo tão prolongado, a qualidade do lixiviado irá se alterar, novas tecnologias podem surgir, novas legislações podem ser estabelecidas, novas regulamentações podem ser questionadas e fatores econômicos podem se modificar.

3.4.1 - Tratamento Físico-Químico

Os processos físico-químicos podem apresentar elevada eficiência de remoção de matéria orgânica no tratamento de lixiviado, mas normalmente apresentam alto grau de complexidade operacional, elevados custos de implantação e operação e produção elevada de lodo químico, implicando na complexidade de tratamento da fase sólida.

Segundo estudos realizados por CHIANG, PATEL e Associados, descritos em QASIM & CHIANG (1994) as técnicas de tratamento físico-químico apresentam custos de operação anual bastante elevados em relação às tecnologias biológicas. Para o tratamento físico-químico os custos anuais de operação para uma vazão de 380 L/min , variam de US$ 30.000 a 90.000, enquanto para a mesma vazão, no caso do tratamento biológico os custos anuais estão entre US$ 20.000 e 60.000. Por fim, o custo total (implantação e operação) para a vazão de 380 L/min para processos físico-químicos varia de US$ 0,22 a US$ 0,65 por m^3 de lixiviado tratado e para processos biológicos, este intervalo fica entre US$ 0,25 a US$ 0,61 por m^3 de lixiviado tratado. No caso dos processos físico-químicos, o valor mais baixo corresponde ao *stripping* de amônia e o valor mais elevado corresponde ao processo de osmose reversa. Em se tratando de processos biológicos, o valor mais baixo é equivalente à lagoa de estabilização e o valor mais elevado, ao processo de lodo ativado.

Segundo KURNIAWAN *et al* (2005), as principais técnicas de tratamento físico-químico utilizadas são: processos de coagulação/floculação, precipitação química, adsorção, filtração, separação com membranas (osmose reversa, nanofiltração, microfiltração e

ultrafiltração), *air stripping* e processos de evaporação natural e forçada. Neste trabalho, a evaporação será tratada como processo alternativo de tratamento de lixiviados de aterros sanitários.

Segundo LANGE *et al* (2006), os sistemas físico-químicos mais utilizados no Brasil – coagulação/floculação, filtração e precipitação química – não têm apresentado boa remoção dos poluentes encontrados nos lixiviados.

Coagulação/Floculação

Os mecanismos de coagulação e floculação condicionam as impurezas que se encontram em suspensão e em estado coloidal na massa líquida para que sejam removidas por processos de tratamentos físicos subseqüentes: sedimentação, flotação e filtração (FIGUEIREDO, 2009).

O processo de coagulação consiste na neutralização da carga superficial das partículas presentes no efluente, em função da adição de produtos químicos coagulantes, como por exemplo o sulfato de alumínio, que segundo AMORIM *et al* (PROSAB, 2009), tem sido o coagulante mais utilizado no tratamento de lixiviados. A floculação se inicia com as cargas superficiais neutralizadas e o efluente em repouso e/ou agitação suave, facilitando a aglutinação das partículas por adsorção.

MORAIS (2005), apresenta alguns estudos desenvolvidos com a tecnologia de coagulação/floculação para tratamento de lixiviados de aterros sanitários, conforme podem ser observados de maneira resumida, na Tabela 3.6

Tabela 3.6 – Tratamento por coagulação/floculação empregado para lixiviados

Item	Referência	Coagulante	Remoção DQO (%)	Observações
01	Loukidou *et al*., 1992	$Ca(OH)_2$ + $FeSO_4$	39	Lixiviado estabilizado. Influência de diferentes coagulantes
02	Amokrane *et al*., 1997	$FeCl_3$ ou Al_2SO_4	40-50	Lixiviado estabilizado. Influência: pH, dose de coagulante, polímero, adição de H_2O_2
03	Welander *et al.,* 1998	$FeCl_3$ +Al_2 SO_4	53	Lixiviado estabilizado. Oxidação O_3 e Fenton. Biodegradação e adsorção
04	Yoon *et al*., 1998	$FeCl_3$	38-48 (COT)	Lixiviado estabilizado. Diferentes frações do aterro. Reagente de Fenton
05	Wang *et al*., 2000	$FeSO_4$	70	Lixiviado jovem. Precipitação, oxidação biológica e Fenton
06	Yoo *et al*., 2001	$FeSO_4$	39	Lixiviado estabilizado. Reagente Fenton com recirculação de lodo
07	Tatsi *et. al*., 2003	$FeCl_3$ +Al_2SO_4	75	Lixiviado estabilizado. Eficiência de diferentes coagulantes com e sem adição de polieletrólitos
08	Wang, *et. al*., 2003	$FeCl_3 \cdot 6H_2O$	24	Lixiviado estabilizado. Eficácia de processo de foto-oxidação
09	Bila *et al.,* 2004	$FeCl_3$ e Al_2SO_4	43-40	Lixiviado estabilizado proveniente do aterro sanitário de Gramacho/RJ

Fonte: Morais (2005)

Observa-se que as eficiências de remoção de DQO são baixas e podem atingir valores mais elevados quando da utilização de tecnologias combinadas com outros processos. Segundo MORAIS (2005), de maneira geral, os trabalhos apresentados não informam dados quanto à geração de lodo, velocidade de sedimentação, custos e concentração de sólidos.

Estudos desenvolvidos na Eslovênia, por ZGAJNAR-GOTVAJN *et al* (2007) concluíram que a eficiência do tratamento de coagulação-floculação não foi alta o suficiente para ser aceita como método único de tratamento de lixiviado do Aterro Sanitário de Tannery, naquele país. Com a utilização de sulfato de alumínio, a remoção média de DQO

alcançada foi de aproximadamente 25%, acompanhada de uma pequena redução na toxicidade. Já com a utilização do cloreto férrico, a remoção média de DQO também foi de 25%, porém alcançou-se uma redução de 50% de toxicidade.

Precipitação Química

Os processos de precipitação química são utilizados para remoção de compostos orgânicos não-biodegradáveis, nitrogênio amoniacal e metais pesados. Para remoção de amônia são mais utilizados os íons fosfato e magnésio e a precipitação de amônia é alcançada na forma de fosfato de amônio e magnésio ou estruvita (também conhecido como PAM). Já o hidróxido de cálcio ou cal hidratada são mais utilizados para remoção de metais pesados.

A utilização do hidróxido de cálcio ou cal hidratada para precipitação química apresenta mais baixo custo operacional em relação aos demais produtos químicos utilizados no tratamento de efluentes, tais como sulfato de alumínio, cloreto férrico, sulfato de magnésio, entre outros. Ainda, o hidróxido de cálcio apresenta maior disponibilidade em muitos países e não contribui para o aumento da salinidade como no caso de outros sais utilizados. Porém, a grande desvantagem da utilização do produto é a maior geração de lodo e o conseqüente aumento no custo de sua disposição, além de aumentar o pH e a dureza do efluente.

LIX *et al* (1999) estudaram o tratamento do lixiviado do aterro sanitário de Hong Kong e alcançaram remoção de 98% de nitrogênio amoniacal após 15 minutos de reação, utilizando a precipitação de amônia na forma de fosfato de amônio e magnésio hexahidratado. Segundo os pesquisadores, este processo apresenta além da simplicidade operacional, alta capacidade de remoção de nitrogênio amoniacal e pode ser utilizado também para remoção de compostos recalcitrantes e metais pesados. Porém, como desvantagem, se destaca o alto consumo de sais, acarretando um alto custo operacional.

Na Universidade Católica de Campinas, MASSAI *et al* (2007), estudaram um método de tratamento de lixiviado de aterro sanitário, por precipitação química, sem a utilização de coagulantes convencionais, através do tratamento com hidróxido de sódio (NaOH) em

escamas de álcool etílico (C_2H_5OH). Segundo os pesquisadores, o NaOH possui ação bactericida, saponificante de lipídios, solubilizante de proteínas e precipitante de metais pesados, enquanto o C_2H_5OH ainda diminui a solubilidade de muitos compostos inorgânicos. Os estudos foram realizados em ensaios de *Jar Test*, apresentando bons resultados para remoção de metais e redução de cor, turbidez e contaminação por bactérias com eficiência acima de 95%. Ainda segundo MASSAI *et al* (2007), o efluente produzido pelo tratamento de NaOH/álcool, após ter seu pH reduzido para 7,0 estaria apto a ser submetido a um tratamento biológico com produção de efluente clarificado e com baixa carga orgânica.

No Brasil, estudos em escala piloto para tratamento de lixiviado por precipitação química, foram conduzidos no âmbito do PROSAB, edital V, tema 3, nos anos de 2007 e 2008, por LANGE *et al* (UFMG), AMORIM *et al* (UnB) e JUCÁ *et al* (UFPE). Todos os pesquisadores citados concluíram que a tecnologia não é economicamente aplicável ou que o desempenho é insatisfatório para DBO e DQO ou ainda que a formação elevada de sais pode inibir o crescimento microbiano nas unidades biológicas subseqüentes.

LANGE *et al* (PROSAB, 2009) chegaram a valores de custo operacional muito elevados (R$ 1.275,98/m^3 de lixiviado tratado) para uma remoção média de DQO e amônia, em torno de 26% e 99%, respectivamente. AMORIM *et al* (PROSAB, 2009) não apresentaram custos de operação e mencionaram somente a eficiência de remoção de amônia e concentração média efluente do mesmo parâmetro: 97% e 47 mg/L, respectivamente. Já JUCÁ *et al* (PROSAB, 2009), demonstraram a viabilidade da aplicação do hidróxido de cálcio na concentração de 15 g/L para remoção de cor, turbidez, fósforo, cloretos e metais pesados, porém remoções significativas de DBO e DQO não puderam ser observada em seus estudos.

Processos Oxidativos Avançados

Os Processos Oxidativos Avançados - POA envolvem a geração de radicais hidroxila (OH^-), altamente reativos que têm a capacidade de oxidar compostos orgânicos complexos a moléculas simples, ou até mesmo mineralizá-las. Nos POA, vários reagentes podem ser utilizados como o peróxido de hidrogênio, o reagente de fenton, o óxido de

titânio, dentre outros e ainda é necessária a adição de ativadores tais como sais de ferro, ozônio e/ou luz ultravioleta para produzir a alta taxa de radicais requerida.

O reagente de fenton é um mistura de peróxido de hidrogênio e um oxidante eficiente. Dentre os fatores que podem afetar o processo oxidativo destacam-se a dosagem de reagentes, sendo importante a relação entre a dosagem de oxidante e catalisador, tipo de catalisador, o tempo de reação, o pH do meio e a temperatura (AMORIM *et al* (PROSAB, 2009)).

Estudos de viabilidade técnica de tratamento do lixiviado do aterro sanitário de Belo Horizonte foram conduzidos por LANGE *et al* (2006), em ensaios de Processo Oxidativo Avançado, empregando reagente de fenton. Os resultados dos ensaios de bancada demonstraram eficiência média de remoção de DQO de 61%, e acima de 46%. Os pesquisadores afirmam que estes resultados sugerem que não haverá comprometimento ao transpor este tratamento para uma escala real, e que este processo poderá ser realizado como tratamento preliminar. Neste estudo, para a instalação de um equipamento com capacidade para tratamento de 10.000 L/dia seria necessário um investimento estimando da ordem de R$60.000,00. Para operação, seria necessário um investimento mensal de aproximadamente R$ 3.300,00 com o custo fixo e R$ 0,023/L de lixiviado tratado.

No âmbito do PROSAB, edital V, tema 03, LANGE *et al* (PROSAB, 2009) conduziram na UFMG, pesquisa de tratamento físico-químico do lixiviado do Aterro Sanitário da Central de Tratamento de Resíduos Sólidos (CTRS) da cidade de Belo Horizonte/MG utilizando diferentes processos em paralelo, dentre eles, o POA empregando reagente de fenton. Dentre as opções estudadas, nenhuma apresentou remoção satisfatória de amônia e a que apresentou melhor remoção de DQO foi o processo com reagente de fenton, com remoção média de 80% e ainda elevação da relação DBO/DQO do efluente final de 0,04 para 0,13. Porém este, como já era de se esperar, gerou uma quantidade elevada de lodo, em torno de 20% do volume de líquido a ser tratado.

Os POA podem também ser utilizados como alternativas viáveis como pré ou pós tratamento de processos biológicos, no sentido de aumentar a biodegradabilidade do

lixiviado. Neste caso, são indicados para aterros com estações de tratamento de lixiviado já em operação, mas que não apresentam bons resultados ou ainda para aterros cujo lixiviado passou a apresentar mais baixa biodegradabilidade em função do elevado tempo de operação do mesmo. Por fim, os POA podem ser utilizados com o objetivo de minimizar as dimensões das unidades de tratamento ou quando é necessário aumentar a vazão de lixiviado a ser tratado.

Dessa forma, outros estudos utilizando os processos oxidativos avançados - POA serão mencionados no item “Tratamento Biológico”, já que nestes casos, se apresentam como pré ou pós-tratamento dessas unidades.

Adsorção

No fenômeno de adsorção, uma substância é transferida da fase líquida para a fase sólida permanecendo ligada por interações químicas ou físicas. Para a fixação de átomos, moléculas ou íons do líquido na superfície de um sólido é necessária a utilização de materiais porosos com grande área superficial específica e que sejam adsorventes fortes.

A adsorção está relacionada à área disponível do adsorvente, à relação entre a massa do adsorvido e massa do adsorvente, pH, temperatura, forças iônicas e natureza química do adsorvente e do adsorvido. Esta adsorção pode ser reversível ou irreversível, acarretando na possibilidade de recuperação do adsorvente ou não.

Diversos materiais têm sido testados como adsorventes, tais como zeólitas, vermiculites, caolinite, alumina ativada e carvão ativado. Este último, devido à sua grande área superficial, estrutura dos microporos e alta capacidade de adsorção e reatividade, vem sendo mais empregados na remoção de poluentes orgânicos e inorgânicos dos lixiviados nas formas de carvão ativado granular (CAG) e carvão ativado em pó (CAP).

Pesquisadores da Eslovênia (ZGAJNAR-GOTVAJN *et al*, 2009) estudaram a possibilidade de aumentar o desempenho da planta de tratamento de lixiviado de um aterro sanitário municipal, que apresentava lixiviado com relação DBO/DQO abaixo de 0,1, com a inclusão de um etapa de adsorção por carvão ativado em pó, ou zeólitas. A planta inicial utilizava a tecnologia de Reatores em Batelada (SBR – *Sequential Batch Reactor*) e as

unidades de pós-tratamento (adsorção) foram avaliadas em escala de laboratório. O sistema de SBR apresentou eficiência média de remoção de DQO de 66% e de amônia, de 84%, porém o efluente apresentou concentrações médias acima dos limites estabelecidos pela legislação local para lançamento de efluentes (DQO < 300 mg/L e amônia < 50 mg/L). Assim, a utilização de carvão ativado como pós-tratamento do sistema de SBR permitiu elevar a eficiência de remoção de DQO para quase 90%, porém em relação a amônia, ocorreu um ganho desprezível de desempenho. No caso das zeólitas o ganho maior foi exatamente em relação ao desempenho de remoção de amônia. Ainda, ambos os processos apresentaram eficiências de remoção de metais pesados satisfatórias, variando de 46% a 76% para Al, Cr, Cu, Fe, Zn, Ni e Mn.

Separação por Membranas

O processo de separação por membranas é bastante similar ao processo de filtração convencional, porém os poros das membranas são bastante inferiores aos espaços vazios da filtração convencional. Nos diversos processos de separação por membranas (microfiltração, ultrafiltração, nanofiltração e osmose reversa), o que varia é basicamente o tamanho da partícula retida.

Segundo MORAIS (2005), os processos de separação por membrana, principalmente a osmose reversa, são amplamente utilizados em países da Europa, para tratamento de lixiviado de aterro sanitário. A nanofiltração vem ganhando mais espaço em função da sua alta capacidade de remoção de DQO. Porém, os processos de separação por membranas, apesar de apresentarem maior eficiência na categoria de tratamento físico-químico, ainda são bastante onerosos. O alto custo desta tecnologia está associado principalmente ao alto consumo de energia para aplicação de alta pressão. Há ainda que se levar em consideração, o problema de entupimento dos poros do meio filtrante, que ocorre com freqüência no tratamento de lixiviado, e a disposição do concentrado gerado.

Alguns pesquisadores alcançaram eficiências elevadas na aplicação de sistemas com membranas, com remoção de DQO em torno de 90 a 95%, principalmente quando associados a outros processos (MORAIS, 2005).

SILVA *et al* (2004) alcançaram eficiências elevadas na remoção da DQO do lixiviado do aterro de Gramacho, para diversos tipos de membranas, sendo ainda observada a maior eficiência para membranas com menor porosidade. Já MARTTINEN *et al* (2002) alcançaram eficiência de remoção de 90% para DQO e 50% para nitrogênio amoniacal, empregando uma combinação entre pré-tratamento biológico e nanofiltração para lixiviados de aterros sanitários na Finlândia.

Air Stripping

O processo de *stripping* consiste na transferência de fases de um meio líquido para um meio gasoso. A tecnologia se baseia na remoção dos componentes mais voláteis de uma mistura líquida por meio de um gás que se faz passar pelo líquido e que entra em contato direto com ele. SOUTO (2009) sugere uma definição mais ampla: arraste com gás seria qualquer processo de transferência de massa em que a passagem de um determinado composto de uma fase líquida para uma fase gasosa seja acelerada forçando-se o contato do líquido com um gás que não contenha o composto que se deseja remover ou que, se o contiver, este esteja em concentrações suficientemente baixas para que o processo de transferência não seja significativamente prejudicado.

A remoção de poluentes por arraste com ar – *air stripping*, é umas das tecnologias mais utilizadas para a volatilização da amônia presente em abundância nos lixiviados de aterros sanitários. Porém, para este poluente especificamente, comumente se faz necessária a elevação do pH do meio para favorecer a transformação do íon amônio em amônia livre.

Segundo METCALF & EDDY (2003), o arraste de amônia pode promover a remoção de nitrogênio amoniacal entre 60% e 95%, não tendo qualquer efeito sobre as outras formas de nitrogênio e podendo permitir o controle da quantidade de amônia que se deseja remover.

Os sistemas de arraste podem ser divididos em dois grande grupos: i) os tanques de arraste, dotados de aeradores, onde o borbulhamento de ar difuso ou a ação de agitadores mecânicos aumenta a superfície de contato gás/líquido e com isso aumenta a

transferência de massa através dessa interface e; ii) as torres de arraste, onde o aumento da superfície de contato é conseguido, fazendo-se com que o líquido escorra na forma de um fino filme sobre a superfície de algum material de recheio, ao mesmo tempo em que se faz passar uma corrente de ar através desse recheio, normalmente em sentido contrário aos do escoamento do líquido.

O processo de volatilização de amônia, apesar de largamente aplicado, apresenta elevado custo de operação, devido ao alto consumo de energia elétrica e de produtos químicos utilizados para alcalinização do meio. O processo apresenta também a desvantagem de liberação de amônia para a atmosfera e a possibilidade de entupimento das tubulações por formação de carbonatos de cálcio, nos casos onde se utiliza a cal para elevação do pH. Porém, segundo ALVES *et al* (2000), *apud* SOUTO (2009), caso o arraste seja feito em equipamentos fechados, é possível recuperar os voláteis da fase gasosa.

Durante os experimentos do PROSAB, edital V, tema 3, estudos de *stripping* de amônia foram conduzidos por LEITE e colaboradores, na Universidade Estadual da Paraíba (UEPB), por GOMES *et al* (UNISINOS) e por JUCÁ *et al* (UFPE). Todos os pesquisadores desse grupo concluíram que as eficiências de remoção de amônia podem ser elevadas, dependendo do método, porém elevados custos são exercidos, em função das demandas de energia elétrica e produtos químicos. Ainda, concluíram que a aeração forçada é necessária, para se alcançar uma boa eficiência.

No estudo de viabilidade econômica, LEITE *et al* (PROSAB, 2009) avaliaram somente o custo da aeração (consumo de energia), enquanto JUCÁ *et al* (PROSAB, 2009) levaram em consideração somente o custo da cal.

Segundo os estudos de LEITE *et al* (PROSAB, 2009), o sistema de torres de recheio é inviável do ponto de vista econômico, tendo alcançado custos de operação entre R$ 74,90 a R$ 152,80 por m^3 de lixiviado tratado, para eficiências de remoção de amônia bastante elevadas, entre 84% e 93%. No caso do estudo com reatores de fluxo pistonado (lagoas em série), o custo de operação transferido para escala real estaria em torno de R$ 35,00 por dia para o aterro sanitário de João Pessoa e poderia atingir até 96% de eficiência de

remoção de amônia. Vale lembrar que estes experimentos foram conduzidos no nordeste do país (Paraíba) onde as temperaturas são bastante elevadas, favorecendo o arraste de amônia.

GOMES *et al* (PROSAB, 2009) alcançaram eficiências muito baixas de remoção de amônia para unidades sem aeração e desempenho satisfatório para unidades com aeração (7% a 73%).

Experimentos semelhantes foram conduzidos por JUCÁ *et al* (PROSAB, 2009) que concluíram que sem aeração, o período para se alcançar um desempenho satisfatório (60% de remoção de amônia), seria muito elevado (24h), inviabilizando sua aplicação em escala real.

POVINELLI & SOUTO (2009) estudaram em escala de laboratório, a utilização de torres de recheio para remoção de amônia por arraste, do lixiviado do aterro de São Carlos. O objetivo do trabalho foi avaliar o efeito da injeção de ar e o efeito da elevação de pH sobre o processo. Os autores concluíram que as torres podem ser utilizadas com resultados satisfatórios e que a injeção de ar é decisiva no desempenho da tecnologia. Dessa forma, eles consideram que a taxa de fluxo de ar em relação à carga de amônia afluente é, provavelmente, o parâmetro mais importante no projeto de torres. Outra conclusão importante do trabalho é que a adição de cal pode não ser necessária. Isso implicaria em uma substancial redução dos custos da tecnologia e ainda na menor possibilidade de inibição por produtos químicos em unidades biológicas posteriores.

POVINELLI & SOUTO (2009), ao contrário de LEITE *et al* (2009) não apresentaram dados de custos de operação para as torres de recheio, confirmando somente a viabilidade técnica do processo; porém, indicam um sensível redução dos custos, no caso da não adição de cal.

Conclusões sobre os Processos Físico-Químicos

De uma maneira geral, os tratamentos físico-químicos de lixiviados de aterros sanitários utilizam elevadas dosagens e portanto acarretam altos custos operacionais e apresentam baixas eficiências de remoção de nitrogênio amoniacal, matéria orgânica recalcitrante e

metais pesados. As altas dosagens podem ser explicadas de acordo com estudo realizado por SOUTO (2009) que mostra que para o lixiviado do aterro sanitário de São Carlos/SP, os coagulantes a base de ferro e alumínio apresentam uma concentração efetivamente atuante de apenas 4% da dosagem aplicada.

A baixa remoção de poluentes, característica dos processos físico-químicos, acarreta na necessidade de utilização de pós tratamento, usualmente biológico, para acondicionar o efluente final aos parâmetros estabelecidos pela legislação, no que diz respeito à lançamento de efluentes em corpos d'água.

Nesses casos, o tratamento físico-químico deve preparar o efluente para um tratamento biológico, removendo ou diminuindo a carga de compostos tóxicos aos microrganismos e/ou aumentando a biodegradabilidade do efluente. Porém, segundo MORAIS (2005), em geral esses processos pouco contribuem com o aumento da biodegradabilidade e por outro lado, alguns processos até aumentam a carga de compostos químicos, como é o caso da coagulação/floculação

Ainda há que se levar em consideração que no tratamento físico-químico, as substâncias potencialmente poluidoras não são degradadas, mas apenas transferidas para outras fases. Assim, a disposição dessas novas fases eleva o custo de operação e ainda promove impacto ambiental relevante.

3.4.2 - Tratamento Biológico

O tratamento biológico de águas residuárias pode alcançar excelentes resultados de remoção de matéria orgânica, desde que estas possuam biodegradabilidade adequada, como no caso do esgoto doméstico, que apresenta normalmente uma relação DBO/DQO > 0,5. Ainda, a relação C:N:P deve ser equilibrada em função do tipo de tratamento biológico utilizado.

Para essas tecnologias, poluentes específicos em altas concentrações, como por exemplo cloretos e amônia, podem ser tóxicos aos microrganismos decompositores, reduzindo a eficiência do tratamento.

Assim, os processo biológicos são mais efetivos para o tratamento do lixiviado jovem, pois contêm concentrações significativas de ácidos voláteis e portanto possuem maior biodegradabilidade, sendo os mais empregados, talvez em função do alto conhecimento dessas tecnologias para tratamento de esgotos domésticos. RENOU *et al* (2008) sugerem que os processos biológicos devem ser utilizados para o tratamento de lixiviados com relação DBO/DQO, acima de 0,5.

Todavia, geralmente ocorrem dificuldades ao se utilizar tratamentos biológicos para lixiviado por causa da vazão e carga orgânica muito variáveis, necessidade de uma grande área para implantação, baixa eficiência para lixiviado estabilizado ou pouco biodegradável, e muitas vezes o efluente não se enquadra nos padrões estabelecidos pela legislação (SILVA, *et al*, 2000).

Segundo WISZNIOWSKI (2006), os principais processos biológicos (lodo ativado e filtro biológico) são bastante conhecidos e são aplicados com sucesso para tratamento de águas residuárias domésticas. Entretanto, para efluentes industriais e lixiviados, as tecnologias requerem algumas modificações. Dependendo da qualidade do efluente e dos padrões ambientais a serem alcançados, diferentes parâmetros de projeto e/ou de operação devem ser considerados.

RENOU *et al* (2005) afirmam que os processos biológicos aeróbios, baseados em crescimento de biomassa suspensa, como lagoa aerada, lodo ativado convencional e reatores seqüenciais em batelada vêm sendo amplamente estudados e adaptados para tratamento de lixiviados. Já os sistemas de biomassa aderida atraíram mais interesse, recentemente, como é o caso dos processos MBBR – Reator Biológico de Leito Móvel e biofiltros.

As tecnologias biológicas para tratamento de lixiviados são normalmente combinadas para se garantir uma maior eficiência de remoção de poluentes e se alcançar os limites estabelecidos pela legislação ambiental. Dessa forma, nessa etapa, serão apresentadas as teorias de tratamento biológico e posteriormente, alguns exemplos de utilização dessas tecnologias combinadas, em várias partes do mundo, para tratamento de lixiviados de aterros sanitários.

Lodo Ativado

A tecnologia de lodo ativado é amplamente utilizada para tratamento de esgoto doméstico ou para co-tratamento de esgoto com lixiviado. Porém recentemente, verificou-se que o processo pode ser inadequado para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário bruto. Mesmo que o processo tenha se mostrado eficaz para remoção de matéria orgânica, nutrientes e amônia, as seguintes desvantagens levam à adoção de outras tecnologias: i) necessidade de maior tempo de aeração, em função da lenta e baixa capacidade de degradação; ii) alta demanda de energia e excesso de produção de lodo; iii) inibição microbiana devido ao elevado teor de amônia; e iv) baixa sedimentabilidade dos lodos ativados (RENOU *et al*, 2008). Segundo dados da WEF (1994), o processo de lodo ativado apresenta inibição com níveis de concentração de amônia afluente acima de 480 mg/L.

Segundo JORDÃO & PESSOA (2009), a tecnologia conhecida por Lodo Ativado, originada na Inglaterra em 1913, tem por conceito a íntima mistura entre os flocos de lodo ativado e o esgoto afluente, em tanques de aeração. O lodo ativado é o floco produzido num esgoto bruto ou decantado, pelo crescimento de bactérias zoogléias ou outros organismos, na presença de oxigênio dissolvido, e acumulado em concentração suficiente graças ao retorno de outros flocos previamente formados.

SBR – Reatores Sequenciais em Batelada

A tecnologia de Reatores Sequenciais em Batelada (na terminologia inglesa conhecidos como SBR – *Sequencing Batch Reactor*) se dá em um único tanque no qual o processo de lodo ativado é alcançado em fases seqüenciais de enchimento, aeração, sedimentação, retirada do efluente e repouso. Segundo JORDÃO & PESSOA (2009), como o esgoto chega continuamente à ETE, é necessário que existam pelo menos 02 tanques, de modo que enquanto um está na fase de enchimento, o outro encontra-se em alguma das outras fases de trabalho.

Vale lembrar que como as fases são sucessivas, é possível se dimensionar os tanques considerando uma fase anóxica para desnitrificação, ou até anaeróbia para remoção de fósforo.

O método então, se apresenta como um sistema ideal para processos de nitrificação/desnitrificação, uma vez que prevê um regime de operação compatível com a oxidação do carbono orgânico e nitrificação simultâneos e portanto se tornam mais aplicáveis ao tratamento de lixiviados de aterros sanitários, do que outros tratamentos biológicos.

O processo que combina câmara anóxica, anaeróbia e aeróbia, pode ser operado dentro da tecnologia SBR ou em unidades separadas. Assim, o nitrogênio e o fósforo são removidos juntamente com a DBO no processo completo. O nitrato é convertido em nitrogênio gasoso no reator anóxico; o fósforo é liberado nos reatores anóxico e anaeróbio e; a captura do fósforo liberado, a estabilização da DBO e a nitrificação da amônia ocorrem no reator aeróbio (QASIM & CHIANG, 1994)

Reator Biológico de Leito Móvel

O processo MBBR, conhecido pela terminologia inglesa "*Moving Bed Biofilm Reactor*" (Reator Biológico de Leito Móvel) é um sistema híbrido entre as tecnologias de biomassa aderida e suspensa. Segundo JORDÃO & PESSOA (2009), a tecnologia é recente e vem sendo empregada com êxito no tratamento de esgoto doméstico.

O método consiste em se introduzir um material suporte nos tanques de aeração dos processos de lodo ativado, ao qual aderem as colônias de microrganismos. O material suporte, que deve ter um área superficial específica elevada para garantir uma boa eficiência do processo, é mantido suspenso e em contínuo movimento dentro do tanque de aeração

Dentre as vantagens do MBBR em relação às tecnologias de biomassa suspensa, destacam-se as seguintes: i) maior concentração de biomassa; ii) mais baixa sensibilidade à compostos tóxicos; e iii) remoção de compostos orgânicos e amônia em

um processo único. Como principal desvantagem do processo, pode-se destacar a maior necessidade de oxigênio, acarretando assim, um maior consumo de energia.

Filtro Biológico

O filtro biológico percolador é um processo de biomassa aderida, onde um tanque é preenchido com material suporte (pedra britada ou material plástico) para permitir o crescimento da biomassa (biofilme), em conseqüência da percolação contínua do esgoto. Assim, a biomassa é responsável pela oxidação bioquímica da matéria orgânica presente no esgoto.

Dessa forma, JORDÃO & PESSOA (2009) afirmam que o nome dado à tecnologia não retrata o mecanismo do processo. Na verdade, a denominação é incorretamente empregada, pois o processo não realiza qualquer operação de peneiramento ou filtração. Através de processos bioquímicos, as substâncias coloidais e dissolvidas são transformadas em sólidos estáveis em forma de flocos facilmente sedimentáveis.

Lagoas de Estabilização

As lagoas de estabilização são sistemas de tratamento biológico em que a estabilização da matéria orgânica é realizada pela oxidação bacteriológica (oxidação aeróbia ou fermentação anaeróbia) e/ou redução fotossintética das algas. Essas tecnologias são conhecidas como processos de baixo custo, com elevado desempenho no tratamento de águas residuárias domésticas, principalmente em países em desenvolvimento.

De acordo com a forma predominante pela qual se dá a estabilização da matéria orgânica a ser tratada, as lagoas costumam ser classificadas em: anaeróbias, facultativas, aeradas, de maturação, ou de polimento. No presente trabalho, as lagoas facultativas, de maturação e aeradas serão mais amplamente discutidas e alguns parâmetros de dimensionamento serão abordados no caso de sua utilização para tratamento de esgoto doméstico, já que essas unidades são operadas na presente pesquisa para tratamento combinado de esgoto doméstico com lixiviado.

As lagoas anaeróbias são caracterizadas pela indisponibilidade de oxigênio dissolvido, imediatamente abaixo da superfície. Neste caso, o processo predominante de estabilização da matéria orgânica é a fermentação anaeróbia. Este tipo de lagoa, quando utilizada sozinha, não atinge padrões requeridos de lançamento de efluentes e assim, costuma ser projetada antecedendo a lagoa facultativa, caracterizando o processo denominado sistema australiano.

Nas lagoas facultativas, ocorrem simultaneamente, processos de fermentação anaeróbia, oxidação aeróbia e redução fotossintética. Ao longo do seu perfil longitudinal, formam-se três zonas específicas: i) zona anaeróbia, na parte mais profunda da lagoa, onde a penetração de oxigênio e de raios solares para produção de oxigênio não acontece; ii) zona aeróbia, na superfície da lagoa, onde o suprimento de oxigênio é alcançado através da produção pelas algas, durante o processo de fotossíntese e através da troca gasosa em equilíbrio dinâmico entre a atmosfera e a lâmina d'água; e iii) zona facultativa, na parte intermediária da lagoa, onde predomina a presença de diversos grupos de bactérias responsáveis pela estabilização da matéria orgânica, que possam sobreviver e proliferar, tanto na presença, como na ausência de oxigênio.

As lagoas facultativas são a variante mais simples dos sistemas de lagoas de estabilização. O processo é essencialmente natural e portanto, grandes áreas são requeridas, em função da necessidade de longos tempos de detenção para que as reações se completem. VON SPERLING (1996) e JORDÃO & PESSOA (2009) sugerem tempo de detenção hidráulica entre 15 e 45 dias para este tipo de lagoas de estabilização tratando esgoto doméstico. No caso do tratamento de lixiviado de aterro sanitário, QASIM & CHIANG (1994) sugerem um tempo de detenção hidráulica entre 10 e 30 dias e aplicação de uma carga orgânica entre 15 e 120 kg DBO/ha.dia para se alcançar eficiência de remoção de DBO entre 70% e 90%. Esta faixa de aplicação é muito menor do que a típica indicada para tratamento de esgoto doméstico, da ordem de 150 e 400 kg DBO/ha.dia

A naturalidade do processo ainda implica na baixa capacidade de absorver choques tóxicos em função de compostos específicos como é o caso da amônia em elevadas concentrações.

Quando o oxigênio é introduzido artificialmente nas lagoas, elas passam a ser denominadas lagoas aeradas, podendo ser aerada facultativa ou aerada de mistura completa (estritamente aeróbia).

A introdução artificial de ar nas lagoas aeradas de mistura completa serve, não só para garantir a oxigenação do meio, mas também para manter os sólidos em suspensão (biomassa) dispersos na massa líquida. Neste caso, o tempo de detenção hidráulica sugerida para o tratamento de águas residuárias domésticas, por VON SPERLING (1996) compreende o intervalo entre 2 e 4 dias. Segundo JORDÃO & PESSOA (2009), esse tempo de detenção acima de 4 dias não produz melhoras significativas nos resultados dos efluentes dessas lagoas e de acordo com METCALF & EDDY (2003), a faixa recomendada recentemente é de 3 a 6 dias.

O efluente das lagoas aeradas de mistura completa deve ainda passar por uma lagoa de sedimentação, já que contém elevados teores de sólidos em suspensão. Os tempos de detenção nas lagoas de sedimentação, são baixos, da ordem de 2 dias (VON SPERLING, 1996). JORDÃO & PESSOA (2009) acreditam que a sedimentação se processa bem em um tempo de detenção de 1 dia. Sendo assim, estes autores sugerem que de forma alguma esse tempo de detenção correspondente à sedimentação deva ultrapassar 2 dias, pois deseja-se reduzir a geração de algas nessas lagoas.

O tempo de detenção sugerido para as lagoas de sedimentação é suficiente para uma eficiente remoção de sólidos em suspensão produzidos na lagoa aerada, mas contribui muito pouco na remoção bioquímica adicional de DBO, em virtude da baixa concentração de biomassa em dispersão no meio líquido, já que a biomassa tende a se sedimentar.

QASIM & CHIANG (1994) afirmam que para pré-tratamento de lixiviado, as lagoas facultativas e aeradas oferecem um método relativamente econômico, anteriormente à sua disposição em sistemas municipais de esgotamento sanitário ou para reciclagem no próprio aterro

Para finalizar, as lagoas de maturação têm como principal objetivo, a remoção de patogênicos e não a remoção adicional de DBO. Assim, essas lagoas constituem-se

numa alternativa bastante econômica à desinfecção do efluente, em relação à métodos mais convencionais como por exemplo, a cloração.

O bom desempenho da lagoa de maturação no processo de desinfecção é alcançado em função da sua baixa profundidade em relação às demais lagoas (entre 0,6 m e 1,0 m, segundo JORDÃO & PESSOA, 2009). Essa baixa profundidade, garante uma maior penetração da radiação solar, elevação do pH e elevação da concentração de oxigênio no meio líquido, sendo esses, os mecanismos que contribuem fortemente para o decaimento dos organismos patogênicos. Os raios UV, da radiação solar inativam os microrganismos patogênicos, bem como o pH elevado (acima de 8,5) favorece a mortandade dos mesmos. A elevação da concentração de OD favorece uma comunidade aeróbia mais eficiente na competição por alimento, auxiliando na eliminação de patogênicos.

VON SPERLING (1996) sugere um tempo de detenção mínimo de 3 dias para as lagoas de maturação e JORDÃO & PESSOA (2009) sugerem que o volume dimensionado seja dividido em lagoas múltiplas, dispostas em série e ainda, que o tempo de detenção considerado ótimo deva ser de 7 dias.

Reatores UASB – Up Flow Anaerobic Sludge Blanket

A utilização dos reatores UASB para tratamento de esgoto doméstico, atualmente encontra-se em grande expansão no Brasil e em outros países em desenvolvimento, como é o caso da Colômbia, da Índia e mais recentemente de países do Oriente Médio e da África (CHERNICHARO, 2007).

O processo consiste na passagem do esgoto de maneira ascendente, por uma manta de lodo, onde parte da matéria orgânica permanece, iniciando o processo de digestão anaeróbia. O contínuo fluxo ascendente permite o esgoto em tratamento encontrar o separador trifásico, na chamada zona de sedimentação, no topo da unidade. Este, tem por função, favorecer a sedimentação dos sólidos carreados pelo movimento ascendente das bolhas de gás gerado, no leito de lodo; encaminhar o biogás gerado pela digestão anaeróbia, para a parte superior do módulo; e encaminhar o líquido tratado para a parte

externa do equipamento, através de vertedores instalados na sua parte periférica e superficial.

Este processo, por ser anaeróbio possui mais baixo desempenho em relação às tecnologias aeróbias descritas anteriormente (eficiência de remoção de DQO e DBO da ordem de 65% a 75%, segundo CHERNICHARO, 2007), requerendo necessariamente um pós-tratamento para polimento do seu efluente e seu enquadramento aos padrões estabelecidos pela legislação ambiental. Porém como vantagens, a tecnologia apresenta, dentre outras, as seguintes: sistema compacto, com baixa demanda de área; baixo custo de implantação e operação; baixa produção de lodo e; baixo consumo de energia.

Segundo CHERNICHARO (2007), os reatores UASB possuem baixa capacidade em tolerar cargas tóxicas e são capazes de suportar altas taxas de carga orgânica, por isso a sua ampla utilização para tratamento de efluentes industriais.

Wetlands

As *wetlands* construídas simulam sistemas naturais formados por leitos de plantas aquáticas, que promovem a absorção de nutrientes e facilitam a degradação de material orgânico por microrganismos do solo e aderidos às raízes. Segundo MANNARINO (2006), dentre os tipos de vegetação a serem utilizados nesses sistemas, destaca-se a taboa (*typha sp*.) pela formação de sua estrutura interna a partir de tecidos com espaços vazios que permitem o transporte de oxigênio da atmosfera para as folhas, raízes e caules. Ainda, parte do oxigênio pode escapar do sistema radicular, criando condições para decomposição aeróbia da matéria orgânica e para o crescimento de bactérias nitrificantes, em torno da região onde solo e raízes entram em contato, denominada rizosfera.

Segundo WOJCIECHOWSKA *et al* (2009) as *Wetlands* construídas são alternativas viáveis para o tratamento de lixiviado, com potencial para remoção não somente de nitrogênio e DQO, como também de metais pesados, com menores custos de operação e implantação e maior simplicidade operacional. De acordo com os autores, a tecnologia ganhou popularidade na Polônia para tratamento de esgoto sanitário, mas para tratamento de lixiviados, a tecnologia ainda está em fase de desenvolvimento, já que esta

é uma alternativa adequada principalmente para aterros localizados em áreas rurais.Cabe ressaltar que uma grande desvantagem da tecnologia é a elevada demanda de área.

Assim, as tecnologias apresentadas para o tratamento biológico de lixiviados de aterros sanitários, apresentam distintas características e devem ser avaliadas em função de vários parâmetros, tais como custos, tipo de operação, demanda de área e energia elétrica e principalmente à carga afluente de DBO, DQO, amônia e metais pesados.

Segundo QASIM & CHIANG (1994), um afluente com até 10.000 mg/L de DBO é efetivamente estabilizado em uma unidade de lodo ativado; já as tecnologias de lagoa aerada, filtro biológico percolador e rotor biológico de contato (biodiscos) alcançam boa estabilização para afluente com até no máximo 5.000 mg/L de DBO e; no caso das lagoas facultativas o afluente deve apresentar no máximo uma concentração de DBO de 1.000 mg/L.

3.4.3 - Tratamento Biológico – Exemplos de utilização

Segundo RONBINSON *et al* (2009), a estação de tratamento de lixiviado do aterro sanitário de Arpley, em operação desde 2001, é considerada a maior do Reino Unido e atualmente trata cerca de 450 m^3 de lixiviado por dia. Segundo acordo com a agência ambiental local, o lixiviado tratado deveria apresentar efluente com concentração média de DBO, SST e nitrogênio amoniacal de 30 mg/L, 45 mg/L e 15 mg/L, respectivamente. A tecnologia utilizada é composta por três unidades de SBR, com dosagem de nutrientes em cada um, seguidos por um sistema de flotação por ar dissolvido (FAD) para garantir a clarificação do efluente. Para alcançar o desempenho imposto pela agência ambiental local para lançamento no Rio Mersey, o efluente da flotação ainda é polido através da passagem por um leito de plantas aquáticas. Segundo os pesquisadores, em 7 anos de operação, a ETE apresenta excelente desempenho, com concentração de DBO raramente excedendo 10 mg/L e com concentração de N-amoniacal sempre menor do que 15 mg/L, alcançando consistentemente os severos padrões de lançamento estabelecidos pela legislação local.

Pesquisadores e consultores da Nova Zelândia, do Reino Unido e da Malásia (KORTEGAST *et al*, 2009) realizaram um criterioso e detalhado projeto para a estação de

tratamento de lixiviados do Aterro Sanitário Bukit Tagar perto de Kuala Lampur, na Malásia. Em abril de 2006, foi colocada em operação a estação composta por lagoas aeradas funcionando como SBR, seguidas por unidades FAD para remoção adicional de sólidos suspensos e alguma DQO coloidal. O efluente das unidades de FAD é então encaminhado a um polimento através da passagem por leitos de plantação de cana. Após o tratamento completo, o efluente com excelente qualidade (DBO = 16 mg/L, COT = 60 mg/L e N-amoniacal = 0,9 mg/L) é encaminhado para irrigação de uma plantação de óleo de palma. O efluente final da estação somente não apresenta baixa concentração de DQO (acima de 400 mg/L), porém a eficiência do tratamento para este parâmetro é satisfatória, considerando a sua concentração média no lixiviado bruto bastante elevada (em torno de 10.000 mg/L).

Na Grécia, os pesquisadores LOLOS *et al* (2009) avaliaram a eficiência da estação de tratamento de lixiviado do aterro de Marathounda, construído em 2004, na ilha de Chipre, situada no mar Egeu. O sistema utilizado para o tratamento é composto por tratamento primário sob a tecnologia de flotação por ar dissolvido, seguida de unidades secundárias de reator seqüencial em batelada e seguidas ainda por filtração terciária de areia e posteriormente unidades de adsorção por carvão ativado. A ETE, que ainda recebe esgoto doméstico e efluente industrial apresenta concentrações efluentes de DBO, nitrogênio total e fósforo total, abaixo de 10 mg/L.

De acordo com monitoramento realizado por YANG *et al* (2008) na estação de tratamento de lixiviado do aterro sanitário Datian Shan, localizado na China, os parâmetros DQO e N-amoniacal no efluente encontram-se sistematicamente abaixo dos limites permissíveis pela legislação chinesa (DQO < 300 mg/L e N-amoniacal < 25 mg/L). Os autores indicam que o tratamento baseado em um tipo de SBR, denominado *SAA-Reactor* (bio-reator aeróbio e anaeróbio simultaneamente), forneceu efluente com concentração média de DQO e N-amoniacal de 131 mg/L e 7 mg/L.

Segundo ROBINSON *et al* (2007), o lixiviado produzido no aterro de resíduos perigosos de Vissershock, perto da Cidade do Cabo, foi transportado através de caminhão tanque, durante muitos anos, por distâncias consideráveis, para uma das maiores estações de tratamento de esgotos da Cidade do Cabo, para receber tratamento combinado com o

esgoto doméstico. Devido aos elevados custos de transporte do lixiviado e ao desejo de se ter uma gestão local dos resíduos sólidos no aterro, passou a ser considerada a possibilidade da implantação de uma estação de tratamento de lixiviado no próprio aterro.

Assim, de forma a atender aos padrões exigidos pela legislação local para lançamento de efluentes em corpos d'água, uma combinação entre SBR, micro filtração por membranas e osmose reversa foi avaliada em escala de laboratório, para tratamento do lixiviado com DQO acima de 10.000 mg/L e nitrogênio amoniacal apresentando valores entre 1.500 mg/L e 2.500 mg/L. Após o tratamento biológico, os valores de DQO e nitrogênio amoniacal foram reduzidos à concentrações médias de 1.700 mg/L e 50 mg/L, respectivamente e o efluente do processo de osmose reversa apresentou concentração média de SST menor que 150 mg/L.

O lixiviado tratado do aterro sanitário de Efford, em New Forest, no Reino Unido, era descartado no sistema público de esgotamento sanitários até meados de 2003, quando nova estação de tratamento de lixiviado foi implantada, com capacidade de tratamento de até 150 m^3/dia. Assim, a atual estação de tratamento que consiste na tecnologia SBR, seguida de um sistema de polimento de efluente composto por leitos com plantação de cana comum (*wetlands*), apresenta elevado desempenho em relação à remoção de poluentes: DQO = 69%, DBO = 96% e N-amoniacal = 100%. (ROBINSON & OLUFSEN, 2007)

O processo de nitrificação e desnitrificação na tecnologia de SBR é alcançado com a oxidação da amônia a nitrato, tendo o nitrito como intermediário. O nitrato então é posteriormente reduzido a nitrogênio molecular (N_2), tendo a matéria orgânica como doador de elétrons, durante o processo de desnitrificação.

Recentemente, esforços têm sido feitos para se utilizar o nitrito como atalho para se alcançar a desnitrificação, porém a oxidação do nitrito é mais veloz do que oxidação da amônia. Dessa forma, não é fácil se acumular o nitrito para sua utilização como rota para desnitrificação.

Segundo essa teoria, SPAGNI *et al* (2009) pesquisaram durante 3 anos a otimização do processo de SBR para remoção de nitrogênio e DQO de lixiviado de aterro sanitário, utilizando adição de fósforo (KH_2PO_4) e matéria orgânica (acetato de sódio) e ainda aumentando o tempo da fase anóxica do processo para garantir o acúmulo de nitrito . Os estudos foram conduzidos em escala de laboratório e confirmam a eficácia da rota de nitrito para remoção de nitrogênio, em particular, quando fonte externa de DQO é utilizada para melhorar o processo de desnitrificação. Em seus estudos, eficiências bastante elevadas de remoção de nitrogênio foram alcançadas (acima de 90%), com eficiência de nitrificação em torno de 98%, porém alcançou-se somente 30% a 40% de eficiência de remoção de DQO. Segundo os autores, as principais vantagens da rota de nitrito são: decaimento do consumo de oxigênio (até 25%), redução da demanda de matéria orgânica (até 40%) e a redução da produção de lodo.

MANNARINO *et al* (2006) realizaram estudos com wetlands para tratamento dos lixiviados dos aterros de Piraí e Gramacho, localizados no estado do Rio de Janeiro, alcançando eficiências de remoção de 41% de DQO e de 51% de nitrogênio amoniacal para o primeiro. Para o segundo as eficiências de remoção de DQO e N-amoniacal foram de 86% e 89%, respectivamente.

WOJCIECHOWSKA *et al* (2009) estudaram três diferentes unidades de *wetlands* para tratamento de lixiviado. Duas foram operadas em aterros localizados no norte da Polônia (Szadolki e Gatka) e uma localizada no aterro de Ôrebro, no sudeste da Suécia. No aterro localizado na Suécia, o lixiviado era pré-tratado em lagoas aeradas e portanto apresentou as melhores eficiências médias de remoção de amônia, DBO e DQO (99%, 85%, e 65%, respectivamente). Os autores atentam para o seguinte: i) utilização de pré-tratamento com o objetivo de remover amônia e parte da DQO; ii) utilização de pré-sedimentação para reduzir os sólidos que poderiam causar o entupimento das *wetlands* e; iii) não utilizar solo com granulometria muito reduzida, como o silte, para evitar entupimento das *wetlands*.

Um estudo desenvolvido por KHANH *et al* (2007) buscou analisar a situação atual das tecnologias de tratamento de lixiviados no Vietnam. Segundo os autores, atualmente

existem aproximadamente 10 sistemas de tratamento de lixiviado de aterros sanitários no Vietnam, construídos sob 03 principais processos, tais como:

1. Tratamento biológico (incluindo reator UASB, sistema com estágio aeróbio e anóxico e lagoas) que não cumprem os padrões exigidos pela legislação ambiental local, devido à baixa eficiência de remoção de DQO;

2. Combinação entre processo biológico e wetlands, que ocupam grande áreas; e

3. Métodos biológicos combinados com tecnologias de membranas e de adsorção. Estes apresentam os melhores desempenhos, porém estão acompanhados de elevado custo e operação complexa. Sendo assim, segundo os autores, são tecnologias inadequados para as condições da economia do país.

3.4.4 - Tratamento Combinado

Segundo RENOU *et al* (2008), há poucos anos atrás, o tratamento combinado de lixiviado com esgoto doméstico em estações de tratamento de esgotos era uma solução comum para o tratamento de lixiviados. Esta era preferida, em função da sua fácil manutenção e dos baixos custos operacionais. Segundo o autor, esta opção passou a ser amplamente questionada devido à presença de metais pesados e compostos orgânicos inibitórios, com baixa biodegradabilidade, que poderiam reduzir as eficiências de tratamento e aumentar as concentrações efluentes. Por outro lado, um argumento a favor dessa alternativa de tratamento é que a presença de fósforo no esgoto e de nitrogênio no lixiviado, poderia acarretar na não necessidade de adição de ambos em seus tratamentos em separado.

De acordo com FRANCO (2009), estudos da EPA revelaram que no ano 2000, quase 800 aterros de resíduos não perigosos nos Estados Unidos descartavam seus lixiviados em sistemas públicos de tratamento de esgotos e segundo HENRY (1985) *apud* KELLY (1987), quando possível, a adição de lixiviado em sistemas de esgotamento sanitário deve ser o método preferido para seu tratamento.

PERSSON *et al* (2007), afirmam que na Suécia, os dois métodos mais populares para tratamento de lixiviados de aterros sanitários são o tratamento combinado com esgoto doméstico e o tratamento de lixiviado bruto em *wetlands* artificiais. Porém, segundo

WISZNIOWSKI *et al* (2006), em países da comunidade européia, os lixiviados necessitam ser pré-tratados para descarte na rede de esgoto sanitário.

Os primeiros trabalhos sobre tratamento combinado de lixiviado com esgoto doméstico estão descritos nos estudos de KELLY (1987) e ERIGH (1998). Nesta época, a literatura não apresentava muitas informações sobre o assunto e no estudo de KELLY (1987), estão reportados resultados dos seguintes autores: BOYLE & HAM (1973), MORGAN (1973), CHIAN (1985), POHLAND (1985), EHRIG (1985), HENRY (1985), BARCHYN (1984), RAINA & MAVINIC (1985), e MARIS (1984). Já EHRIG (1998) apresenta um revisão sobre o assunto, com resultados de estudos de KNOCH (1974), CHIAN & DEWALLE (1977), TEMOIN (1980) e DOEDENS & CORD-LANDWEHR (1984) que comparam resultados de tratamento de esgoto e tratamento combinado de esgoto com lixiviado.

Todos os trabalhos citados anteriormente utilizaram processo de lodo ativado em escala piloto, para o tratamento combinado com taxas de diluição variando de 2% a 45% de volume de lixiviado em relação ao volume de esgoto doméstico; exceto TEMOIN (1980) que utilizou lagoa aerada para realização do seu experimento e DOEDENS & CORD-LANDWEHR (1984) que realizaram seus estudos em unidades em escala real. Mais detalhes desses estudos, bem como o trabalho do próprio KELLY (1987) podem ser observados na Tabela 3.7.

No trabalho de KELLY (1987), o lixiviado do aterro sanitário municipal de Chilliwack/Canadá, com concentração média de DBO de 373 mg/L e de DQO de 1167 mg/L e o esgoto doméstico da ETE do mesmo município com concentração média de DBO e DQO de 139 mg/L e 238 mg/L, respectivamente, foram utilizados na pesquisa de tratamento combinado em escala piloto, com tecnologia de lodo ativado. O experimento foi iniciado com diluição de 2% de volume de lixiviado em relação ao volume de esgoto sanitário (v/v) para aclimatação. Posteriormente a diluição foi aumentada para 4% e por fim, para 16%. As eficiências médias de remoção de DQO para cada fase estiveram entre 55% e 71%, enquanto as eficiências médias de remoção de DBO variaram de 49% a 78%.

Tabela 3.7 – Resumo dos estudos de co-tratamento apresentados por KELLY (1987) e ERIGH (1998)

Referência	Diluição	Desempenho	Comentários dos autores
BOYLE e HAM (1973)	5%	Eficiência remoção DBO = 2% a 93%	Processo parece funcionar bem até diluição de 10%, porém, a diluição acima de 5% resultou em um substancial aumento na produção de lodo
MORGAN (1973)	-	Eficiência remoção DBO = 90-99%	-
CHIAN (1985)	-	Eficiência média remoção DQO = 95% Eficiência média remoção DBO = 95%	-
POHLAND (1985)	Até 45%	Eficiência média remoção DQO > 90%	-
EHRIG (1985)	-	Eficiência média remoção DQO > 90%	Formação de espuma
HENRY (1985)	2%, 4% e 5%	- Até diluição de 2%: efeito insignificante no processo - Para 4% e 5% pode se observar deterioração do efluente	Produção de lodo 2x > para o tratamento combinado em relação ao tratamento somente com esgoto
BARCHYN (1984)	10% e 20%	Eficiência média remoção COT = 36% a 75%	Desempenho operacional insatisfatório, porém boa remoção de amônia com idade do lodo entre 20 e 30 dias
RAINA e MAVINIC (1985)	20% e 40%	Eficiência média remoção DQO = 90%-94%	Altos valores de idade do lodo (até 20 dias) sugerem melhor sedimentabilidade
MARIS (1984)	20%	Eficiência DQO consistentemente > 90%	-
KNOCH (1974)	1%, 2% e 5%	DBO: não foi observado aumento da concentração efluente em função da adição de lixiviado DQO: concentração efluente aumentou em função da adição de lixiviado	
CHIAN e DEWALLE (1977)	2% e 4%	DBO efluente = 2-10 mg/L DQO efluente = 15-100 mg/L	Não foi observado aumento da concentração efluente de DBO em função da adição de lixiviado. Porém a DQO apresentou aumento e diluição acima de 4% resultou em perda de eficiência para ambas

Tabela 3.7 – Resumo dos estudos de co-tratamento apresentados por KELLY (1987) e ERIGH (1998) - continuação

Referência	Diluição	Desempenho	Comentários dos autores
TEMOIN (1980)	1% a 20%	Foi observado aumento nas concentrações efluentes de DBO e DQO em função da adição de lixiviado	Utilização de TDH = 20 dias
DOEDENS e CORD-LANDWEHR (1984)	3,2%	A adição do lixiviado não apresentou efeito na concentração efluente de DQO	
KELLY (1985)	2% a 16%	Eficiências médias DQO = 55% a 71% Eficiências médias DBO = 49% a 78%	-

Fonte: KELLY (1987) e ERIGH (1998)

As técnicas de tratamento de águas residuárias, bem como os limites estabelecidos para lançamento de efluentes de legislações ambientais em todo o mundo avançaram bastante desde os estudos de KELLY (1987) e ERIGH (1998).

Pelo que se pode perceber, atualmente existem duas visões distintas em relação ao tratamento combinado de lixiviados de aterros sanitários com esgoto doméstico: uma delas proveniente dos países desenvolvidos, com grande preocupação em relação ao alcance de metas bastante restritivas para o lançamento de efluentes tratados em corpos d'água; e outra proveniente, principalmente, dos países em desenvolvimento, com dificuldades financeiras e operacionais para implantação de complexas estações de tratamento de efluentes.

A visão dos países desenvolvidos, se baseia no pré-tratamento dos seus lixiviados, no próprio aterro sanitário, antes do descarte no sistema público de esgotamento sanitário e assim, utilizam este como um destino final, em vez de utilizar os corpos d'água para este fim. Neste caso, o objetivo é permitir uma maior remoção de poluentes do lixiviado tratado, na estação de tratamento de águas residuárias domésticas.

Uma segunda visão pode ser observada por parte dos países em desenvolvimento, que possuem menos recursos para tratar um efluente tão complexo como é o caso dos

lixiviados. Assim, uma diluição deste, na estação de tratamento de esgoto doméstico, em partes consideravelmente menores, permite uma alternativa para o seu tratamento, com custos bastante reduzidos, uma certa facilidade operacional e uma eventual perda de eficiência da estação de tratamento de esgotos, até limites aceitáveis. Portanto, neste caso, valores máximos de diluição são discutidos e testados pela comunidade acadêmica. Porém, segundo QUANT *et al* (2009), poucas informação existem atualmente em modelos de fluxo contínuo sobre o tratamento de lixiviado em estações de tratamento de esgoto doméstico.

Atualmente, muitas são as estações de tratamento de lixiviados instaladas nos próprios aterros em todo o mundo, que visam uma adequação do lixiviado para posterior descarte no sistema público de esgotamento sanitário, como é o caso do aterro de Bell House, localizado em Colchester, na Inglaterra (MEHMOODD *et al*, 2009); do aterro de Alback, (PERSSON *et al* 2007) e do aterro de Spillepeng (ANDERSSON *et al*, 2007), ambos localizados na Suécia e por fim; do aterro de Sarajevo, na Bósnia e Herzegovina, (SERDAREVIC *et al* 2007).

O trabalho desenvolvido por MEHMOOD *et al* (2009), teve como objetivo principal, a avaliação da eficiência do tratamento do lixiviado do aterro sanitário gerado no aterro Bell House/Ingalterra em uma seqüência de quatro lagoas aeradas, para posterior lançamento na rede pública de esgotamento sanitário. As lagoas que, em função do baixo volume gerado de lixiviado por dia, tiveram seus tempos de detenção hidráulica variando entre 11 e 254 dias, forneceram um efluente com remoção média de DQO de 75% e global de nitrogênio de 80%, sendo grande parcela desse último, removido por volatilização de amônia.

Segundo os autores, a baixa produção de lixiviado do aterro, em função da sua localização na parte menos sujeita à chuva da Inglaterra, gerou tempos de detenção bastante elevados e dessa forma, as lagoas 03 e 04, com eficiências baixíssimas de remoção de DQO (1% a 4%) poderiam ser suprimidas do sistema. Porém, valores elevados de remoção de amônia somente foram alcançados com a operação das quatro lagoas em série (99%), apresentando um efluente tratado com concentração média de amônia de 9 mg/L.

Para finalizar, os autores ainda caracterizaram toxicidade da amônia do efluente tratado em relação aos peixes no seu lançamento e por isso sugeriram a sua diluição no sistema público de esgoto sanitário.

PERSSON *et al* (2007) mencionam em seus estudos que o lixiviado produzido no aterro sanitário de Alback, na Suécia, (cerca de 80.000 m^3 por ano), era encaminhado para a estação de tratamento de esgotos sem tratamento prévio. Segundo os autores, por ocasião de um acordo entre a Agência Sueca de Proteção Ambiental, a Federação Sueca de Agricultores e a Associação Sueca de Águas e Águas Residuárias, que considerou inapropriada a utilização do lodo das estações de tratamento de esgotos que recebiam lixiviado bruto, como adubo em áreas de plantação, devido ao potencial acúmulo de metais pesados, ficou definido, em 1995, que o tratamento combinado de lixiviado em estações municipais de tratamento de esgotos deveria contemplar uma etapa de pré-tratamento de lixiviado para a remoção de metais pesados.

Dessa forma, está em operação desde 1997, uma estação de pré-tratamento de lixiviado no aterro sanitário de Alback, com eficiências médias de remoções de cobre, cádmio e zinco, de 74%, 83% e 68%, respectivamente, que consiste em uma etapa de aeração inicial, seguida de um tratamento biológico em *wetlands* artificiais com diferentes profundidades e tipos de vegetação, e uma posterior aeração intermediária, com finalização em uma etapa de pós-sedimentação (PERSSON *et al* 2007).

Os estudos de ANDERSSON *et al* (2007), também conduzidos na Suécia, também apontam para a necessidade da remoção de metais pesados do lixiviado bruto, anteriormente ao seu lançamento na rede pública de esgoto doméstico. Segundo os autores, atualmente está em operação no aterro sanitário de Spillepeng, uma estação de pré-tratamento, sob a tecnologia de precipitação química, com o objetivo de redução de metais pesados. Porém, os autores ainda afirmam, que atualmente há uma necessidade também de remoção significativa de compostos orgânicos recalcitrantes e nutrientes além dos metais pesados e portanto, uma nova estação de tratamento vem sendo estudada pelos pesquisadores.

De acordo com os pesquisadores da Bósnia e Herzegovina, SERDAREVIC *et al* (2007), o aterro sanitário de Sarajevo (Smiljevici), em operação desde 1963, somente teve a sua estação de tratamento de lixiviado instalada em 2006, sendo esta, a primeira construída no país. Segundo os autores, a estação com a tecnologia de Reator Biológico de Membranas (MBR), tem o objetivo de fornecer um efluente adequado para ser lançado no sistema público de esgoto sanitário, de acordo com os parâmetros estabelecidos pelas diretrizes da Comunidade Européia, para lançamento de efluentes industriais em sistemas de esgoto sanitário. Dessa forma, estudos realizado pelo grupo de pesquisadores, em escala piloto antes da construção das unidades, demonstraram capacidade da tecnologia em remover 99% de DBO, 82% de DQO, acima de 93% de sólidos suspensos e 99% de nitrogênio amoniacal.

No caso do tratamento combinado propriamente dito de lixiviados de aterros sanitários em estações de tratamento de esgotos, estudos vêm sendo realizados no Brasil e em outros países, como uma das alternativas viáveis para a solução desse problema. Em algumas regiões do Brasil, o tratamento combinado é prática corrente, como é o caso do estado de São Paulo, com estudos na Região Metropolitana de São Paulo (BOCCHIGLIERI, 2005), no Município de Piracicaba/SP (CASTRO, 2001) e no município de Ribeirão Preto (LIMA *et al*, 2005); do Município de Niterói, no estado do Rio de Janeiro (FERREIRA *et al*, 2009) e (FRANCO, 2009); de Porto Alegre, no Rio Grande do Sul (FACCHIN *et al*, 2000) e (YOUNG *et al*, 2002) e; dos municípios de Belo Horizonte e Ipatinga em Minhas Gerais (Eng. Célia Rennó - COPASA, por e-mail em 2009).

No Brasil, o município de São Paulo vem aplicando largamente, em escala real, o tratamento combinado de lixiviados gerados nos aterros sanitários operados pela Prefeitura Municipal, nas Estações de Tratamento de Esgotos operadas pela SABESP. Os bons resultados dessa aplicação, segundo PAGANINI *et al* (2003) e BOCCHIGLIERI (2005), geraram um aumento, entre os anos de 1999 e 2002, de 69% do volume de lixiviado que é encaminhado para as estações de tratamento de esgotos do sistema integrado da Região Metropolitana de São Paulo – RMSP e de 2002 para 2003, esse aumento foi de 24%.

De acordo com os dados apresentados por BOCCHIGLIERI (2005), na ETE Barueri (lodo ativado convencional), 11% da carga orgânica tratada é correspondente à contribuição de lixiviado de aterro sanitário com vazão na proporção de 0,56% em relação à vazão de esgoto. Na ETE Suzano (lodo ativado convencional), a carga orgânica referente ao lixiviado corresponde a 4% do total, com uma diluição de 0,39% em relação vazão/vazão. A gestão consorciada entre a SABESP e a Prefeitura Municipal de São Paulo, é baseada no tratamento do lixiviado nas ETE e disposição do lodo gerado, nos aterros sanitários, não havendo remuneração entre as partes.

Em Piracicaba, no estado de São Paulo, CASTRO (2001) avaliou em escala piloto um sistema australiano de lagoas de estabilização para o tratamento combinado do lixiviado do Aterro Sanitário de "Pau Queimado" com o esgoto sanitário da ETE CECAP. O sistema piloto teve o objetivo de simular a ETE CECAP, que tem capacidade para tratamento de 28 L/s e utiliza a tecnologia de lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa. O trabalho foi desenvolvido em diferente etapas, determinadas pela variação da diluição de volume de lixiviado em relação ao volume de esgoto doméstico que se manteve entre 6% e 20%. O autor concluiu que somente com 6% de diluição o tratamento combinado apresentou eficiência média de remoção similar à obtida no tratamento de esgoto doméstico e acima desta diluição o processo passou a perder eficiência.

Para a implantação do novo aterro sanitário de Ribeirão Preto, LIMA *et al* (2005) realizaram um estudo de avaliação econômica para o tratamento do lixiviado, sendo sua vazão e suas características físico-químicas determinadas com auxílio de modelos matemáticos e bibliografia referente às características de aterros novos e antigos. Assim, os autores afirmam que o investimento da construção e operação de um sistema próprio de tratamento, especialmente com lagoas de estabilização é financeiramente mais vantajoso que a opção de destino final atualmente adotada que é o encaminhamento à ETE – Ribeirão. Para o cálculo, considerou-se o valor de R$ 60,00/viagem de 30m^3 e R$ 0,79/m^3 para tratamento na ETE.

No estado do Rio de Janeiro, a empresa Águas de Niterói, que opera os sistemas de água e esgoto do município, recebe lixiviado do aterro do Morro do Céu na ETE Icaraí, desde o final de 2004 para tratamento combinado, segundo a tecnologia de tratamento primário

avançado ou tratamento primário quimicamente assistido (processo CEPT) e posterior lançamento no emissário submarino de Niterói (FRANCO, 2009). A autora também afirma, que segundo dados da própria empresa Águas de Niterói, a ETE-Icaraí recebe lixiviado também de outros aterros sanitários.

No trabalho desenvolvido por FRANCO (2009), foi avaliada a capacidade do tratamento combinado entre o lixiviado do aterro do Morro do Céu e o esgoto afluente à ETE-Icaraí, em escala piloto, segundo a tecnologia de lodo ativado. De acordo com a autora, os percentuais de 0,5% (v/v) a 2,5% (v/v) de diluição geraram uma carga adicional de DQO de 1,9% a 8,7% e resultados de eficiência média de remoção de DQO e N-amoniacal de 73% e 89%, respectivamente. Ainda, em relação ao parâmetro DQO, a concentração efluente ficou entre 43 mg/L e 134 mg/L.

Ainda em relação ao tratamento combinado entre o lixiviado do Morro do Céu e o esgoto da ETE-Icaraí, FERREIRA *et al* (2009) monitoraram por aproximadamente 20 meses, a interferência da toxicidade do lixiviado. Os testes de toxicidade conduzidos com o peixe *Danio rerio* e com o microcrustáceo *Daphnia Similis*, mostraram que embora o lixiviado seja bem mais prejudicial a esses organismos do que o esgoto, a mistura de ambos com diluição de no máximo 1,5% (v/v), não resultou em mais alta toxicidade, quando comparado com o esgoto doméstico puro, nem no afluente nem no efluente.

Em Porto Alegre/RS, FACCHIN *et al* (2000) monitoraram durante 22 meses o tratamento combinado do lixiviado do aterro sanitário da Extrema na ETE Lami, entre os anos 1998 e 2000. Neste período, o lixiviado que era conduzido à área de tratamento por caminhão pipa, foi adicionado em média, na proporção de 3,2% em relação ao volume de esgoto. Essa adição correspondeu a um aumento de carga orgânica de 11% em relação à carga orgânica do esgoto bruto. A ETE Lami utiliza a tecnologia de um sistema australiano, combinando lagoa anaeróbia com lagoa facultativa e lagoa de maturação, tendo sido projetada para vazão média de 30 L/s. Resultados médios de concentração efluente de DQO, DBO e amônia, de 167 mg/L, 15 mg/L e 1 mg/L respectivamente, levaram os autores a concluírem a viabilidade do tratamento combinado, principalmente para pequenos municípios e a sugerirem o estabelecimento de limites máximos para as cargas carbonácea e nitrogenada do lixiviado, de modo a causar menos impacto nas unidades de

tratamento de esgoto doméstico, quando da mistura de ambos. Segundo YOUNG *et al* (2002), a relação de diluição do lixiviado anteriormente determinada pelo volume, passou então a ser definida pela carga de amônia afluente à estação e para se atingir um limite máximo pré-estabelecido em função das características do lixiviado, do esgoto e da tecnologia de tratamento, os autores sugerem a implantação de uma etapa de pré-tratamento do lixiviado, no próprio aterro.

A COPASA – Companhia de Saneamento de Minas Gerais também aplica o tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário em unidades de tratamento de esgoto. A ETE Arrudas, com processo de lodo ativado e alcance de tratamento para até 4,5 m^3/s em final de plano, recebe lixiviado do aterro sanitário de Contagem com contribuição direta na rede coletora de esgotos e recebe ainda, através de caminhão, lixiviado do aterro sanitário do município de Sabará e do aterro sanitário da BR-040 (Belo Horizonte). No município de Ipatinga/MG, a ETE também recebe lixiviado do aterro municipal. (Eng. Célia Rennó - COPASA, por e-mail em 2009).

Em outras partes do mundo, o tratamento combinado também aparece atualmente como uma das alternativas estudadas na análise de viabilidade técnica e econômica para o tratamento do lixiviado de aterros sanitários.

Na Finlândia, o lançamento de lixiviado em rede pública de esgotamento sanitário é prática comum, bem como lançamento de efluente industrial e águas pluviais urbanas (MARTTINEN *et al*, 2003). Os autores indicam os seguintes aterros que lançam seus lixiviados em sistemas públicos de esgoto para o tratamento combinado em estações de tratamento de águas residuárias: Espoo, Jyvaskyla, Tampere, Hyvinkaa e Iisalmi. Somente o aterro de Iisalmi oferece um pré-tratamento em lagoas antes do seu descarte no sistema de esgotamento sanitário.

Estudos de tratamento combinado desenvolvidos no México, em escala piloto, por ORTA de VELASQUEZ *et al* (2004) simularam as características da tecnologia em escala real. Na China, estudos desenvolvidos por YU *et al* (2010), em escala piloto, levaram à aplicação da tecnologia em escala real, com desempenho satisfatório. Segundo os pesquisadores poloneses QUANT *et al* (2009), uma das alternativas para o tratamento do

lixiviado do aterro municipal de Gdańsk-Szadółki, seria a sua combinação com o esgoto doméstico, na ETE – Gdańsk-Wschód. Outro grupo de poloneses, NECZAJ *et al* (2007) também estudaram o tratamento combinado de lixiviado em unidades piloto na Universidade de Tecnologia de Czestocowa, na Polônia. Em Gênova, na Itália, BORGHI *et al* (2003) avaliaram o tratamento combinado do lixiviado do aterro municipal na estação de tratamento de esgotos de Punta Vagno, no mesmo município. De acordo com CALLI *et al* (2005) o lixiviado do aterro de Komurcuoda em Istambul/Turquia, é transportado por aproximadamente 40 km e transferido para o sistema de esgotamento sanitário mais próximo. Também em Istambul, porém em unidades piloto, o tratamento combinado do lixiviado do aterro sanitário de Kemerburgaz foi estudado por AKTAS e CECEN (2001) e por YANGIN (2002). Por fim, na África do Sul, STRACHAN *et al* (2007) também estudaram o tratamento combinado como uma das alternativas propostas no caso do aterro sanitário de Bufflelsdraai, localizado a 35 km de Durban, porém a elevada distância de transporte de lixiviado, inviabilizou a operação desta opção.

No México, os pesquisadores ORTA de VELASQUEZ *et al* (2004), desenvolveram estudo de tratamento combinado com diluições de até 10% (v/v) em unidades piloto de lagoa facultativa, de modo a simular a capacidade da estação de tratamento de esgoto do Lago de Texcoco, em receber o lixiviado do aterro sanitário de Bordo Poniente, ambos localizados na Cidade do México. Os autores concluíram que com até 10% de diluição, foi possível se alcançar eficiência média de remoção de DBO de 71%, apresentando efluente com concentração média de DBO de 26 mg/L.

A grande metrópole de Guangzhou, no sul da China, possui um único aterro sanitário, denominado aterro sanitário municipal de Xingfeng. Neste, encontra-se instalada uma estação de tratamento de lixiviado baseada na tecnologia de reator UASB seguido de SBR. Porém atualmente, o efluente da estação não mais se apresenta dentro dos parâmetros estabelecidos pela legislação local para lançamento adequado, em função da sua capacidade já estar excedida desde o ano 2005 (YU *et al*, 2010).

Assim, os pesquisadores YU *et al* (2010) desenvolveram inicialmente, estudo em escala piloto para o tratamento combinado do lixiviado do aterro sanitário municipal de Xingfeng na estação de tratamento de esgoto Guangzhou Datansha. Com diluição de 1:500 (0,2%)

na unidade piloto sob a tecnologia denominada A^2/O (processo anaeróbio-anóxico-aeróbio), as eficiências médias alcançadas de remoção de DQO, N-amoniacal, N-Total e P-Total foram de 82%, 96%, 61% e 81%, respectivamente. Os resultados levaram a aplicação da tecnologia em escala real, alcançando eficiências médias de remoção de DQO, N-amoniacal, N-total e P-Total de 83%, 93%, 57% e 77%, respectivamente.

Os pesquisadores poloneses QUANT *et al* (2009) realizaram estudo de tratamento combinado do lixiviado do aterro municipal de Gdańsk-Szadółki, caracterizado como aterro antigo, com esgoto doméstico proveniente da ETE – Gdańsk-Wschód. Os estudos foram conduzidos em escala de laboratório, em unidades similares àquelas encontradas na ETE – Gdańsk-Wschód: sistema composto por três câmaras seqüenciais (anaeróbia, anóxica e aeróbia), seguidas pelo decantador secundário, com recirculações. O experimento foi iniciado com a aclimatação do lodo para o tratamento somente do esgoto doméstico bruto. Esta aclimatação foi prolongada até aproximadamente 90 dias, de forma a alcançar um efluente com concentração final de nitrogênio total e de fósforo total de 10 mg/L e 1 mg/L, respectivamente. Posteriormente duas fases foram conduzidas, com diluição de 1% e 5% de volume de lixiviado em relação ao volume de esgoto doméstico.

Os resultados apresentados pelos pesquisadores apontam para a viabilidade do processo, com 1% de diluição. Neste caso, as eficiências médias de remoção de DBO, DQO e SST estiveram em torno de 90% e para os parâmetros P-total e N-total, a eficiência média esteve em torno de 80%. Já para diluição de 5%, a eficiência de remoção de N-total foi reduzida para valores abaixo de 70%, inviabilizando o processo. Em relação aos metais pesados (Cd, Cu, Pb, Zn, Cr e Ni), boas eficiências de remoção também foram alcançadas: 52% a 85% para esgoto bruto e 60% a 93% para o tratamento combinado com diluição de 1% e 5%. Dessa forma, os autores concluem que a adição de até 1% de lixiviado em ETE não deve causar distúrbio nesse tipo de processo de tratamento.

NECZAJ *et al* (2007) alcançaram eficiências de remoção de DQO variando entre 80% e 92% e de N-amoniacal entre 67% e 75%, em unidades piloto de tratamento combinado, sob o processo de reatores sequenciais em batelada, instalados na Universidade de Tecnologia de Czestocowa, na Polônia. O lixiviado utilizado na pesquisa era proveniente do aterro sanitário municipal e apresentava concentração média de DQO e $N\text{-}NH_3$ de

3.500 mg/L e 750 mg/L, respectivamente. Já o esgoto, com concentração média de DQO de 350 mg/L e de $N\text{-}NH_3$ de 40 mg/L, era proveniente da Estação de Tratamento de Águas Residuárias de Czestochowa. A mistura entre ambos os efluentes, na proporção de 9:1 (diluição = 10%), gerou um afluente para o tratamento combinado, com concentração média de DQO de 520 mg/L e de $N\text{-}NH_3$ de 105 mg/L.

BORGHI *et al* (2003) desenvolveram um estudo em unidade piloto de lodo ativado, de tratamento combinado de lixiviado do aterro sanitário da cidade de Gênova na Itália com águas residuárias domésticas da estação de tratamento de esgotos de Punta Vagno também localizada no mesmo município.

Inicialmente, os pesquisadores procederam com a mistura dos lixiviados das duas seções do aterro (antiga e nova) resultando em um efluente com pH médio em torno de 8,0 e concentração média de DQO e amônia de 1278 mg/L e 1020 mg/L, respectivamente. O esgoto sanitário utilizado apresentou concentração média de DQO e amônia de 230 mg/L e 45 mg/L, respectivamente e pH da ordem de 7,0. Dando prosseguimento, foram realizadas diferentes diluições da mistura de lixiviados em relação ao esgoto doméstico na proporção de 0,01% a 0,20% (v/v), resultando em uma mistura com concentrações de DQO variando de 250 a 450 mg/L e de amônia variando de 55 a 240 mg/L. Os autores concluíram que o aumento da taxa de diluição do lixiviado em relação ao esgoto doméstico resulta na piora do desempenho da unidade de tratamento. Por fim, os testes realizados com lodo aclimatado forneceram resultados de remoção de DQO de 67% a 76% e de amônia variando entre 84% e 88% até uma diluição de lixiviado em relação ao esgoto doméstico, de 0,15% (v/v), porém os autores sugerem 0,10% (v/v) como taxa ótima.

Em Istambul, na Turquia, o aterro sanitário Komurcuoda está em operação desde 1995 e recebe aproximadamente 10.000 toneladas de resíduos sólidos por dia. Um volume de 800 a 1200 m^3/dia de lixiviado gerado é transportado por aproximadamente 40 km e transferido para o sistema de esgotamento sanitário mais próximo. O sistema encaminha este efluente até a estação de tratamento de esgotos com tecnologia de lodo ativado, que trata uma vazão de aproximadamente 50.000 m^3/d. Desta forma, a taxa de diluição do lixiviado em relação ao esgoto sanitário é de aproximadamente 0,02% (CALLI *et al* 2005).

Com o objetivo de reduzir os custos de operação do tratamento do lixiviado do aterro Komurcuoda, em função do seu transporte até o sistema público de esgotamento sanitário, CALLI *et al* (2005) realizaram estudo de bancada com diferentes tecnologias de tratamento de lixiviado bruto: tratamento anaeróbio; *stripping* de amônia e precipitação com estruvita; oxidação com reagente de fenton e; ozonização. Segundo os pesquisadores, bons resultados até foram alcançados, porém o custo de operação se tornou ainda mais elevado, inviabilizando a implantação dos processos estudados.

Também em Istambul, o lixiviado do aterro sanitário de Kemerburgaz foi utilizado para estudo de tratamento combinado por AKTAS e CECEN (2001) e CECEN e AKTAS (2004). Os autores avaliaram nos dois estudos, a utilização de unidades de carvão ativado (PAC) após o tratamento combinado por diferentes processos de lodo ativado, com diluição de 5% a 25% de volume de lixiviado em relação ao volume de esgoto doméstico. Bons desempenhos foram observados e o efluente da unidade com PAC alcançou uma concentração média de DQO de 100 mg/L.

Os autores concluíram com os dois trabalhos, que em geral, não há necessidade de separar o tratamento de lixiviado do tratamento de esgoto sanitário, desde que a estação de tratamento de águas residuárias tenha uma considerável tolerância para a adição de lixiviado. Os pesquisadores concluíram ainda que numa estação de tratamento combinado, uma alta qualidade do efluente pode ser alcançada com a adição de carvão ativado, particularmente se a diluição de lixiviado exceder 10% (v/v). Porém, usualmente esse valor é efetivamente menor e a adição do carvão ativado pode ser necessária em caso de choque de carga de lixiviado no sistema municipal de tratamento.

Nos estudos de YANGIN *et al* (2002) o mesmo lixiviado foi estudado para tratamento combinado, porém com o esgoto doméstico proveniente da Estação de Tratamento de Águas Residuárias Istambul Baltalimani.

Neste caso, os pesquisadores realizaram estudo em escala piloto, em processo de reator UASB seguido de precipitação química e/ou *stripping* de amônia para remoção de nutrientes, com diluição de 2% de lixiviado em relação ao esgoto bruto (v/v). Segundo os autores, somente no reator UASB, eficiências médias de remoção de DQO de 60% e 86%

foram alcançadas com tempos de detenção hidráulica de 0,76 dias e 0,52 dias, respectivamente e nenhuma remoção significativa de nutrientes pode ser observada. Na etapa de pós-tratamento físico-químico (precipitação química), elevadas eficiências de remoção de amônia foram alcançadas e ainda uma remoção média adicional de DQO de 58% pode ser observada.

Para concluir o trabalho, YANGIN *et al* (2002) realizaram uma comparação entre os custos de implantação e operação, com diferentes processos de tratamento de águas residuárias comuns, para uma população de 100.000 habitantes e unidades com vida útil de 20 anos. Nessa comparação os diferentes tipos de processos de lodo ativado apresentaram custo médio total de US$ 0,27/m^3 de lixiviado tratado, enquanto o tratamento anaeróbio seguido de precipitação química apresentou custo total bastante elevado, de US$ 0,92/m^3. Vale ressaltar que neste caso, a elevação do custo se deu principalmente em função da etapa de precipitação química.

Assim, os autores concluem que o processo anaeróbio/físico-químico, apesar de apresentar bom desempenho, possui custo 3 vezes mais elevado do que a tecnologia de lodo ativado com precipitação de fósforo. Assim, sugerem mais investigações em experimentos de escala piloto, para otimizar os custos de operação.

No estudo realizado por STRACHAN *et al* (2007), para implantação da estação de tratamento de lixiviado do aterro sanitário de Bufflelsdraai, localizado a 35 km de Durban, na África do Sul, umas das alternativas propostas, seria o tratamento combinado com o esgoto doméstico, não fosse a distância elevada (em torno de 10 km), do sistema público de esgotos mais próximo.

Dessa forma, uma questão que inviabiliza a utilização do sistema combinado para tratamento de lixiviados de aterros sanitários em estações de tratamento de esgotos, é o problema do transporte. Aterros de resíduos sólidos localizados em pontos muito afastados de sistemas de esgotamento sanitário, requerem transporte de lixiviado por caminhões, elevando bastante o custo desta alternativa.

Outras questões importantes para a discussão sobre o tema foram levantadas por EHRIG (1998):

- Não se sabe exatamente qual o grau de degradação do lixiviado no seu tratamento combinado com esgoto doméstico. Este pode estar simplesmente alterando as características de eficiência da estação, sem ser degradado efetivamente;

- Os efeitos da adição de lixiviado nas concentrações efluentes de nitrogênio, DBO e DQO;

- O comportamento dos metais pesados e dos micorpoluentes orgânicos durante o processo de tratamento e seus efeitos tóxicos potenciais. De acordo com MARTINEN *et al* (2003), se esses poluentes, como por exemplo o hidrocarboneto aromático policíclico e os ftalatos, presentes nos lixiviados não forem removidos no tratamento combinado podem ter efeitos tóxicos e nocivos aos organismos aquáticos em corpos d'água receptores. Numa estação de tratamento de esgoto convencional, esses poluentes não são objeto de estudo e portanto podem não ser removidos facilmente.

ROBINSON (2005) vai um pouco mais além e apresenta algumas outras questões para serem avaliadas no processo de tratamento combinado:

- Geração de espuma ou mau cheiro na rede de esgoto, quando o lixiviado bruto é lançado diretamente no sistema;

- Possibilidade de explosão em função da concentração de metano que está presente de forma dissolvida em lixiviados;

- Preocupação com a presença de compostos orgânicos perigosos e tóxicos nos lixiviados que podem causar a inibição do tratamento biológico;

- Presença de concentração elevada de inertes, representada pela DQO, inviabilizando o descarte do efluente final, segundo legislação local.

ROBINSON (2005) também discute a possibilidade de ser necessária alguma modificação na estação de tratamento de esgoto para suportar a grande carga de amônia presente nos lixiviados e ainda para permitir uma boa remoção desse poluente de forma a fornecer um efluente adequado para lançamento final. Para o autor, também é importante avaliar a forma de descarte do lixiviado no sistema de esgoto: na rede diretamente ou por transporte por caminhão até a estação de tratamento ou algum ponto específico da rede de coleta de esgoto.

Na Tabela 3.8 pode-se observar um resumo das principais características de cada estudo apresentado para o tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário com esgoto doméstico. Nesta Tabela, os estudos caracterizados como Tipo 01, são aqueles cujos lixiviados são tratados no próprio aterro e lançados na rede pública de esgoto como destino final. Já os estudos caracterizados como Tipo 02 são aqueles que utilizam a tecnologia de tratamento combinado de lixiviado com esgoto sanitário, propriamente dito.

Para o desenvolvimento da Tabela 3.8, algumas abreviaturas foram utilizadas como seguem abaixo:

- LA – Lodo Ativado;
- PQ – Precipitação Química;
- MBR – Reator Biológico de Membrana;
- CEPT – *Chemical Enhanced Primary Treatment*;
- A^2/O – Tipo de Reator Sequencial em Batelada com câmaras anaeróbia/anóxica/aeróbia;
- SBR – Reator Sequencial em Batelada;
- PAC – Carvão Ativado em Pó;
- UASB – *Up Flow Anaerobic Sludge Blanket*

Tabela 3.8 – Resumo das principais características dos trabalhos de tratamento combinado

Referência	Local	Tipo	Tecnologia do Tratamento	Escala	Faixa de Diluição (%)	Desempenho	Custo O&M
MEHMOOD *et al* (2009)	Inglaterra	01	Lagoa Aerada	Real	-	Remoção DQO = 75% Remoção de Nitrogênio = 80%	-
PERSSON *et al* (2007)	Suécia	01	Aeração + Wetland	Real	-	Remoção de Cobre = 74% Remoção de Cádmio = 83% Remoção de Zinco = 65%	-
ANDERSSON *et al* (2007)	Suécia	01	PQ	Real	-	-	-
SERDAREVIC *et al* (2007)	Bósnia e Herzegovina	01	MBR	Piloto + Real	-	Remoção DQO = 82% Remoção DBO = 99% Remoção SST > 93% Remoção N-amoniacal = 99%	-
BOCCHIGLIERI (2005) e PAGANINI *et al* (2003)	São Paulo/SP	02	LA	Real	0,39 a 0,56	Não há perda de eficiência pela adição do lixiviado	Gestão consorciada: na ETE trata-se esgoto e lixiviado. No aterro dispões-se RSU e lodo de ETE/ETA
CASTRO (2001)	Piracicaba/SP	02	L. Anaeróbia + L. Facultativa + L. Maturação	Piloto	6 e 20	Até diluição de 6%: eficiência similar ao tratamento esgoto	
LIMA *et al* (2005)	Ribeirão Preto/SP	02	-	-	-	Desempenho calculado por modelagem matemática	R$ 60,00/viagem de 30m^3 + R$ 0,79 p/ tratamento
FRANCO (2009)	Niterói/RJ	02	CEPT	Real	-	-	-
FRANCO (2009)	Niterói/RJ	02	LA	Piloto	0,5 a 2,5	Remoção DQO = 73% Remoção N-amoniacal = 89% Conc. Efl. DQO = 43-134 mg/L	-
FERREIRA et al (2009)	Niterói/RJ	02	CEPT	Real	0,5 a 2,5	Diluição de até 1,5% não apresentou mais alta toxicidade em relação ao esgoto bruto	-
FACCHIN *et al* (2000) e YOUNG *et al* (2002)	Porto Alegre/RS	02	L. Anaeróbia + L. Facultativa + L. Maturação	Real	~3,2	DQO média efluente = 167 mg/L DBO média efluente = 15 mg/L Amônia média efluente = 1 mg/L	-
MARTINEN *et al* (2003)	Finlândia	02	Os autores indicam vários aterros sanitários em escala real que praticam o tratamento combinado, mas não fornecem detalhes de operação				

Tabela 3.8 – Resumo das principais características dos trabalhos de tratamento combinado - continuação

Referência	Local	Tipo	Tecnologia do Tratamento [a]	Escala	Faixa de Diluição (%)	Desempenho	Custo O&M
ORTA de VELASQUEZ *et al* (2004)	México	02	L. Facultativa	Piloto	3,8 e 10	Remoção de DBO = 71% DBO efluente = 26 mg/L	-
YU *et al* (2010)	China	02	A^2/O	Piloto + Real	0,2	Remoção DQO = 83% Remoção N-amoniacal = 93% Remoção P-Total = 77%	-
QUANT *et al* (2009)	Polônia	02	SBR	Piloto	1,0 e 5,0	Boas eficiências com diluição de 1% Remoção de DBO, DQO e SST ~ 90%	-
NECZAJ *et al* (2007)	Polônia	02	SBR	Piloto	10	Remoção DQO = 80-92% Remoção N-amoniacal = 65-76%	-
BORGHI et al (2003)	Itália	02	LA	Piloto	0,01 a 0,2	Bom desempenho até 1,5% DQO efluente = 250 a 450 mg/L Amônia efluente = 55 a 240 mg/L Com lodo aclimatado: Eficiência DQO = 67-76% Eficiência amônia = 84-88%	-
CALLI *et al* (2005)	Turquia	02	LA	Piloto	0,02	Boas eficiências com tecnologias de tratamento de lixiviado bruto foram alcançadas, porém o custo ficou mais elevado do que o tratamento combinado	
AKTAS e CECEN (2001) CECEN e AKTAS (2004)	Turquia	02	LA + PAC	Piloto	5 a 25	PAC apresenta bom desempenho até diluição = 10% DQO média efluente = 100 mg/L	-
YANGIN *et al* (2002)	Turquia	02	UASB + PQ	Piloto	2	Somente UASB: Remoção de DQO = 60-86% Remoção N = não observada Com PQ Remoção adicional DQO = 58%	US$ 0,92/m^3 para implantação e operação
STRACHAN *et al* (2007)	África do Sul	02	-	-	-	-	Alternativa de tratamento combinado inviabilizada economicamente em função da distância (10km)

Pela interpretação da Tabela 3.8, pode-se perceber que a maioria dos autores sugere diluições de lixiviado em relação ao esgoto bruto para tratamento combinado de até 6%; exceto ORTA de VELASQUEZ *et al* (2004) que sugerem uma diluição de até 10% e AKTAS & CECEN (2001) e CECEN & AKTAS (2004) que realizaram estudos com até 25% de diluição, porém indicam uma diluição máxima de até 10%, quando se utiliza o PAC para remoção adicional de DQO do efluente final, aumentada em função de diluição tão elevada de lixiviado. Os autores ainda afirmam que raramente se terá uma diluição de lixiviado assim tão elevada, já que a produção do lixiviado é substancialmente menor do que a produção de esgoto, por uma mesma população.

Somente os autores ORTA de VELASQUEZ (2004), CASTRO (2001), FACCHIN *et al* (2000) e YOUNG *et al* (2002) realizaram seus estudos em unidades de lagoas de estabilização como é o caso da pesquisa aqui discutida. Esses autores apresentaram resultados satisfatórios, sem perda de eficiência da estação, em função da adição de até 10% de lixiviado. Ainda, YOUNG *et al* (2002), sugerem que a diluição deve ser realizada em função da determinação de uma carga máxima adicional de DQO e Amônia devido à adição do lixiviado.

Somente os trabalhos apresentados por LIMA *et al* (2001) e YANGIN *et al* (2002) apresentaram dados consistentes de viabilidade econômica da implantação de unidades de tratamento combinado. LIMA *et al* (2001) alcançaram um valor de aproximadamente R$ 2,00/m^3 de lixiviado tratado, utilizando para o cálculo, modelagem matemática e ainda valores de custos operacionais descritos na literatura. Vale ressaltar que os autores não mencionam a distância de transporte de lixiviado utilizada no cálculo, nem mesmo a tecnologia utilizada para o tratamento combinado; somente mencionam que a geração de lixiviado foi calculada através do método do balanço hídrico, que as características qualitativas do lixiviado foram sugeridas de acordo com a literatura e que a tecnologia de tratamento do lixiviado bruto utilizada para confronto técnico e econômico com o tratamento combinado foi o sistema de lagoas.

Já YANGIN *et al* (2002) apresentaram um custo de operação de US$ 0,92 para cada m^3 de lixiviado tratado em unidade de tratamento de esgoto composta por reator UASB seguido de etapa de precipitação química para remoção de metais pesados. Segundo

JORDÃO & PESSOA (2009), somente para implantação de unidade de reator UASB para tratamento de esgoto doméstico, com pós-tratamento (lagoas aeradas, lagoas de polimento, filtros submersos aerados e filtros anaeróbios), é possível estabelecer uma relação média de R$ 51,00/habitante.

Indiscutivelmente, o tratamento combinado de lixiviado com esgoto doméstico é uma alternativa viável para países em desenvolvimento, principalmente em pequenas localidades. Comparativamente às demais tecnologias de tratamento, seu custo de operação e grau de complexidade são bastante reduzidos. Deve-se levar em consideração a capacidade da estação de tratamento de esgotos em receber o incremento de carga orgânica e de vazão e ainda deve-se avaliar o comportamento da unidade em relação à choques tóxicos em função da amônia e dos metais pesados presentes em abundância nos lixiviados. O seu pré-tratamento ainda no aterro sanitário deve ser avaliado de forma a minimizar os efeitos negativos no desempenho da estação de tratamento de esgotos. Ainda, os custos de transporte também devem ser avaliados criteriosamente, pois podem ser bastante elevados em função da distância entre o aterro e o ponto de lançamento na rede pública de esgoto, inviabilizando a utilização dessa alternativa.

A taxa de diluição do lixiviado no tratamento combinado deve ser avaliada em separado para cada caso, devido à grande variabilidade das características qualitativas de cada um. Para CECEN e CAKIROGLU (2001) o tratamento combinado nunca deve exceder uma relação de 20% de volume de lixiviado para volume de esgoto doméstico. Alguns autores, conforme mencionado anteriormente, sugerem que a diluição seja realizada em função da carga adicional de DQO e/ou amônia e não em função do volume.

Ainda, atenção especial deve ser dada para a reutilização do lodo do tratamento biológico de esgoto doméstico com lixiviado, como fertilizante em agricultura, conforme ressalta WISZNIOWSKI (2006), pois neste caso, esta prática possibilita o acúmulo de compostos perigosos no lodo.

BORGHI *et al* (2003) indicam que embora muitos estudos tenham sido realizados sobre co-tratamento, os principais problemas técnicos e científicos ainda não foram

solucionados. Dentre eles, seria necessário determinar a eficiência do tratamento biológico com lixiviado velho e pré-tratado, caracterizados por uma baixa relação DBO/DQO e ainda com lixiviados com alto teor de amônia, bem como otimizar o estágio de desnitrificação em processos de lodo ativado.

KEENAN *et al* (1984) *apud* BORGHI *et al* (2003) reportaram altas taxas de remoção de DQO (90% a 98%) no tratamento combinado de lixiviado apresentando relação DBO/DQO entre 0,4 e 0,8. Porém, utilizando lixiviado com relação DBO/DQO < 0,3, a eficiência de remoção de DQO não passou de 35%. Assim, os autores indicam para tratamento combinado com esgoto doméstico em tecnologias biológicas, lixiviados de aterros sanitários jovens.

Por fim, QASIM & CHIANG (1994) afirmam que em função da inevitável modificação das características qualitativas e quantitativas dos lixiviados ao longo do tempo, os seus diferentes processos de tratamento deverão requerer também modificação para adaptação das unidades. Assim, os autores sugerem que o tratamento combinado deve ser o método preferido para solução desse problema.

3.4.5 - Evaporação do Lixiviado

A evaporação do lixiviado de aterros sanitários é uma das alternativas adotadas em vários países como forma de Tratamento (CANTANHEDE *et al*, PROSAB 2009). A evaporação do lixiviado permite elevada redução do seu volume, utilizando a energia solar como fonte de aquecimento para o processo de destilação natural, o que caracteriza a evaporação natural do lixiviado. Ou ainda, utilizando como fonte de energia calórica o gás de aterro, caracterizando neste caso, a evaporação forçada.

Segundo CANTANHEDE *et al*, (PROSAB 2009), a evaporação natural ou forçada do lixiviado apresenta-se como uma tecnologia limpa, de baixo custo de implantação e operação, de fácil manutenção e aplicáveis a municípios de pequeno e médio porte.

A evaporação natural, por depender da energia solar, se aplica a regiões de altos índices de insolação. A tecnologia consiste em permitir que a radiação solar aqueça o lixiviado, fazendo com que o vapor se condense em uma superfície mais fria e seja coletado por

canaletas. Segundo SÁ (2008), quanto mais inclinada a superfície do vidro, maior será a quantidade de radiação solar absorvida no evaporador e portanto este é um fator de grande influência no processo.

De acordo com QASIM & CHINAG (1994), a quantidade de líquido evaporado alcançada também depende da temperatura, da velocidade do vento e da umidade, podendo existir variações substanciais na taxa de evaporação média de mês para mês e de ano para ano. Os autores afirmam também que para o tratamento de lixiviado, o processo de evaporação natural demanda grandes áreas e esta demanda pode ser menor, em função possibilidade de recirculação do lixiviado no maciço do aterro. A recirculação, além de fornecer o armazenamento temporário no aterro, também auxilia na estabilização do lixiviado e do próprio aterro.

QASIM & CHIANG (1994) citam um trabalho realizado por CHIANG, PATEL e Associados que desenvolveram estimativas de custos de implantação, operação e manutenção de diferentes tecnologias de tratamento de lixiviados. No caso das lagoas de evaporação, o custo total de tratamento (implantação e operação) varia de US$ 0,36/m^3 a US$ 1,78/m^3 para uma faixa de vazão entre 20 L/min a 380 L/min. Ressalta-se que esses valores foram alcançados considerando-se uma taxa anual de evaporação de 30 cm.

O princípio da evaporação forçada é similar ao da evaporação natural, sendo que a diferença básica entre os dois processos diz respeito ao tipo de energia utilizada para elevar a temperatura do lixiviado. No caso da evaporação forçada, comumente se utiliza o próprio gás gerado na aterro e ainda normalmente não se condensam os gases gerados, sendo estes escapados para a atmosfera. A utilização da tecnologia é estimulada por poder possibilitar a geração de créditos de carbono, como é o caso de alguns aterros nos Estados Unidos, Europa e no Brasil.

Segundo BAHÉ *et al* (2007), a utilização do evaporador permite uma redução de até 70% do volume de lixiviado. Esta tecnologia gera resíduos sólidos e semi-sólidos, que podem ser retornados ao aterro e resíduos gasosos são lançados na atmosfera ou podem ser tratados de acordo com imposição da legislação pertinente.

Pesquisa desenvolvida na Universidade Federal do Rio de Janeiro por CANTANHEDE *et al* (PROSAB 2009), utilizou um sistema denominado Evaporador Unitário – EU, que em função das suas reduzidas dimensões pode ser instalado ao lado do poço de biogás, evitando-se a construção da rede de coleta e transporte deste gás.

Segundo os pesquisadores, o rendimento médio do EU foi cerca de 30 L de lixiviado evaporado por hora, podendo chegar a um rendimento médio diário da ordem de 1,0 m^3/dia e para cada 2 m^3 de lixiviado evaporado, há uma produção de 1,0 kg de resíduo sólido decorrente do processo de evaporação.

A análise econômica elaborada para utilização do equipamento, determinou um custo total operacional de aproximadamente R$ 24,00/m^3. No entanto, quando da utilização do equipamento em município de pequeno porte (onde o operador do aterro exerce outras funções), este custo do EU pode ficar restrito ao custo de manutenção: R$ 5,00/m^3.

Estudos desenvolvidos por GIUST *et al* (2007), para solucionar o problema do tratamento de lixiviado de dois aterros sanitário localizados no norte de Paris na França, utilizou-se para um deles a tecnologia de evaporação e para o outro, a tecnologia de osmose reversa. Os dois lixiviados, com diferentes características são encaminhados para um tratamento combinado. O lixiviado 01 é proveniente de um aterro ainda em operação e o lixiviado 02 é estável e proveniente de um aterro já encerrado.

Dessa forma, o tratamento é iniciado pela evaporação do lixiviado 01 e paralelamente à esta tecnologia, é realizado o tratamento do lixiviado 02, por osmose reversa. O condensado da evaporação (lixiviado 01 tratado) e o efluente da osmose reversa (lixiviado 02 tratado), são conduzidos conjuntamente, à uma segunda unidade de osmose reversa, para polimento final de ambos.

Segundo os pesquisadores, o efluente final da estação de tratamento de ambos os lixiviados, apresenta concentração de DQO < 30 mg/L, de DBO < 5 mg/L e de N-amoniacal < 0,5 mg/L, com um custo baixo de 8,4 euros/tonelada de lixiviado tratado. O custo baixo é devido ao aproveitamento do biogás produzido no próprio aterro, para geração da energia elétrica consumida no processo de tratamento de lixiviado.

4. METODOLOGIA

Neste capítulo será descrita a metodologia da parte experimental da pesquisa, bem como um breve estudo sobre a estimativa de geração de lixiviado e uma avaliação dos aspectos econômicos do tratamento combinado.

4.1 - Caracterização dos Lixiviados dos Aterros Sanitários de Gramacho e Gericinó

4.1.1 - Consolidação dos dados de Operação da COMLURB

Anteriormente ao início da operação em campo da pesquisa de tratamento combinado dos lixiviados dos aterros sanitários de Gramacho e Gericinó com esgoto doméstico em lagoas de estabilização, optou-se pelo recolhimento e consolidação de dados de operação dos aterros, fornecidos pela própria Companhia de Limpeza Urbana do Município do Rio de Janeiro – COMLURB.

Os dados fornecidos pela COMLURB apresentaram resultados de caracterização dos lixiviados dos aterros, da seguinte forma:

1) Lixiviado do Aterro Metropolitano de Gramacho: Monitoramento mensal de DQO, DBO, amônia, cloreto, cor, pH, temperatura e condutividade, no período de outubro de 2004 a junho de 2006.

2) Lixiviado da Central de Tratamento de Resíduos de Gericinó: Monitoramento bimensal do período iniciado em agosto de 2003 e finalizado em agosto de 2006, dos seguintes parâmetros: DQO, DBO, amônia, pH, OD, fósforo total, NTK, arsênio, cádmio, chumbo, cobre, cromo, mercúrio, níquel, zinco, cloreto, nitrato, nitrito, sólidos sedimentáveis, SST, SDT e ST.

4.1.2 - Monitoramento dos Lixiviados (LEMA/UFRJ)

O monitoramento da qualidade físico-química e microbiológica dos lixiviados do AM de Gramacho e da CTR Gericinó foi iniciado em outubro de 2006 e se desenvolveu até abril de 2007, com coleta semanal dos lixiviados e análises dos seguintes parâmetros de qualidade de água no Laboratório de Engenharia do Meio Ambiente – LEMA, da Escola Politécnica da Universidade Federal do Rio de Janeiro: DQO, DBO, cloreto, alcalinidade, amônia, sólidos, cor, turbidez e pH. As análises de coliformes totais e termotolerantes foram realizadas esporadicamente, em função da sua baixa concentração nos lixiviado brutos (em torno de 10^2 NMP/100 mL).

O lixiviado de Gramacho era coletado na entrada da lagoa de acumulação, conforme apresentado na Figura 4.1. Na figura 4.2, pode-se observar o ponto de amostragem do lixiviado em Gericinó, que era localizado no ponto de bombeamento do lixiviado da célula mais recente para a lagoa de acumulação.

Figura 4.1 – Coleta lixiviado de Gramacho

Figura 4.2 – Coleta lixiviado de Gericinó

4.2 - Descrição das Lagoas Experimentais

A parte experimental da pesquisa de tratamento combinado foi desenvolvida no Centro Experimental de Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio de Janeiro – CESA/UFRJ (Figura 4.3).

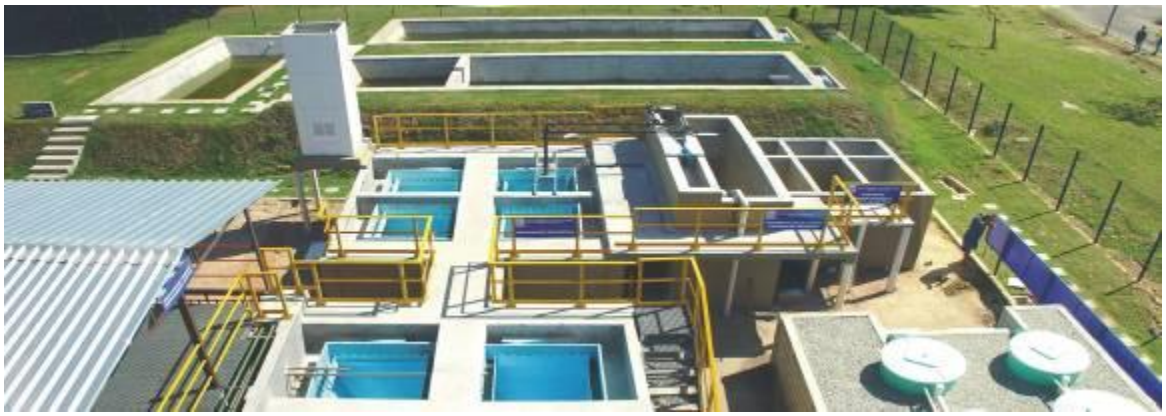


Figura 4.3 – Vista Geral do CESA/UFRJ

O CESA/UFRJ é um laboratório de ensino, pesquisa e extensão, subordinado ao Departamento de Recursos Hídricos e Meio Ambiente da Escola Politécnica e tem como missão atender aos cursos de graduação e pós-graduação da UFRJ voltados à Engenharia dos Recursos Hídricos, Engenharia Sanitária e Engenharia Ambiental. Ocupando área de 2.400 m² e localizado em um dos acessos principais da Cidade Universitária da UFRJ, o CESA consiste em uma central de operações, processos e tecnologias de tratamento de esgotos, em que cada unidade de tratamento em escala real atende a população equivalente de até 500 habitantes. O CESA também conta com um simulador dos sistemas de águas urbanas, também em escala real, dotado de 80 m rede de distribuição de água, 40 m de rede coletora de esgotos, 20 m de rede de microdrenagem urbana e 50 m² de pavimentos urbanos permeáveis.

Na pesquisa, foram utilizadas as lagoas facultativa, de maturação, aerada e de sedimentação, performando as duas linhas operacionais contempladas no estudo.

4.2.1 - Lagoa Facultativa + Lagoa de Maturação (Linha 01)

A lagoa facultativa do CESA/UFRJ, com 13,50 m de comprimento e 3,70 m de largura na borda superior, é enterrada e foi construída em concreto armado. Sua seção vertical é trapezoidal, com profundidade total de 1,80 m e profundidade útil de 1,60 m. Com volume útil de aproximadamente 57 m^3, seus taludes internos são de 2:1 e sua relação comprimento/largura (L/B) na profundidade média é de 4,54.

Nas Figuras 4.4 e 4.5 estão apresentadas fotografias da lagoa facultativa do CESA/UFRJ em operação e ainda vazia, logo depois da sua construção, respectivamente.

Fonte: FONSECA, 2005

Figura 4.4 – Lagoa facultativa do CESA/UFRJ em operação

Fonte: FONSECA, 2005

Figura 4.5 – Lagoa facultativa do CESA/UFRJ vazia

Posteriormente à lagoa facultativa, a linha de tratamento é composta pela lagoa de maturação que de maneira similar à lagoa facultativa possui seção vertical trapezoidal, também é enterrada e foi construída em concreto armado. Suas dimensões na borda superior são: 8,70 m de comprimento; 3,75 m de largura e altura total de 1,55 m. Devido às suas condições operacionais, sua profundidade útil é de apenas 1,00 m. Com volume útil de 28 m^3 sua relação comprimento/largura (L/B) é de 2,85 na sua profundidade média. (Figura 4.6)

Fonte: FONSECA, 2005

Figura 4.6 – Lagoa de maturação do CESA/UFRJ vazia

4.2.2 - Lagoa Aerada + Lagoa de Sedimentação (Linha 02)

A lagoa aerada do CESA/UFRJ consiste em um tanque enterrado, de seção vertical trapezoidal, construído em concreto armado, com taludes internos apresentando inclinação de 3:1. A lagoa apresenta dimensões de 10,10 m de comprimento e 3,80 m de largura na borda superior. Sua altura total é de 2,40 m, ficando sua profundidade útil limitada em 2,20 m.

A lagoa possui volume de 62 m^3 e um aerador do tipo jato, fabricado pela empresa AMBIO, com uma bomba submersa de recirculação de 3,5 CV de potência e uma tubulação acoplada, com sua abertura superior acima da lâmina d'água da lagoa. Assim, a bomba succiona o ar atmosférico, que é transferido para o interior da lagoa por difusores, conforme apresentado na Figura 4.7. O equipamento, além de garantir a quantidade necessária de oxigênio requerida pelos microrganismos para a degradação da matéria orgânica, com uma densidade de potência de 42 W/m^3, permite a manutenção da agitação da massa líquida total, mantendo a sua operação em regime tendendo a mistura completa. Na Figura 4.8 está apresentada um fotografia da lagoa aerada em funcionamento.

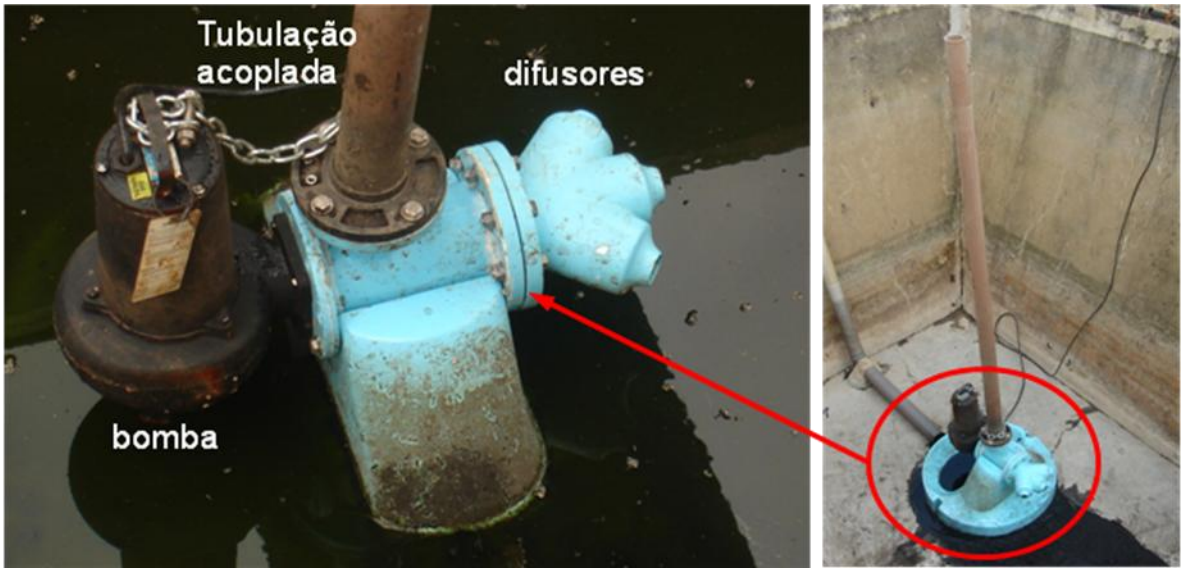


Figura 4.7 – Detalhe do aerador da lagoa aerada do CESA/UFRJ

Fonte: MATOS, 2005

Figura 4.8 – Lagoa aerada do CESA/UFRJ

Posteriormente à lagoa aerada está localizada a lagoa de sedimentação, apresentando seção superficial quadrada, com largura e comprimento de 3,60 m na borda superior. Sua altura total também é de 2,40 m, sendo sua profundidade útil de 2,20 m e volume útil de 20 m^3, conforme apresentado na fotografia da Figura 4.9.

Fonte: MATOS, 2005

Figura 4.9 – Lagoa de sedimentação do CESA/UFRJ

4.3 - Procedimentos Operacionais

A pesquisa de tratamento combinado em escala de demonstração foi desenvolvida em duas linhas de tratamento, conforme pode ser observado na Figura 4.10 e definidas da seguinte forma:

a) Linha Operacional 01 - Lagoa Facultativa (LF) + Lagoa de Maturação (LM) + diluição do lixiviado do Aterro Metropolitano de Gramacho/RJ;

b) Linha Operacional 02 - Lagoa Aerada (LA) + Lagoa de Sedimentação (LS) + diluição do lixiviado da Central de Tratamento de Resíduos de Gericinó/RJ.

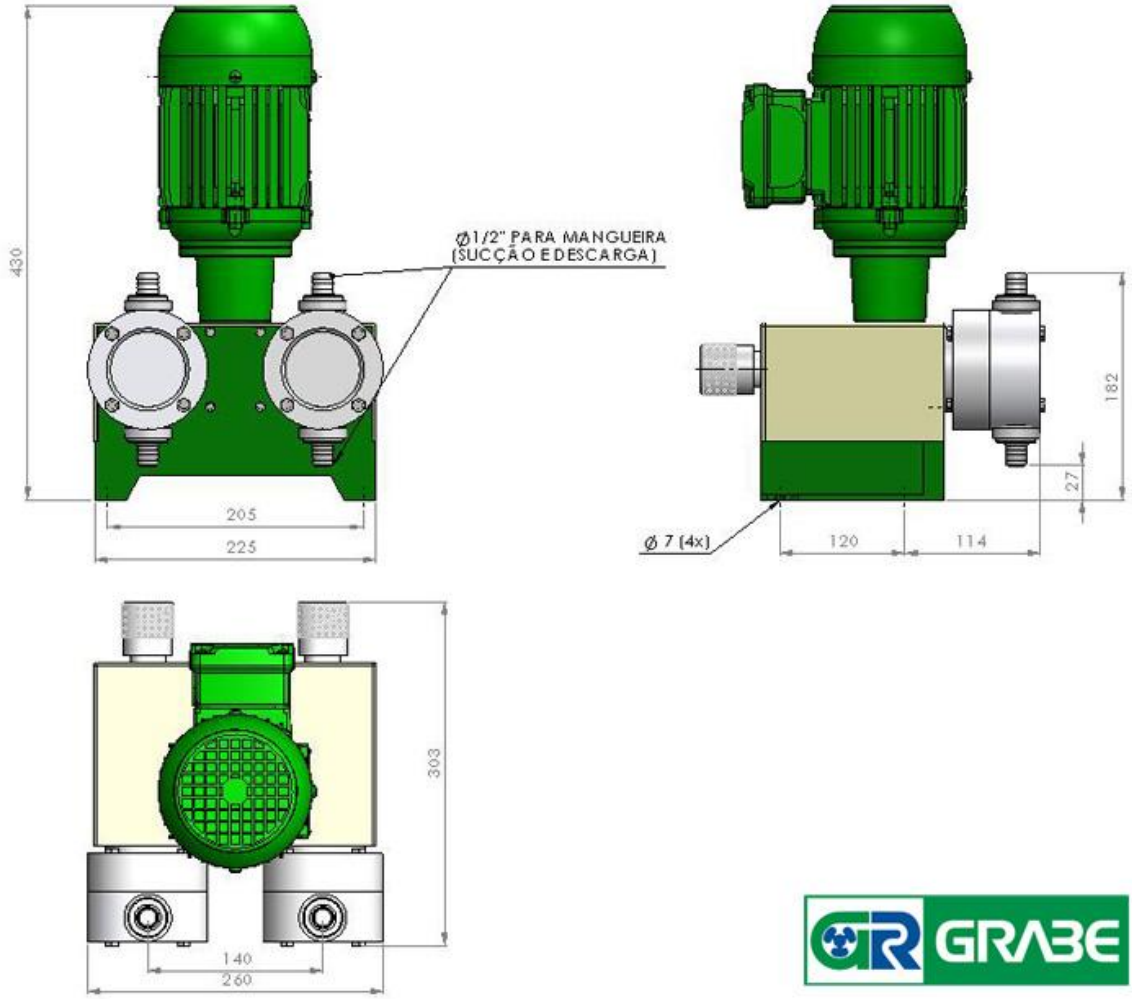
Figura 4.10 – Aparato experimental em funcionamento

As coletas de amostras simples, para as duas linhas de pesquisa, foram realizadas semanalmente, aproximadamente às 8:00h da manhã. Os parâmetros analisados foram: 1) DQO, DBO, cloreto, alcalinidade, sólidos, cor, turbidez e pH, semanalmente; 2) amônia, nitrito, nitrato e fósforo: quinzenalmente e; 3) coliformes totais e termotolerantes, mensalmente no início da pesquisa e depois, casualmente e aleatoriamente, já que se percebeu a sua baixa variabilidade ao longo do período da pesquisa. Cabe ressaltar que todos os parâmetros foram analisados de acordo com o que preconiza a 20ª edição do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*.

Nas proximidades das lagoas experimentais, foram instalados tanques de 1000 litros para armazenamento dos lixiviados provenientes dos aterros de Gramacho e de Gericinó. O abastecimento era realizado semanalmente por meio de caminhão pipa, conforme apresentado na Figura 4.11.

Figura 4.11 – Abastecimento semanal dos tanques de armazenamento de lixiviado

A diluição do lixiviado no esgoto doméstico nas duas linhas de pesquisa foi realizada através da bomba dosadora de diafragma, modelo DDM 40-12, da marca GRABE Bombas e Equipamentos Industriais LTDA, com potência do motor de 0,33 CV. A bomba dosadora, conforme pode ser observada na Figura 4.12, era composta por dois cabeçotes, sendo um para cada linha operacional, com vazão máxima de 40 L/h por cabeçote.



Fonte: www.grabe.com.br (acesso em março de 2010)

Figura 4.12 – Desenho esquemático da bomba dosadora DDM 40-12

A dosagem, com vazão variando entre 0,72 L/h e 10,8 L/h, era realizada em regime constante, 24 horas por dia, com bombeamento instalado antes do medidor Thompson, conforme apresentado na Figura 4.13 e em detalhe na Figura 4.14.

Figura 4.13 – Ponto de aplicação do lixiviado na entrada das Lagoas (LF + LM)

Figura 4.14 – Detalhe do ponto de aplicação do lixiviado

4.3.1 - Fases Operacionais

As lagoas facultativa e de maturação já haviam sido operadas por FONSECA (2005) para o tratamento de esgoto doméstico sem a adição de lixiviado e seus resultados foram utilizados para comparação de desempenho do tratamento combinado. De maneira análoga, o mesmo pode-se relatar em relação às lagoas aerada e de sedimentação que haviam sido operadas por MATOS (2005). Ambas as pesquisas referidas foram desenvolvidas entre os anos de 2003 e 2005.

Na presente pesquisa de tratamento combinado, ambas as linhas foram avaliadas em 5 diferentes fases operacionais com características distintas, sendo cada uma delas operada por aproximadamente 04 meses. As fases operacionais foram caracterizadas da seguinte forma:

Fase Operacional 01

Na primeira fase operacional da pesquisa, tanto para a Linha 01 como para a Linhas 02, optou-se por manter as características hidráulicas sugeridas por FONSECA (2005) e MATOS (2005), de acordo com os melhores resultados encontrados por ambas em seus respectivos estudos.

Neste caso, para a lagoa facultativa, utilizou-se tempo de detenção hidráulica de 6,6 dias e a carga orgânica superficial adotada (COS) foi de 334 kgDBO/ha.dia. Vale lembrar que na cidade do Rio de Janeiro, segundo o Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE, a temperatura média do mês mais frio (julho) é de 17 ºC, podendo no verão, chegar a 40 ºC, o que justifica a carga adotada. Estes parâmetros definiram uma vazão afluente de aproximadamente 0,10 L/s. Para a lagoa aerada, utilizou-se tempo de detenção hidráulica de 4,8 dias, resultando em uma vazão de 0,15 L/s.

Em função da sugestão de vários autores (conforme apresentado no item revisão bibliográfica), optou-se por iniciar os trabalhos de campo, com um diluição intermediária de 2% de vazão de lixiviado em relação à vazão de esgoto doméstico afluente ao sistema, para um melhor entendimento de ambas as linhas operacionais.

Fase Operacional 02

Nesta fase, optou-se por reduzir a diluição de lixiviado para 0,5% em ambas as linhas, em função da apresentação de resultados preliminares de desempenho insatisfatórios na fase 01. Em relação ás características de tempo de detenção hidráulica e carga orgânica superficial, as mesmas condições da fase 01 foram mantidas.

Fase Operacional 03

Na operação da fase 03, manteve-se a diluição de 0,5%, porém alterou-se as condições operacionais de tempo de detenção hidráulica e carga orgânica superficial das lagoas facultativa e aerada, para valores mais conservadores em relação ao tratamento de esgoto doméstico. JORDÃO e PESSOA (2009) sugerem para essas lagoas, tempo de detenção variando entre 15 e 45 dias e taxa de aplicação superficial entre 100 e 350 kgDBO/ha.dia (ver Tabela 4.1) para regiões tropicais com sol e temperatura uniformemente distribuídos, sem coberturas de nuvens sazonais. Assim, determinou-se para a lagoa facultativa, tempo de detenção hidráulica de 16,5 dias e carga orgânica superficial adotada de 134 kgDBO/ha.dia. Para a lagoa aerada, definiu-se o tempo de detenção hidráulica de 3,6 dias, que segundo JORDÃO e PESSOA (2009) valores usuais de conforto estão situados entre 2 e 10 dias.

Fase Operacional 04

Para a linha 01, manteve-se as condições de operação da fase 03. Já para a linha 02, manteve-se a diluição de lixiviado de 0,5%, porém aumentou-se o tempo de detenção hidráulica para 7,1 dias, aproximando-o de valores mais conservadores recomendados pela literatura.

Fase Operacional 05

Ao verificar que os desempenhos insatisfatórios do tratamento combinado poderiam estar atrelados à elevada carga adicional de amônia proveniente do lixiviado mesmo em baixas diluições, optou-se por operar a fase 05 de maneira diferenciada, fazendo-se o ajuste desta vazão em função da concentração de amônia detectada no lixiviado, cuja freqüência de abastecimento era semanal. Dessa forma, optou-se por adotar uma vazão de lixiviado que produzisse uma baixa carga de amônia em relação à de esgoto e ainda permitisse o tratamento de todo o lixiviado produzido por uma mesma população. Assim, fixou-se essa relação máxima entre cargas, em 5%.

A análise laboratorial de amônia era realizada no mesmo dia do abastecimento de lixiviado no CESA/UFRJ. Assim era possível determinar a carga de amônia do lixiviado em relação ao esgoto bruto, determinando a sua vazão de diluição que ficou estabelecida em torno de 0,20% durante o período de operação da fase 05.

Nas Tabelas 4.1 e 4.2 estão apresentadas as condições operacionais das lagoas das linhas 01 e 02 (respectivamente), para cada fase de operação e na Tabela 4.3 estão apresentadas as características de vazão e fator de diluição utilizados em cada fase da pesquisa, descritas anteriormente.

Tabela 4.1 – Resumo das condições operacionais para linha 01

Fase	Td Lagoa Facultativa (dias)		Td Lagoa Maturação (dias)		COS Lagoa Facultativa (KgDBO/ha.dia)	
	Aplicado*	Literatura**	Aplicado*	Literatura**	Aplicado***	Literatura
01	6,6	15-45	3,2	> 3 ~ 7 (ótimo)	313	100-350 (regiões tropicais)
02	6,6		3,2		221	
03	16,5		8,1		93	
04	16,5		8,1		95	
05	16,5		8,1		95	

Obs.: Td → Tempo de detenção hidráulica
COS → Carga Orgânica Superficial
* Valor aplicado no período
** Faixa recomendada pela bibliografia (JORDÃO & PESSOA, 2009) para esgoto doméstico
*** Valor aplicado em função da concentração afluente média de DBO no período e da vazão imposta

Tabela 4.2 – Resumo das condições operacionais para linha 02

Fase	Td Lagoa Aerada (dias)		Td Lagoa Sedimentação (dias)		COS Lagoa Aerada (KgDBO/ha.dia)	
	Aplicado*	Literatura**	Aplicado*	Literatura**	Aplicado***	Literatura**
01	4,8	2-4	1,5	< 2 ~ 1 (ótimo)	557	1000-3000
02	4,8		1,5		574	
03	3,6		1,2		774	
04	7,1		2,3		304	
05	7,1		2,3		286	

Obs.: Td → Tempo de detenção hidráulica
COS → Carga Orgânica Superficial
* Valor aplicado no período
** Faixa recomendada pela bibliografia (JORDÃO & PESSOA, 2009) para esgoto doméstico
*** Valor aplicado em função da concentração afluente média de DBO no período e da vazão imposta

Tabela 4.3 – Vazões de lixiviado e esgoto doméstico e respectivas porcentagens de diluição

Fase	Linha Operacional 01				Linha Operacional 02			
	Vazão afluente		Vazão Gramacho	Diluição	Vazão afluente		Vazão Gericinó	Diluição
	(L/s)	(L/h)	(L/h)	(%)	(L/s)	(L/h)	(L/h)	(%)
01	0,10	360	7,20	2,0	0,15	540	10,8	2,0
02	0,10	360	1,80	0,5	0,15	540	2,70	0,5
03	0,04	144	0,72	0,5	0,20	720	3,60	0,5
04	0,04	144	0,72	0,5	0,10	360	1,80	0,5
05	0,04	144	Variável	± 0,2	0,10	360	Variável	± 0,2

Obs.: Linha 01 → Lagoa Facultativa + Lagoa de Maturação
Linha 02 → Lagoa Aerada + Lagoa de Sedimentação

Ressalta-se que na Tabela 4.3, os dados de vazão de lixiviado estão apresentados em L/h e os dados de vazão afluente estão apresentados em L/s e L/h, para facilitar o entendimento. Ainda, a vazão de lixiviado da fase 05, por estar condicionada à sua concentração de amônia, foi variável e apresentou uma diluição de aproximadamente 0,2% para ambas as linhas operacionais.

4.4 - Ensaios de *Stripping* de Amônia

Durante o desenvolvimento da operação do tratamento combinado, foram realizados ensaios de *stripping* de amônia, com o objetivo de avaliar a capacidade de remover amônia tanto na etapa final do tratamento como antes da diluição do lixiviado com o esgoto bruto. Para isso, foram realizados os três ensaios descritos a seguir:

1º ensaio de *stripping* de amônia

Com o objetivo de condicionar o efluente do tratamento combinado a uma concentração limite de amônia de 20 mg/L, foi realizado o 1º ensaio de volatilização de amônia com duração de 24 horas, iniciado em 07 de abril de 2008 e finalizado em 08 de abril de 2008.

Utilizou-se o efluente da lagoa de maturação (linha operacional 01) para condução do ensaio em regime de batelada, em caixa aerada com volume de 400 L, comprimento de

1,50 m, largura de 0,50 m e altura de lâmina d'água de 0,80 m conforme demonstrado nas fotografias das Figuras 4.15 e 4.16.

A aeração da unidade foi realizada em fluxo horizontal em espiral, com injeção de ar através de uma bomba a vácuo, com uma vazão de aproximadamente 1.000 L/h, medida através de rotâmetro instalado na própria tubulação. A distribuição do ar era realizada por tubulação perfurada instalada sobre o fundo da caixa, ao longo de todo o comprimento da unidade, em seu canto direito.

Figura 4.15 – 1º Ensaio de volatilização de amônia – abastecimento do tanque

Figura 4.16 – 1º Ensaio de volatilização de amônia – tanque de aeração

O ensaio foi iniciado as 8:30h da manhã, do dia 07 de abril de 2008, com coleta de amostra de duas em duas horas até as 16h do mesmo dia, porém o ensaio foi finalizado somente na manhã do dia seguinte (08/04/2008), com mais uma coleta, totalizando 24 horas de experimento e 6 amostras para análise da concentração de amônia. (Figura

4.17). Cabe ressaltar que não foram realizadas coletas de amostras no período noturno, entre 16h do dia 07 de abril de 2008 e 8:30h do dia 08 de abril de 2008.

Figura 4.17 – 1º Ensaio de volatilização de amônia – coleta de amostras

2º ensaio de *stripping* de amônia

O 2º ensaio de *stripping* de amônia foi realizado nos dias 24 e 25 de junho de 2008, com o lixiviado bruto do aterro metropolitano de Gramacho, com o objetivo de reduzir a carga de amônia afluente ao tratamento combinado.

Neste ensaio (conduzido no mesmo tanque utilizado para o 1º ensaio), também em regime de batelada e com duração de 24h, foi adicionada solução de cal ($CaCO_3$) como alcalinizante do meio, em solução de 40g/L, de forma a manter o pH acima de 10, já que nessas condições a remoção de amônia é mais eficiente.

Em laboratório, anteriormente, diferentes diluições da solução de cal a 40g/L foram testadas em equipamentos de *jar-test* até se alcançar um pH mínimo de 10. Assim, conduziu-se o ensaio com a adição de 114 L da solução para 200 L de lixiviado no tanque aerado com capacidade para 400 L.

O ensaio foi iniciado as 9:30h da manhã do dia 24 de junho de 2008 e finalizado quase 24 horas depois, as 9:00h da manhã do dia seguinte. No período de 9:30h as 17:00h do 1º dia, com freqüência de duas em duas horas foi medido o pH da solução, bem como foram realizadas coletas de pequenas alíquotas para análise da concentração de amônia. Neste ensaio, no período noturno, também não foram coletadas amostras, porém a unidade permaneceu em operação.

O ensaio somente foi finalizado no dia 25 de junho, as 9h da manhã, quando foi realizada a última coleta para análise de concentração de amônia, completando a sexta amostra.

3º ensaio de *stripping* de amônia

O 3º ensaio de *stripping* de amônia foi realizado nos dias 31 de julho e 01 de agosto de 2008, em condições semelhantes ao segundo ensaio já descrito e também com lixiviado bruto de Gramacho. Porém, foi utilizado para o experimento um tanque cilíndrico com capacidade para 1000 L, com altura de 0,62 m, diâmetro superior de 1,69 m e diâmetro inferior de 1,40 m conforme apresentado na Figura 4.18. A alimentação de ar, também se deu por injeção, porém em tubulação perfurada central e neste caso, para manutenção do pH acima de 10, o tanque foi preenchido com 400 L de lixiviado e 228 L de solução de cal, também com concentração de 40g/L.

De maneira análoga aos outros ensaios de *stripping* descritos anteriormente, as coletas de um total de 06 alíquotas para análise de concentração de amônia e medição de pH foram realizadas ás 9h, 11h, 13h, 15h e 17h do dia 31de julho de 2008 e as 9h do dia 01 de agosto de 2008, mantendo novamente o período noturno sem amostragem.

Na Tabela 4.4 pode-se observar de maneira resumida, as características de cada um dos 03 ensaios realizados de stripping de amônia.

Figura 4.18 – Tanque aerado de 1000 L para 3º ensaio de *stripping* de amônia - abastecimento

Tabela 4.4 – Características resumidas dos 03 ensaios de *stripping* de amônia

Ensaio	Data	Amostra	Características do ensaio	Aeração	Alcalinização
1	07/04/2008 08/04/2008 (24h)	Efluente lagoa maturação	Regime de batelada Caixa aerada (400L)	Fluxo horizontal em espiral (1000L ar/h)	não
2	24/06/2008 25/06/2008 (24h)	Lixiviado bruto de Gramacho	Regime de batelada Caixa aerada (400L)	Fluxo horizontal em espiral (1000L ar/h)	pH > 10 solução de cal 40 g/L
3	31/07/2008 01/08/2008 (24h)	Lixiviado bruto de Gramacho	Regime de batelada Tanque cilíndrico (1000L)	Tubulação perfurada central (1000L ar/h)	pH > 10 solução de cal 40 g/L

4.5 - Estimativa da Relação entre Geração de Lixiviado e Esgoto Doméstico

Foi realizado um estudo para se estimar a geração de lixiviado em função da população contribuinte com resíduos sólidos para o aterro e posteriormente foi avaliada a relação da produção de lixiviado em relação à produção de esgoto por essa mesma população.

4.5.1 - Estimativa da geração de lixiviado por habitante

Sabe-se que a geração de lixiviado é função de muitas variáveis: características e quantidade dos resíduos aterrados, características de operação do aterro, método e material de impermeabilização da camada de fundo do aterro, precipitação e evapotranspiração, entre outros. Dessa forma, pela grande dificuldade em se estimar a produção de lixiviado em função da quantidade de lixo depositada no aterro, ou seja, em função da população, e pela indisponibilidade desse dado para balizamento de pré-projetos, optou-se por realizar um estudo estimativo da geração de lixiviado por habitante, em local onde se conhece a precipitação média anual.

Para isso, utilizou-se como base os trabalhos desenvolvidos por CASTRO (2001) e CASTRO *et al* (2007), que além de outros estudos, realizaram medição *in loco* da quantidade de lixiviado gerada no aterro Pau Queimado, localizado no município de Piracicaba, em São Paulo. Algumas informações sobre o aterro estão apresentadas na Tabela 4.5.

Ainda, o próprio autor realizou comparação do valor medido com valores calculados pelos métodos sugeridos pela bibliografia, para estimativa da geração de lixiviado: método suíço, balanço hídrico e método racional. Esses valores também podem ser observados na Tabela 4.5.

Tabela 4.5 – Informações do Aterro Pau Queimado em Piracicaba/SP

Área p/ disposição (m^2)	RSU aterrados (t/dia)	Produção de Lixiviado (m^3/dia)			
		medido	M. Suíço	B. Hídrico	M. Racional
87.000	250	44,86	63,46	32,27	56,53

Fonte: CASTRO, 2001

Segundo IBGE (2000), a população de Piracicaba correspondia à 329.150 habitantes no ano de 2000 e portanto, para o cálculo da geração de lixiviado por habitante, foi utilizado este dado.

Somente para confirmar o dado de população contribuinte ao aterro sanitário Pau Queimado, a mesma foi estimada, considerando que o atendimento de coleta e disposição final de resíduos sólidos no município é de 100% e considerando o índice de geração per capita diária de resíduos sólidos nesta localidade, de 0,7 kg RSU/hab.dia (SNIS, 2007).

Assim, tanto para a produção de lixiviado medida *in loco* no aterro Pau Queimado, como para os outros valores encontrados através dos métodos de estimativa realizados no trabalho de CASTRO (2001), estimou-se um valor de geração diária de lixiviado por habitante.

Complementado o trabalho, estimou-se a população contribuinte aos aterros de Gramacho e Gericinó, em função da quantidade de resíduos sólidos aterrados diariamente em cada uma das áreas e do índice médio nacional de contribuição diária de resíduos sólidos urbanos, equivalente a 0,97 kg RSU/hab.dia (SNIS, 2007). A partir da estimativa da população contribuinte aos aterros, estimou-se também a produção de lixiviado nos aterros de Gramacho e Gericinó.

Uma parcela importante da produção de lixiviado é a precipitação que ocorre na área do aterro. Assim, o aterro Pau Queimado fica situado na região hidrográfica do Paraná, segundo ANA (2009), onde a precipitação média anual medida entre outubro de 2006 e setembro de 2007 foi de 1573 mm, se aproximando bastante da média histórica de 1961 a 2007, que foi de 1543 mm. Já os aterros de Gramacho e Gericinó, ficam localizados na região hidrográfica do Atlântico Sudeste, onde a precipitação média anual entre 2006 e 2007 foi de 1385 mm e a média histórica de 1961 a 2007 foi de 1401 mm.

Vale ressaltar que, para o território nacional, a média história foi de 1761 mm e para o período compreendido entre 2006 e 2007, 1630 mm.

4.5.2 - Relação entre geração de lixiviado e geração de esgoto doméstico

Neste item, inicialmente calculou-se as vazões de esgoto produzidas pelas mesmas populações contribuintes para os aterros Pau Queimado, Gramacho e Gericinó, estimadas no item 4.5.1. Para isso, adotou-se valores para consumo médio per capita de água, indicados pelo SNIS (2007), de 200 L/hab.dia para o município de Piracicaba e de 224 L/hab.dia para o município do Rio de Janeiro.

Posteriormente, calculou-se uma relação entre essas vazões de esgoto e de lixiviado para cada um dos aterros, com o objetivo de se avaliar qual a porcentagem de produção média entre vazão de lixiviado e de esgoto, no caso de se optar pelo tratamento combinado nesses aterros.

4.6 - Levantamento de Aspectos Econômicos do Tratamento de Lixiviado

O aspecto econômico mais relevante no tratamento combinado é o custo do transporte do lixiviado até o ponto mais próximo e adequado para o lançamento na rede de esgotamento sanitário ou diretamente até a ETE.

Assim, foi realizado um levantamento do custo de transporte de lixiviado em caminhão pipa para diferentes distâncias (5 a 30 km) em municípios com populações fictícias variando de 10.000 a 100.000 habitantes.

Segundo o SCO – Sistema de Custos de Obras e Serviços de Engenharia da Prefeitura Municipal do Rio de Janeiro (mês/ano de referência: 01/2010), pesquisado em 10 de março de 2010, o caminhão tanque com capacidade para 6000 litros, com motorista, material de operação e material de manutenção, com as seguintes especificações mínimas: motor diesel de 162 CV, pipa com moto-bomba e barra de irrigação, tem um custo produtivo de R$ 73,77/hora. Considerando-se, de maneira bastante conservadora que a velocidade média do caminhão é de 10 km/h (já inseridos tempos de abastecimento, esvaziamento, manutenção, etc), o custo de transporte em função da distância, adotado para os cálculos no presente trabalho, é de R$ 7,37/km.

Assim, estimou-se a produção diária de lixiviado para municípios de 10.000, 20.000, 30.000, 50.000 e 100.000 habitantes, em função da produção per capita de lixiviado de

0,2 L/hab.dia (valor estimado no item 4.5.1 e apresentando no item 5.4.1). Posteriormente, estimou-se o custo do transporte para cada faixa populacional, com distâncias variando de 5 km a 30 km.

O estudo ainda apresenta um custo de transporte por m^3 para distâncias variando de 5 km a 30 km e uma comparação entre estes custos do tratamento combinado, com outras tecnologias de tratamento de lixiviado.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados da pesquisa estão apresentados conforme as atividades foram descritas no capítulo de metodologia.

5.1 - Caracterização dos Lixiviados dos Aterros Sanitários de Gramacho e Gericinó

5.1.1 - Resultados dos Dados de Operação da COMLURB

A estatística descritiva dos dados de concentração de parâmetros físico-químicos de análise de qualidade da água, fornecidos pela COMLURB para os lixiviados brutos dos aterros de Gramacho e Gericinó, respectivamente, estão apresentados nas Tabelas 5.1 e 5.2. Cabe ressaltar que as análises laboratoriais de controle da qualidade dos lixiviados são realizadas pela COMLURB desde 2004.

Tabela 5.1 – Estatística Descritiva do Lixiviado de Gramacho

Estatística	Nº de dados	Média	DP	Máximo	Mínimo
Condutividade (Umhos/cm)	42	17.106	5.603	24.600	1.763
Cor (mg Pt/L)	21	2.667	1.076	5.000	1.500
pH	42	8,4	0,1	8,7	8,0
Temperatura (ºC)	42	20	2	25	17
DBO (mg/L)	42	222	251	1.570	59
DQO (mg/L)	42	2.628	525	3.727	1.476
$N\text{-}NH_4$ (mg/L)	42	1.181	399	1.851	324
Cloreto (mg/L)	40	3.835	1.010	6.848	372

Observações: DP – Desvio padrão

Tabela 5.2 – Estatística Descritiva do Lixiviado de Gericinó

Estatística	N° dados	Média	DP	Máximo	Mínimo
pH	20	7,9	0,26	8,3	7,32
DBO (mg/L)	19	538	936	3789	34
DQO (mg/L)	20	2291	1117	6167	573
$N\text{-}NH_4$ (mg/L)	20	877	449	1416	86
OD (mg/L)	16	0,3	0,23	1,0	0,2
P Total (mg/L)	19	7,6	2,07	14	2,7
NTK (mg/L)	19	1248	340	1628	52
Arsênio (mg/L)	20	0,007	0,008	0,025	0,001
Cádmio (mg/L)	20	0,012	0,027	0,11	0,001
Chumbo (mg/L)	20	0,071	0,143	0,4	0,002
Cobre (mg/L)	20	0,020	0,021	0,06	0,005
Cromo (mg/L)	20	0,109	0,073	0,34	0,03
Mercúrio (mg/L)	20	0,001	0,001	0,004	0,001
Níquel (mg/L)	20	0,148	0,075	0,34	0,01
Zinco (mg/L)	20	0,080	0,064	0,2	0,003
Cloreto (mg/L)	19	2404	742	4032	699
Nitrato (mg/L)	20	96,9	88	368	8,5
Nitrito (mg/L)	20	0,011	0,014	0,064	0,005
Sólidos Sedimentáveis (mg/L)	20	0,5	0	0,5	0,5
SST (mg/L)	19	113	156	680	7
SDT (mg/L)	18	6379	1684	9588	2618
ST (mg/L)	18	6465	1704	9614	2694

Obs.: DP – Desvio padrão

O gráfico da Figura 5.1 apresenta as séries temporais de DQO e DBO para o lixiviado bruto de Gramacho, enquanto o gráfico da Figura 5.2 apresenta, para o mesmo lixiviado, a série temporal para o parâmetro amônia.

Para o lixiviado bruto de Gericinó, o gráfico da Figura 5.3 apresenta as séries temporais para os parâmetros DQO e DBO e o gráfico da Figura 5.4, apresenta as séries temporais das formas de nitrogênio.

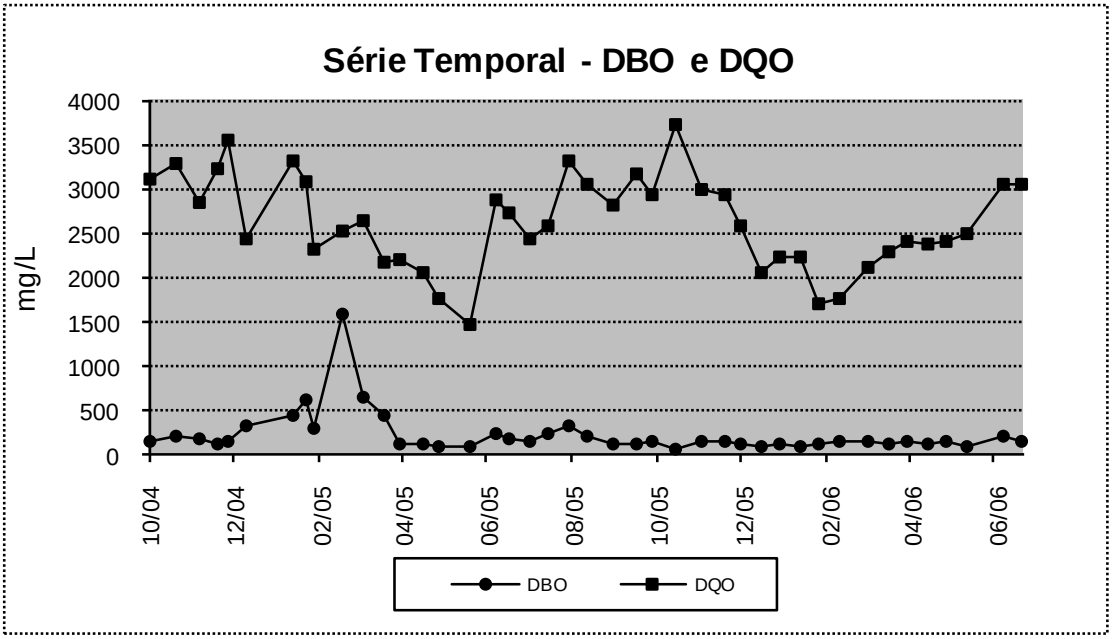


Figura 5.1 – Séries Temporais das concentrações de DBO e DQO do lixiviado bruto de Gramacho (base COMLURB)

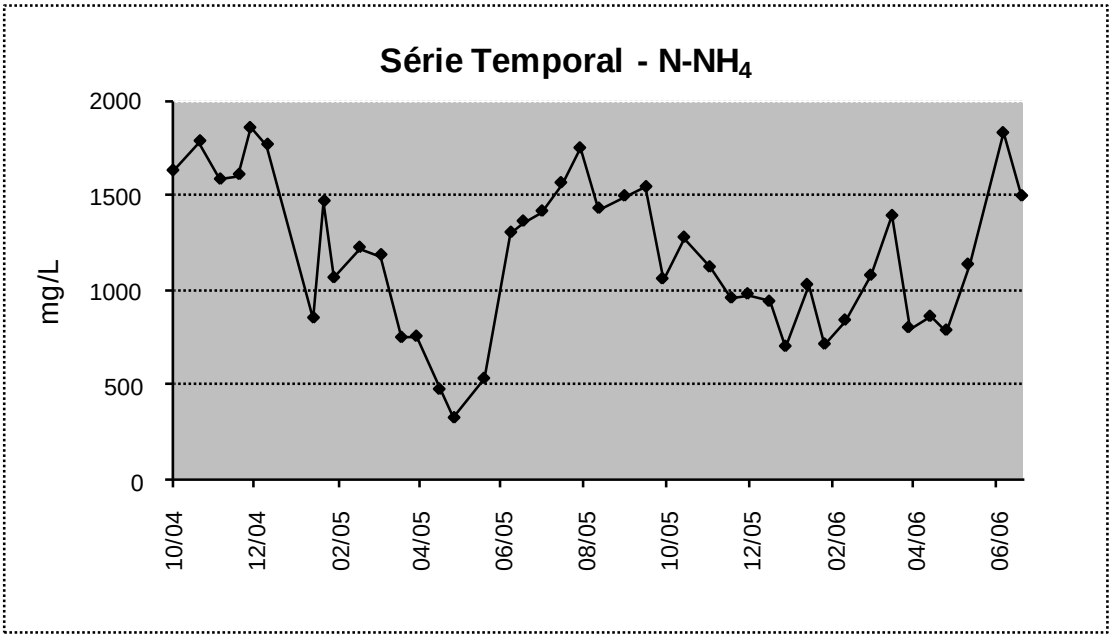


Figura 5.2 – Série Temporal das concentrações de amônia do lixiviado bruto de Gramacho (base COMLURB)

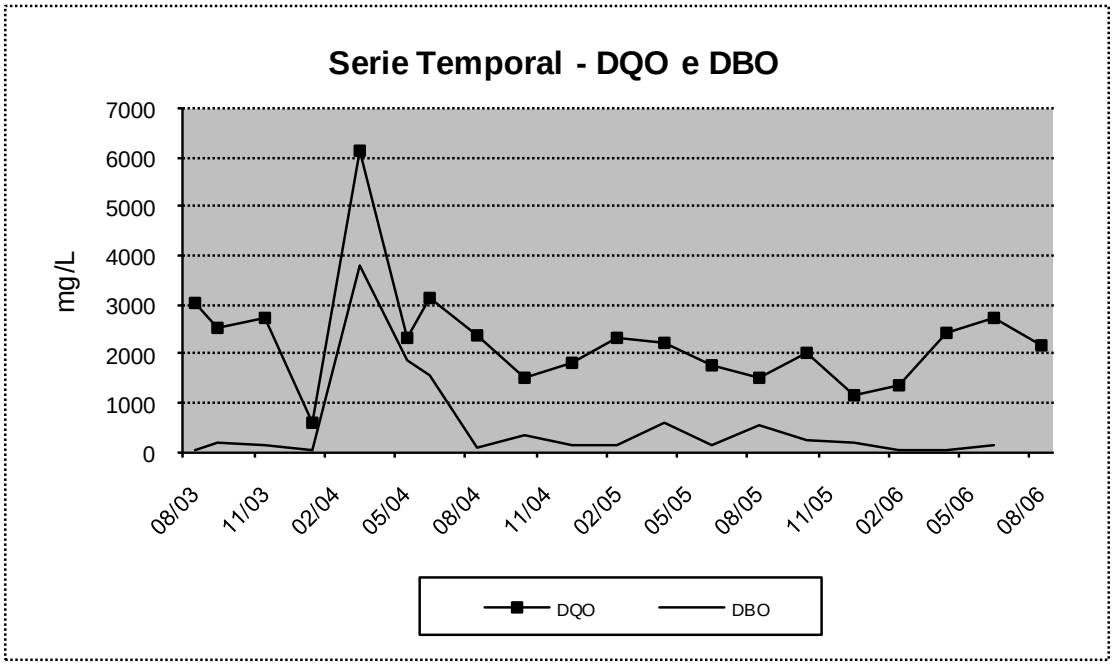


Figura 5.3 – Séries Temporais das concentrações de DBO e DQO do lixiviado bruto de Gericinó (base COMLURB)

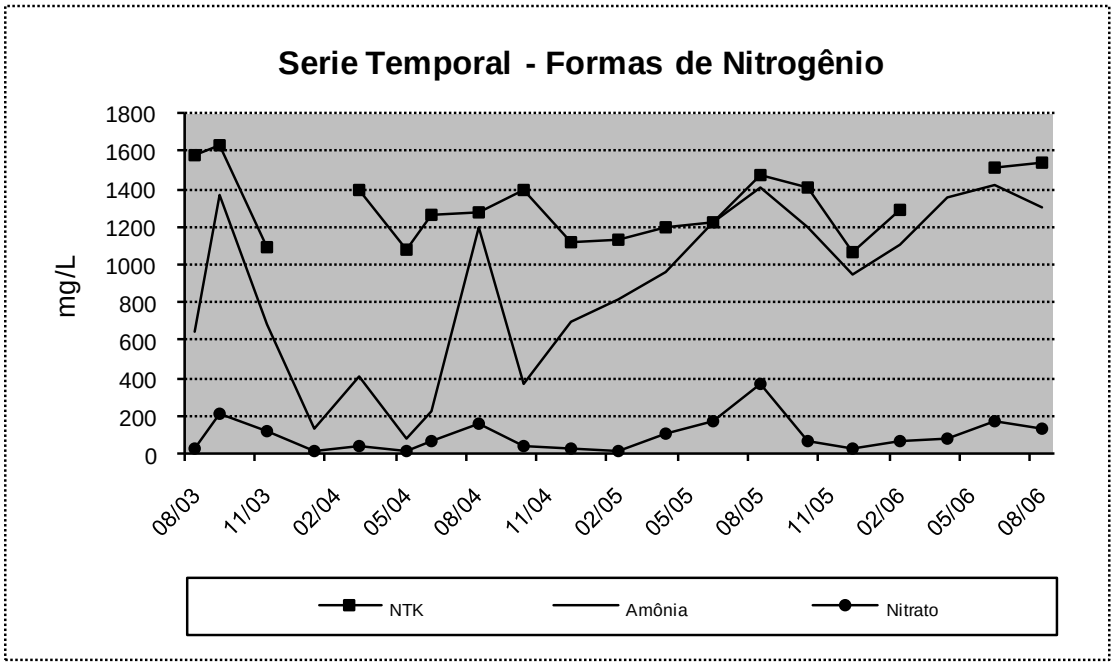


Figura 5.4 – Séries Temporais das concentrações de nitrogênio do lixiviado bruto de Gericinó (base COMLURB)

Conforme era de se esperar, tanto o lixiviado de Gramacho como o de Gericinó apresentam parâmetros com grande variabilidade.

Para esse conjunto de amostras, o lixiviado de Gramacho demonstrou a idade avançada do aterro, com relação DBO/DQO média de 0,08 (< 0,1). Sua concentração de DQO esteve entre 1476mg/L, 3727mg/l e de DBO entre 59mg/L e 1570mg/L. Sua concentração média de amônia no período analisado foi de 1181mg/L, se mostrando ainda bastante elevada para um aterro antigo e demonstrando a alta toxicidade do efluente para tratamento biológico.

O lixiviado de Gericinó, com relação DBO/DQO de 0,23, para esse conjunto de amostras, se apresenta como um lixiviado de aterro com média estabilização, com DQO variando de 573 mg/l a 6167 mg/l e DBO variando de 34mg/L a 3789mg/L. Sua concentração média de amônia é ainda elevada (877mg/L), porém mais característica de aterro com idade média. No gráfico da Figura 5.4, os *gaps* na série NTK são referentes aos dados excluídos pelo próprio laboratório da COMLURB, por apresentarem possíveis erros de execução e portanto valores discrepantes dos demais; ainda no mesmo gráfico, os dados de concentração de nitrito não foram apresentados pois se encontram muito reduzidos em relação aos demais dados de nitrogênio, variando entre 0,005 mg/L e 0,064 mg/L.

5.1.2 - Resultados de Monitoramento dos Lixiviados (LEMA/UFRJ)

Na Tabela 5.3 estão resumidos os dados correspondentes à caracterização dos lixiviados realizada pela COMLURB e pelo LEMA/UFRJ. No caso do aterro de Gramacho, os valores médios de concentração de DQO, DBO e amônia para as diferentes fontes de dados são similares, inclusive a relação DBO/DQO. No caso do aterro de Gericinó, esses dados são bastante discrepantes. Isto pode ser explicado em função dos diferentes pontos de amostragem utilizados na campanha de cada fonte de coleta. As amostras referentes aos resultados apresentados pela COMLURB foram coletados na lagoa de acumulação do lixiviado proveniente de todas as células de operação do aterro. Já as amostras analisadas pelo LEMA/UFRJ foram coletadas na estação de bombeamento do lixiviado da célula mais recente de operação.

Neste caso, seria de se esperar que as análises de DQO, DBO e amônia realizadas pelo LEMA/UFRJ apresentassem resultados superiores àqueles referentes aos dados da COMLURB, por se tratarem do lixiviado de uma célula mais nova. Porém esta observação somente pode ser constatada em relação ao parâmetro amônia. Ainda, a relação DBO/DQO apresentada pelo LEMA, é inferior ao mesmo parâmetro apresentado pela COMLURB.

A campanha de caracterização realizada pelo LEMA/UFRJ abrange um período de apenas sete meses, enquanto a campanha realizada pela COMLURB abrange um período de aproximadamente dois anos para o lixiviado do aterro de Gramacho e exatos três anos para o lixiviado produzido no aterro de Gericinó. Este fator também pode ser relevante para a discrepância entre os resultados, conforme mencionado anteriormente. Ainda, algumas metodologias de análises laboratoriais utilizadas pela COMLURB podem ser diferentes daquelas realizadas no LEMA/UFRJ.

Tabela 5.3 – Resumo de resultados de caracterização dos lixiviados

Origem dados	Parâmetros (mg/L)			
	DQO	DBO	$N\text{-}NH_4$	DBO/DQO
Lixiviado Gramacho (COMLURB)	2628(42)	222(42)	1181(42)	0,08
Lixiviado Gramacho (LEMA/UFRJ)	2730(17)	330(10)	1756(14)	0,13
Lixiviado Gericinó (COMLURB)	2291(20)	538(19)	877(20)	0,23
Lixiviado Gericinó (LEMA/UFRJ)	1501(17)	208(10)	1412(14)	0,15

Obs.: os dados entre parênteses referem-se ao número de dados.

Cabe ressaltar que o objetivo da campanha de caracterização dos lixiviados por parte do LEMA/UFRJ não é o de comparação com os resultados apresentados na campanha da COMLURB e sim, apenas o conhecimento do efluente a ser tratado durante a pesquisa. As metodologias de análise e o ponto de coleta dos lixiviados de Gramacho e Gericinó, permanecem os mesmos utilizados pelo LEMA/UFRJ para sua campanha de caracterização.

5.2 - Resultados dos Experimentos nas Lagoas

As 05 fases operacionais das duas linhas de tratamento combinado foram analisadas em relação às respectivas estatísticas descritivas das concentrações afluentes e efluentes e das eficiências de remoção.

Ambos os casos têm como referência os resultados obtidos em relação às concentrações de DQO, DBO, sólidos e nitrogênio amoniacal.

Ainda, para o melhor entendimento do item, são apresentados inicialmente os resultados da linha operacional 01, composta por lagoa facultativa seguida de lagoa de maturação com diluição do lixiviado do Aterro Metropolitano de Gramacho. Posteriormente são apresentados os resultados de desempenho da linha operacional 02, que utilizou a diluição do lixiviado da Central de Tratamento de Resíduos de Gericinó em unidades de tratamento de lagoa aerada seguida de lagoa de sedimentação.

5.2.1 - Linha Operacional 01

Na Tabela 5.4 estão apresentadas as estatísticas descritivas para o parâmetro DQO das amostras de esgoto bruto, lixiviado bruto, afluente (diluição) e efluente para todas as fases operacionais da linha de tratamento 01. A Figura 5.5 apresenta em gráfico do tipo *box plot*, as estatísticas descritivas para o mesmo parâmetro, para as amostras de afluente e efluente à linha operacional 01. As suas eficiências de remoção em cada fase operacional podem ser observadas no gráfico da Figura 5.6

É importante ressaltar que os valores de média, mínimo, máximo e desvio padrão são referentes a um determinado número de dados (diferentes datas de coleta) para cada amostra. Se o número de dados de duas diferentes amostras de uma mesma fase for equivalente, não necessariamente os valores correspondem à mesma data de coleta. Dessa forma alguma discrepância pode ser encontrada ao se comparar valores de média, mínimo, máximo e desvio padrão de distintas amostras de uma mesma fase.

Tabela 5.4 – Estatísticas descritivas para o parâmetro DQO – Linha 01

Fase	Amostra	Nº dados	Média (mg/l)	Mínimo (mg/l)	Máximo (mg/l)	Desvio Padrão
01	Esgoto bruto	15	493	115	1728	445
	Lixiviado bruto	15	3279	2088	3836	431
	Diluição (afluente)	12	315	200	518	97
	efluente	12	173	75	253	63
02	Esgoto bruto	15	235	140	419	76
	Lixiviado bruto	16	3208	1950	4255	601
	Diluição (afluente)	13	236	105	387	80
	Efluente	13	141	32	256	78
03	Esgoto bruto	15	224	90	462	102
	Lixiviado bruto	16	1989	1530	2802	397
	Diluição (afluente)	14	238	143	597	113
	Efluente	15	119	35	228	56
04	Esgoto bruto	10	272	133	569	143
	Lixiviado bruto	08	2559	2289	2910	249
	Diluição (afluente)	08	248	108	377	79
	efluente	09	132	41	201	50
05	Esgoto bruto	05	175	145	220	29
	Lixiviado bruto	05	2421	927	3635	1136
	Diluição (afluente)	07	296	108	994	316
	efluente	07	258	77	859	275

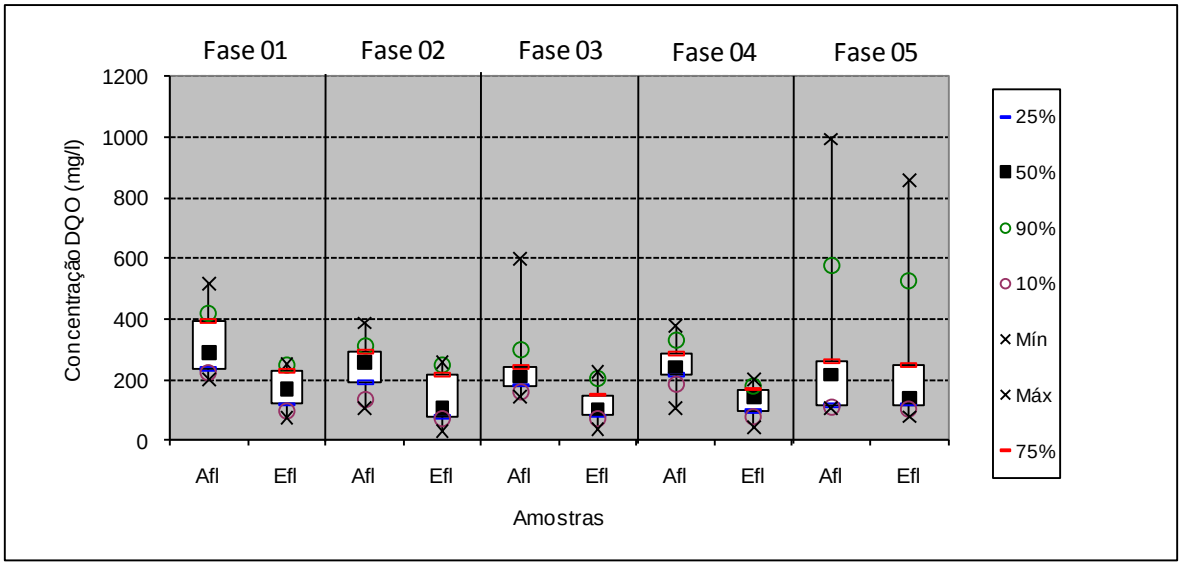


Figura 5.5 – Gráfico box plot (afluente e efluente) para o parâmetro DQO – Linha 01

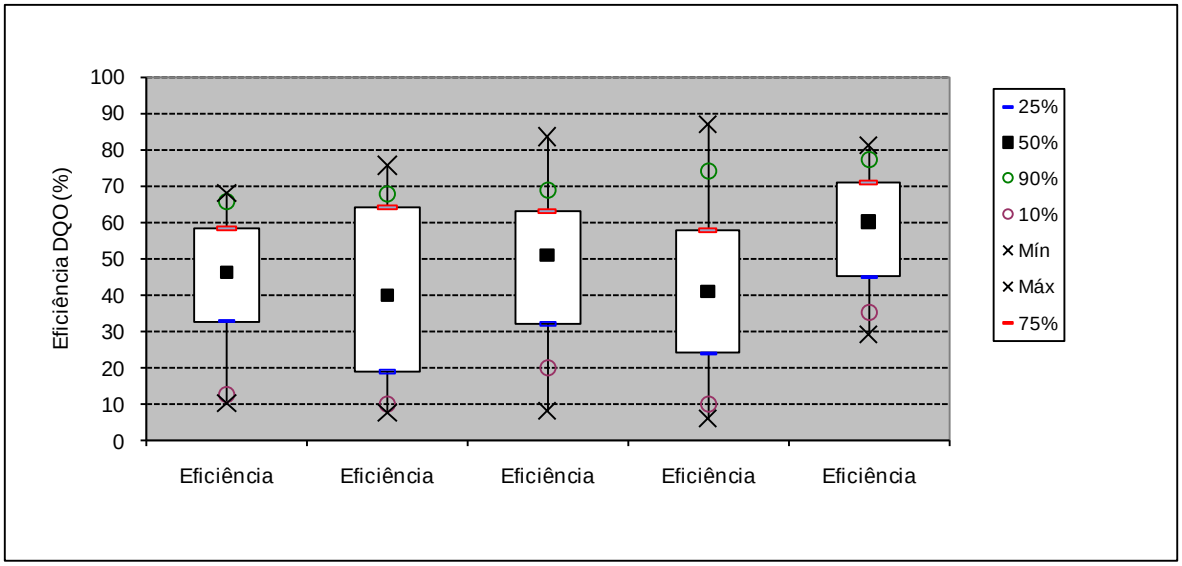


Figura 5.6 – Gráfico box plot (eficiência) para o parâmetro DQO – Linha 01

De maneira análoga à Tabela 5.4, na Tabela 5.5 estão apresentadas as estatísticas descritivas para o parâmetro DBO das mesmas amostras envolvidas no processo para todas as fases operacionais da linha de tratamento 01. A Figura 5.7 apresenta o gráfico de concentração de DBO, do tipo *box plot*, para as amostras de afluente e efluente à linha operacional 01 e as eficiências de remoção de DBO em cada fase operacional podem ser observadas no gráfico da Figura 5.8

Tabela 5.5 – Estatísticas descritivas para o parâmetro DBO – Linha 01

Fase	Amostra	Nº dados	Média (mg/l)	Mínimo (mg/l)	Máximo (mg/l)	Desvio Padrão
01	Esgoto bruto	15	238	37	654	176
	Lixiviado bruto	15	412	118	857	178
	Diluição (afluente)	11	181	119	298	55
	efluente	09	75	48	96	18
02	Esgoto bruto	15	127	70	239	41
	Lixiviado bruto	12	336	137	663	155
	Diluição (afluente)	12	128	71	199	46
	Efluente	11	58	16	147	33
03	Esgoto bruto	13	118	61	183	36
	Lixiviado bruto	02	245	198	292	66
	Diluição (afluente)	10	142	97	243	55
	Efluente	12	42	17	85	21
04	Esgoto bruto	09	148	58	231	52
	Lixiviado bruto	-	-	-	-	-
	Diluição (afluente)	08	137	57	201	43
	efluente	09	51	10	94	23
05	Esgoto bruto	04	89	75	108	14
	Lixiviado bruto	-	-	-	-	-
	Diluição (afluente)	06	138	62	400	129
	efluente	06	72	30	140	41

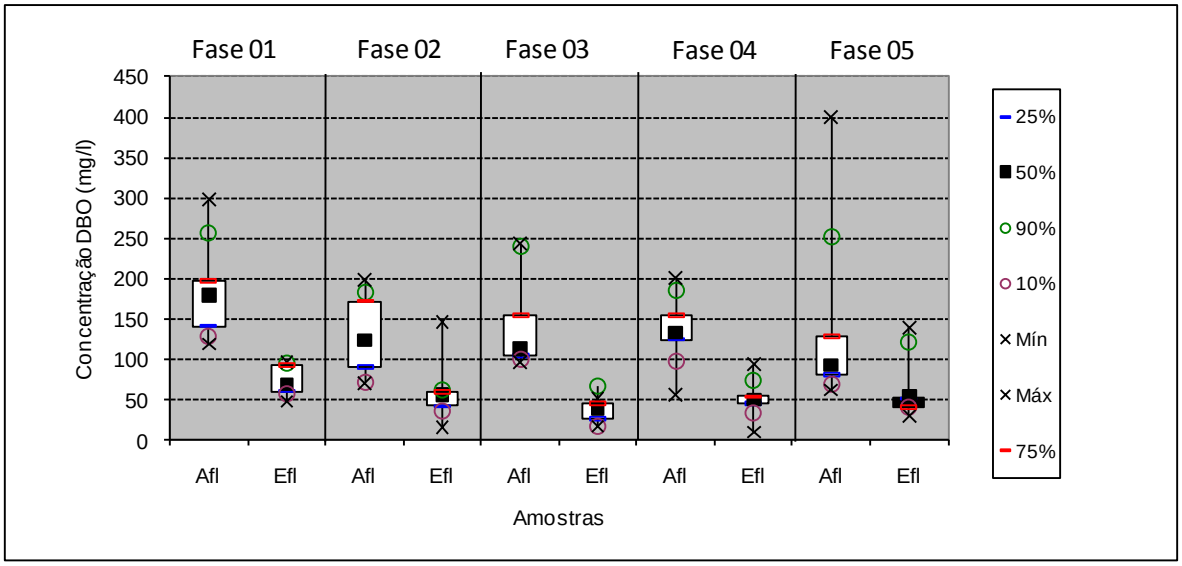


Figura 5.7 – Gráfico box plot (afluente e efluente) para o parâmetro DBO – Linha 01

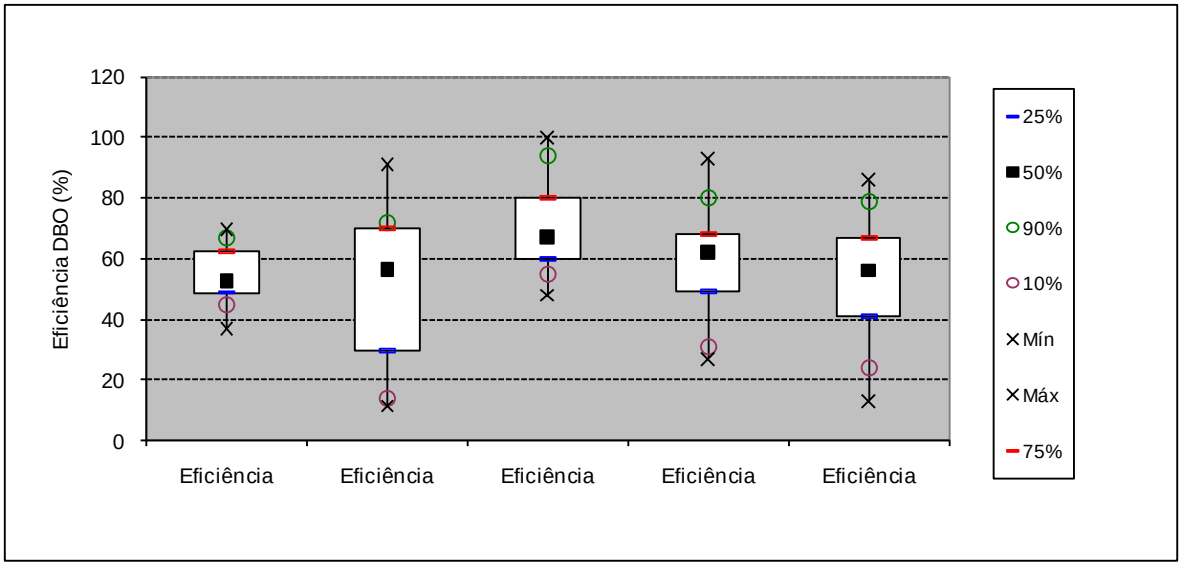


Figura 5.8 – Gráfico box plot (eficiência) para o parâmetro DBO – Linha 01

Os resultados de concentração de SST para as amostras de lixiviado bruto, esgoto bruto, afluente (diluição) e efluente em todas as fases operacionais da linha de tratamento 01 podem ser observados na sequência da Tabela 5.6 e gráfico da Figura 5.9. As eficiências de remoção do mesmo parâmetro estão apresentadas no gráfico da Figura 5.10.

Tabela 5.6 – Estatísticas descritivas para o parâmetro SST – Linha 01

Fase	Amostra	Nº dados	Média (mg/l)	Mínimo (mg/l)	Máximo (mg/l)	Desvio Padrão
01	Esgoto bruto	15	255	37	970	279
	Lixiviado bruto	15	50	14	245	57
	Diluição (afluente)	13	61	36	92	17
	efluente	13	46	10	75	19
02	Esgoto bruto	15	85	8	266	66
	Lixiviado bruto	16	43	13	84	18
	Diluição (afluente)	15	80	24	182	38
	Efluente	15	58	6	125	39
03	Esgoto bruto	15	86	8	152	44
	Lixiviado bruto	16	47	23	110	23
	Diluição (afluente)	12	88	36	222	51
	Efluente	13	44	12	86	24
04	Esgoto bruto	09	121	34	303	89
	Lixiviado bruto	09	76	19	298	89
	Diluição (afluente)	08	76	16	214	62
	efluente	09	50	14	96	28
05	Esgoto bruto	05	95	50	176	48
	Lixiviado bruto	05	150	37	528	213
	Diluição (afluente)	07	79	42	196	56
	efluente	07	83	49	162	40

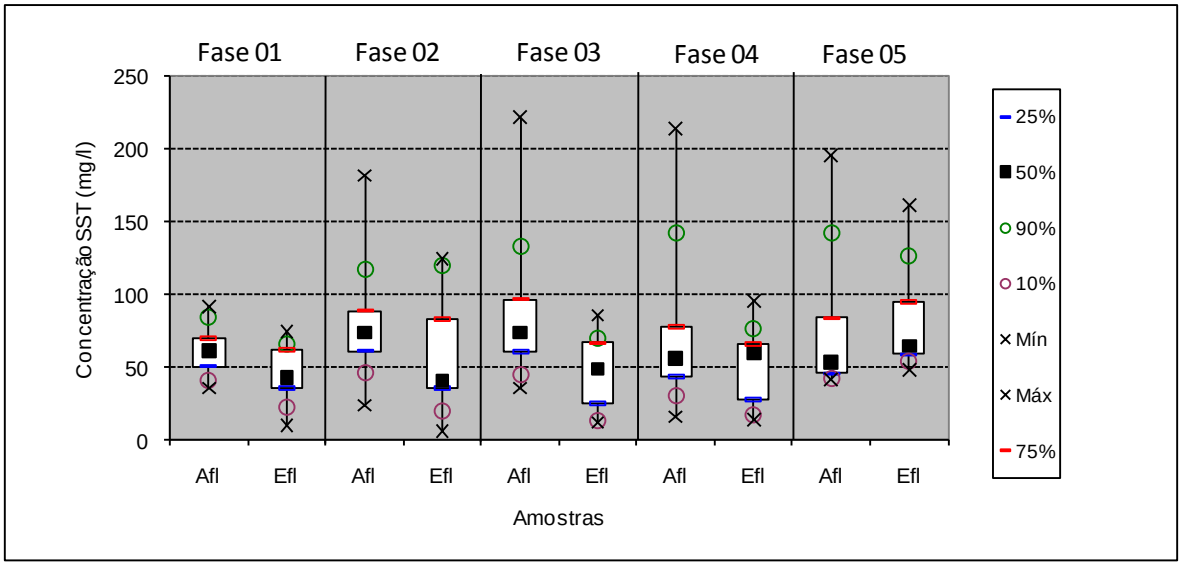


Figura 5.9 – Gráfico box plot (afluente e efluente) para o parâmetro SST – Linha 01

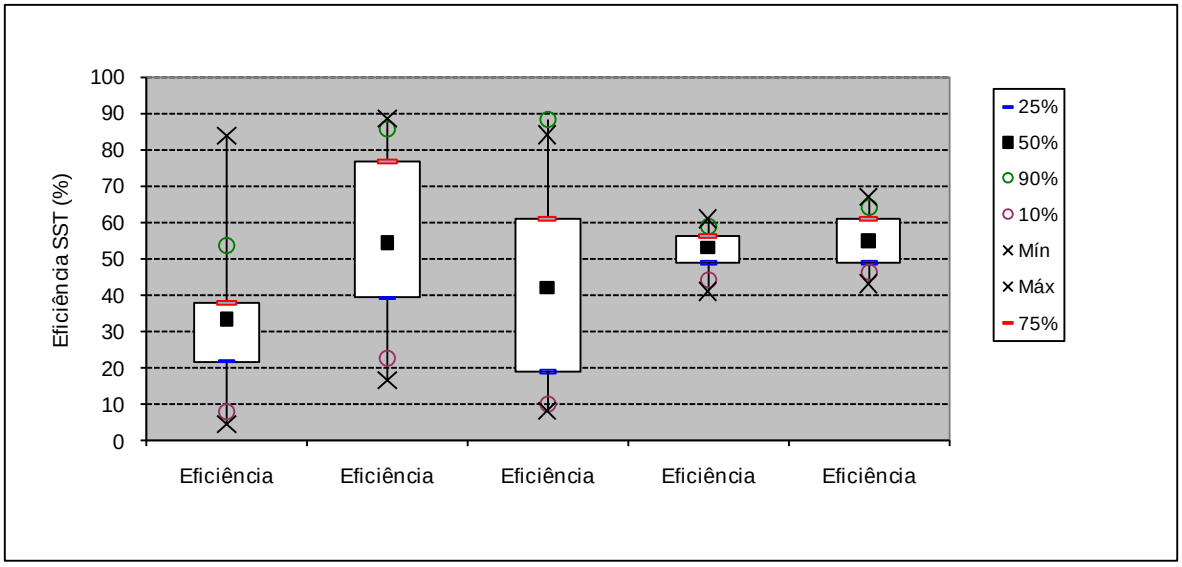


Figura 5.10 – Gráfico box plot (eficiência) para o parâmetro SST – Linha 01

Da mesma forma, os resultados de nitrogênio amoniacal para as fases operacionais 01 a 05 da linha de tratamento 01 podem ser observados na Tabela 5.7 e nos gráficos 5.11 e 5.12

Tabela 5.7 – Estatísticas descritivas para o parâmetro N-amoniacal – Linha 01

Fase	Amostra	Nº dados	Média (mg/l)	Mínimo (mg/l)	Máximo (mg/l)	Desvio Padrão
01	Esgoto bruto	07	44	17	101	27
	Lixiviado bruto	07	2385	530	3090	845
	Diluição (afluente)	07	99	32	219	61
	efluente	07	50	21	111	31
02	Esgoto bruto	06	47	26	98	27
	Lixiviado bruto	06	1211	228	3565	1222
	Diluição (afluente)	06	56	30	115	33
	Efluente	06	58	10	116	45
03	Esgoto bruto	08	32	10	49	12
	Lixiviado bruto	06	564	76	700	242
	Diluição (afluente)	07	46	11	119	34
	Efluente	07	22	13	32	7
04	Esgoto bruto	10	36	30	42	5
	Lixiviado bruto	08	1311	764	2032	414
	Diluição (afluente)	08	37	9	48	12
	efluente	09	29	23	38	5
05	Esgoto bruto	05	35	19	50	12
	Lixiviado bruto	05	1136	935	1317	148
	Diluição (afluente)	07	37	15	58	15
	efluente	07	24	18	39	07

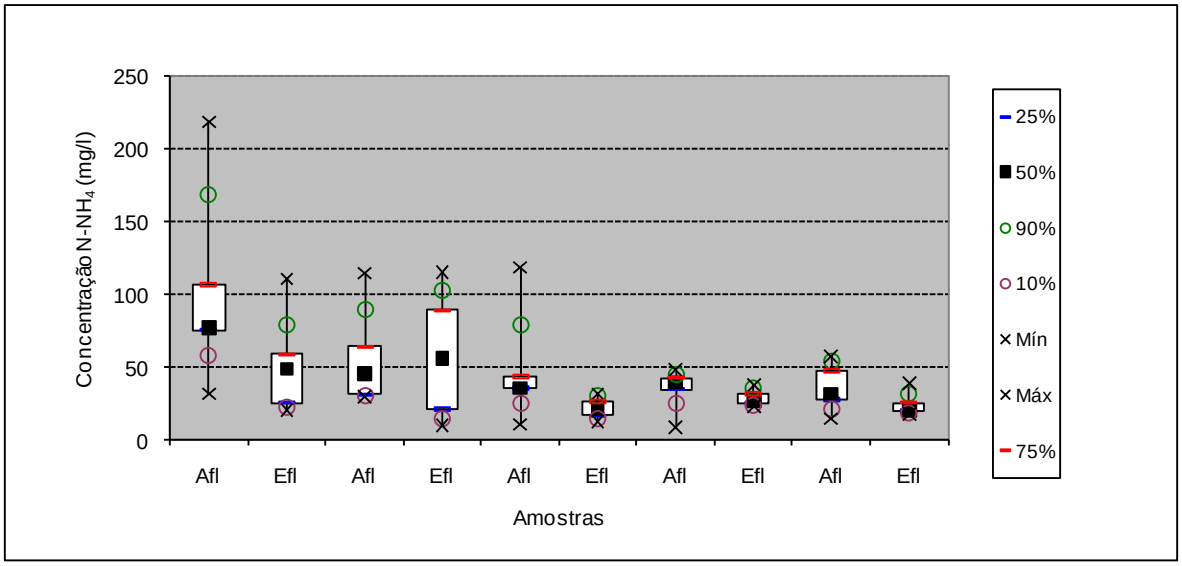


Figura 5.11 – Gráfico box plot (afluente e efluente) para o parâmetro amônia – Linha 01

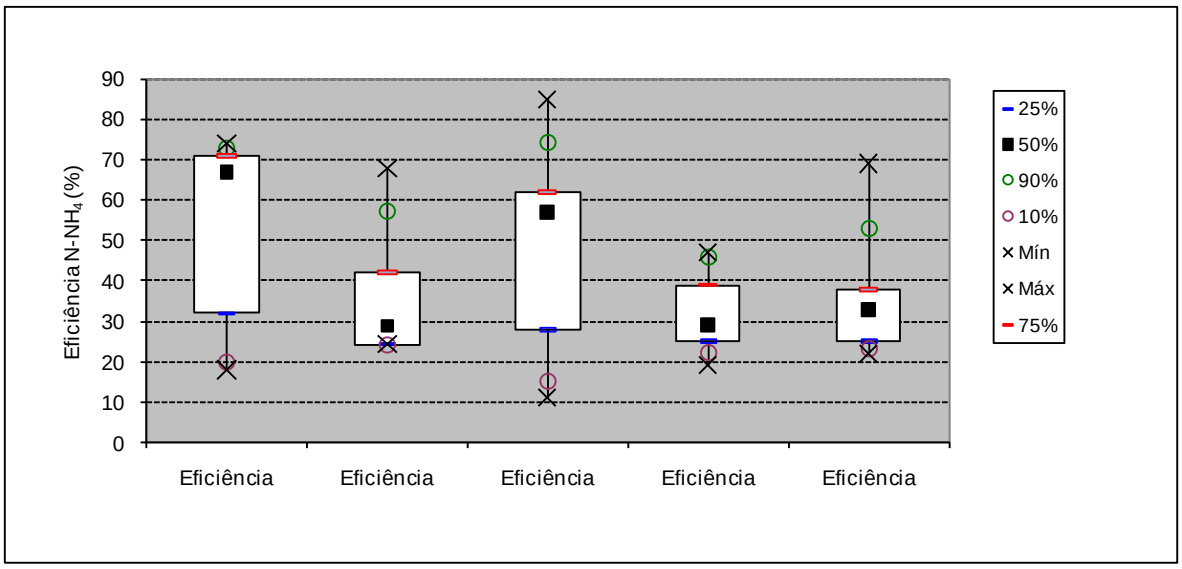


Figura 5.12 – Gráfico box plot (eficiência) para o parâmetro amônia – Linha 01

Na Tabela 5.8 pode-se observar o resumo das concentrações afluente e efluente para os parâmetros DQO, DBO, SST e amônia para todas as fases operacionais da linha 01 de tratamento, bem como as eficiências de remoção para os mesmos parâmetros físico-químicos. Pode-se observar também, os resultados de operação da linha 01 quando a mesma operou tratando somente esgoto doméstico.

Tabela 5.8 – Resumo e desempenho – Linha 01

Fase	DBO (mg/L)		DQO (mg/L)		SST (mg/L)		$N\text{-}NH_4$ (mg/L)	
	Afl.	Efl.	Afl.	Efl.	Afl.	Efl.	Afl.	Efl.
01 Diluição: 2%	181	75	315	173	61	46	99	50
Eficiência (%)	54		44		34		53	
02 Diluição: 0,5%	128	58	236	141	80	58	56	58
Eficiência (%)	51		41		55		37	
03 Diluição: 0,5%	142	42	238	119	88	44	46	22
Eficiência (%)	71		47		43		49	
04 Diluição: 0,5%	137	51	248	132	76	50	37	29
Eficiência (%)	59		42		52		32	
05 Diluição: ~0,2%	138	72	296	258	79	83	37	24
Eficiência (%)	53		57		55		36	
Esgoto *	163	45	469	130	290	53	-	-
Eficiência (%)	70		71		80		-	

Obs.: * desempenho da linha 01 tratando somente esgoto doméstico durante 02 anos de operação – FONSECA, 2005

Conforme pode-se observar nas Tabelas 5.4 a 5.7 e nos gráficos das Figuras 5.5 a 5.12, a linha de tratamento 01 apresentou resultados insatisfatórios quando comparados à sua operação tratando somente esgoto doméstico.

A fase operacional 01, com diluição de 2% apresentou o pior desempenho, com eficiência média de remoção de DQO e DBO de 44% e 54%, respectivamente. Ainda o efluente dessa fase operacional apresentou concentração média efluente de nitrogênio amoniacal de 50 mg/L, valor bastante elevado, podendo comprometer a qualidade do corpo d'água receptor.

A fase operacional 03, com diluição de 0,5%, tempo de detenção hidráulica de 16,5 dias e carga orgânica superficial adotada de 134 kgDBO/ha.dia (valores mais conservadores) apresentou o melhor resultado em relação ao parâmetro DBO (71% de eficiência de remoção), comparado à operação do sistema com esgoto sanitário (70% de eficiência de remoção). Seu efluente inclusive, apresentou concentração média do mesmo parâmetro = 42mg/L, próximo ao índice limite (40 mg/L) da faixa mais restritiva da legislação estadual do Rio de Janeiro para lançamento de efluentes em corpos d'água (DZ-215.R4 FEEMA, 2007).

Ainda na fase operacional 03, a concentração média efluente de nitrogênio amoniacal foi de 22mg/L, próximo ao valor limite anteriormente determinado pela legislação federal, Resolução CONAMA nº 357, para lançamento em corpos d'água. Nesta fase, a adição de 0,5% de lixiviado representou um aumento de aproximadamente 12% de carga de amônia no afluente. Cabe ressaltar, que atualmente a mesma legislação, não mais impõe este limite, por entender a dificuldade de se alcançar este valor em tratamentos convencionais de esgoto doméstico no Brasil.

5.2.2 - Linha Operacional 02

De maneira análoga à apresentação dos resultados da linha operacional 01, nas Tabelas 5.9, 5.10, 5.11 e 5.12 estão apresentadas, respectivamente as estatísticas descritivas para os parâmetros DQO, DBO, SST e nitrogênio amoniacal das amostras de esgoto bruto, lixiviado bruto, afluente (diluição) e efluente para todas as fases operacionais da linha de tratamento 02.

Nos gráficos das Figuras 5.13, 5.15, 5.17 e 5.19 pode-se observar o desempenho das amostras de afluente e efluente à linha 02 de tratamento, de todas as fases operacionais, respectivamente para os parâmetros DQO, DBO, SST e nitrogênio amoniacal.

Pode-se observar também, o desempenho das eficiências de tratamento de todas as fases operacionais da linha 02, também para os parâmetros DQO, DBO, SST e nitrogênio amoniacal, nos gráficos das Figuras 5.14, 5.16, 5.18 e 5.20

Na Tabela 5.13 pode-se observar o resumo das concentrações afluente e efluente para os parâmetros DQO, DBO, SST e nitrogênio amoniacal para todas as fases operacionais da linha 02 de tratamento, bem como as eficiências de remoção para os mesmos parâmetros físico-químicos.

Analogamente à linha operacional 01, é importante ressaltar que os valores de média, mínimo, máximo e desvio padrão são referentes a um determinado número de dados (diferentes datas de coleta) para cada amostra. Se o número de dados de duas diferentes amostras de uma mesma fase for equivalente, não necessariamente os valores correspondem à mesma data de coleta. Dessa forma alguma discrepância pode ser encontrada ao se comparar valores de média, mínimo, máximo e desvio padrão de distintas amostras de uma mesma fase.

Tabela 5.9 – Estatísticas descritivas para o parâmetro DQO – Linha 02

Fase	Amostra	Nº dados	Média (mg/l)	Mínimo (mg/l)	Máximo (mg/l)	Desvio Padrão
01	Esgoto bruto	15	490	115	1728	447
	Lixiviado bruto	15	1943	1536	2592	337
	Diluição (afluente)	13	258	134	422	83
	efluente	13	110	42	197	46
02	Esgoto bruto	13	266	107	566	124
	Lixiviado bruto	13	1578	672	2080	407
	Diluição (afluente)	12	337	105	900	231
	Efluente	12	84	28	192	47
03	Esgoto bruto	14	215	53	427	110
	Lixiviado bruto	16	1480	1080	2110	316
	Diluição (afluente)	15	275	93	872	193
	Efluente	15	92	9	324	75
04	Esgoto bruto	09	226	117	421	95
	Lixiviado bruto	09	1921	1235	3340	654
	Diluição (afluente)	11	222	117	389	82
	efluente	11	72	33	173	40
05	Esgoto bruto	04	216	129	465	166
	Lixiviado bruto	04	1833	1495	2350	415
	Diluição (afluente)	06	295	126	831	268
	efluente	06	90	37	189	54

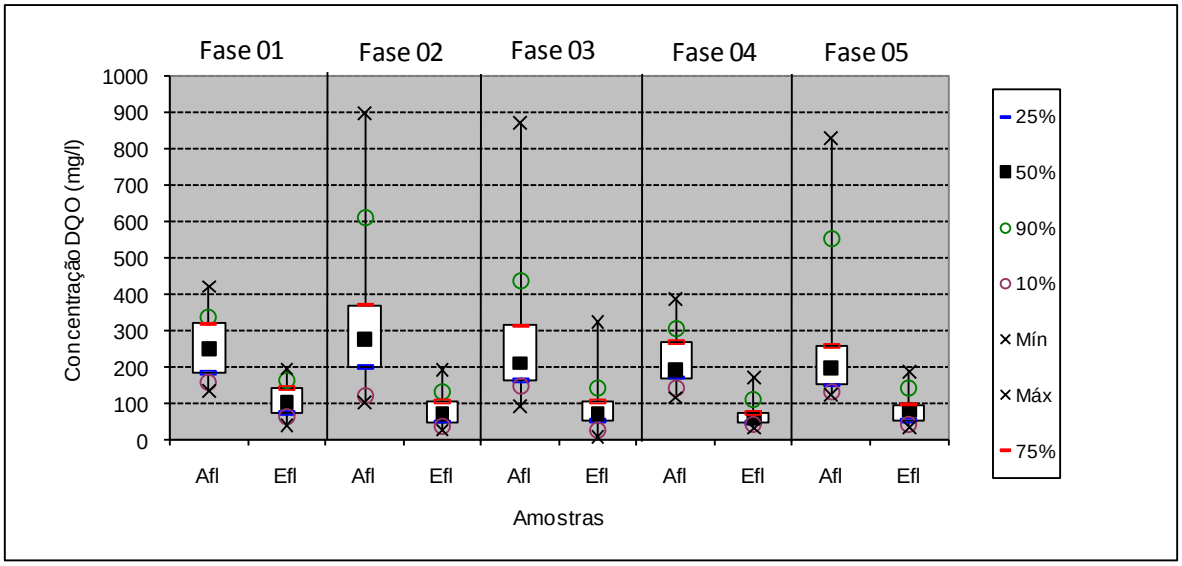


Figura 5.13 – Gráfico box plot (afluente e efluente) para o parâmetro DQO – Linha 02

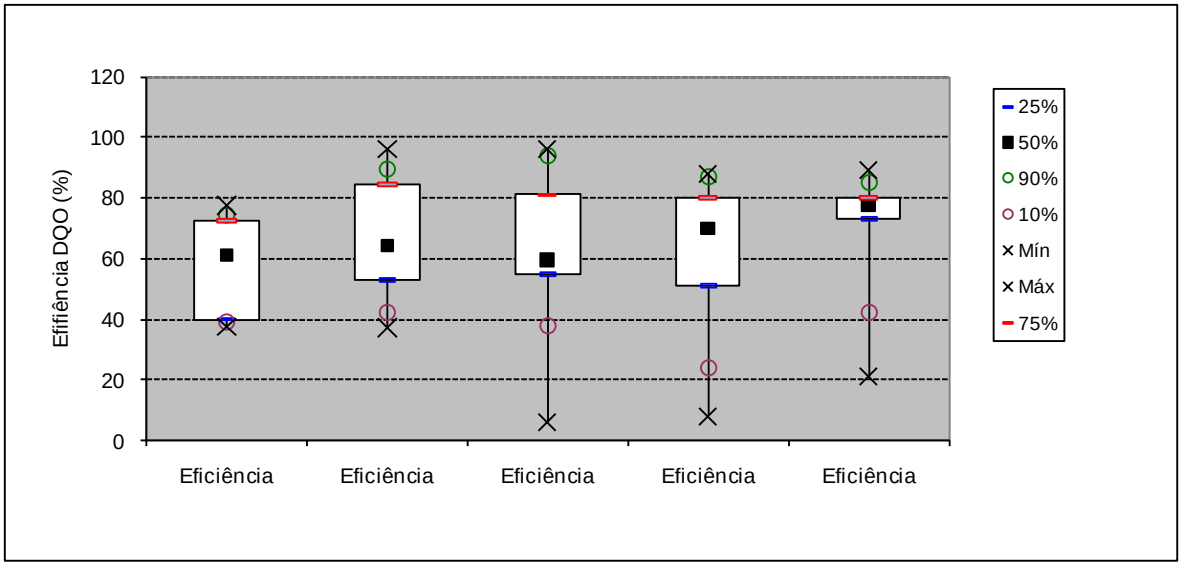


Figura 5.14 – Gráfico box plot (eficiência) para o parâmetro DQO – Linha 02

Tabela 5.10 – Estatísticas descritivas para o parâmetro DBO – Linha 02

Fase	Amostra	Nº dados	Média (mg/l)	Mínimo (mg/l)	Máximo (mg/l)	Desvio Padrão
01	Esgoto bruto	15	238	37	654	176
	Lixiviado bruto	15	382	118	2491	590
	Diluição (afluente)	13	165	43	294	71
	efluente	11	49	16	78	20
02	Esgoto bruto	11	141	84	237	40
	Lixiviado bruto	11	211	112	348	85
	Diluição (afluente)	10	170	71	406	106
	Efluente	09	32	11	80	22
03	Esgoto bruto	11	118	58	169	33
	Lixiviado bruto	02	189	174	204	21
	Diluição (afluente)	13	165	66	454	99
	Efluente	12	27	5	49	14
04	Esgoto bruto	10	131	74	185	32
	Lixiviado bruto	-	-	-	-	-
	Diluição (afluente)	10	135	70	234	45
	efluente	09	33	10	74	20
05	Esgoto bruto	04	102	74	166	44
	Lixiviado bruto	-	-	-	-	-
	Diluição (afluente)	06	127	74	233	59
	efluente	05	33	21	45	11

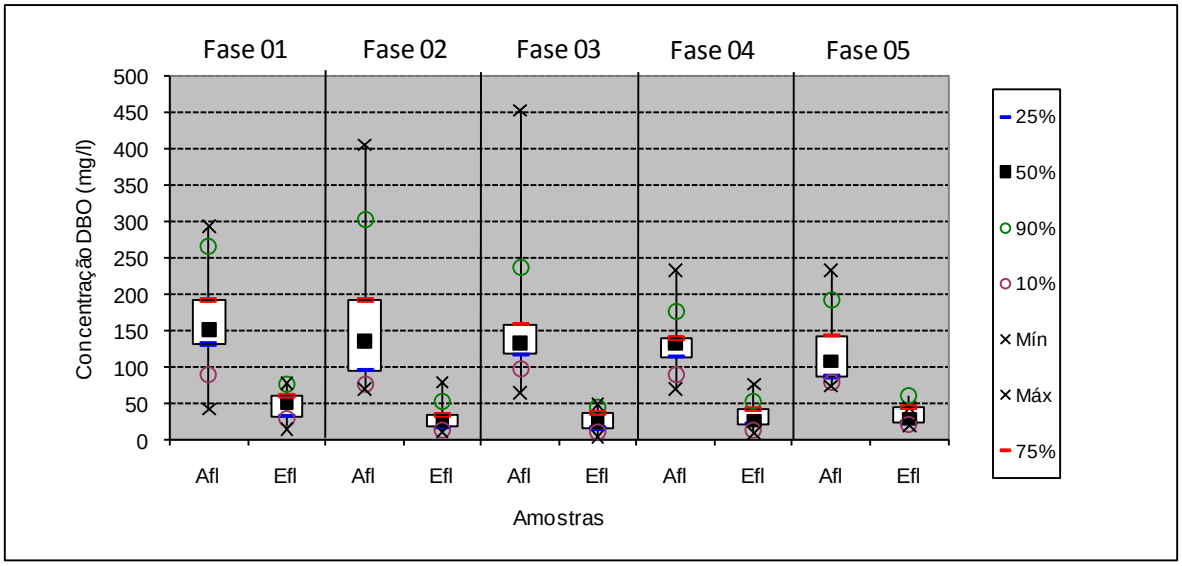


Figura 5.15 – Gráfico box plot (afluente e efluente) para o parâmetro DBO – Linha 02

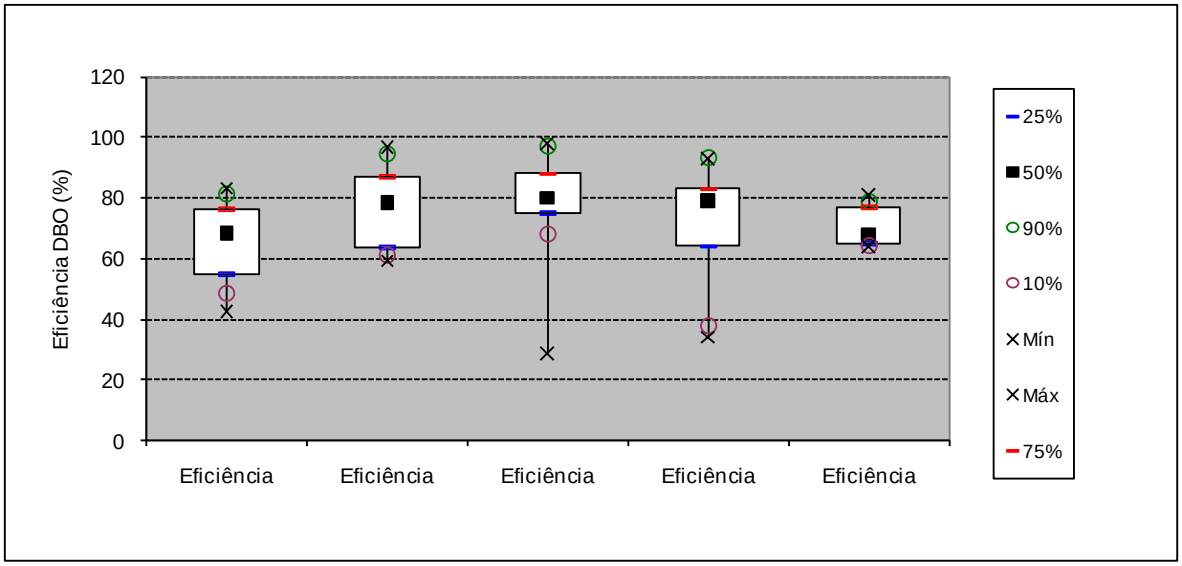


Figura 5.16 – Gráfico box plot (eficiência) para o parâmetro DBO – Linha 02

Tabela 5.11 – Estatísticas descritivas para o parâmetro SST – Linha 02

Fase	Amostra	Nº dados	Média (mg/l)	Mínimo (mg/l)	Máximo (mg/l)	Desvio Padrão
01	Esgoto bruto	15	256	39	970	279
	Lixiviado bruto	15	51	16	293	69
	Diluição (afluente)	14	67	14	104	23
	Efluente	14	31	6	58	15
02	Esgoto bruto	13	118	16	344	87
	Lixiviado bruto	13	41	20	94	21
	Diluição (afluente)	12	166	48	643	179
	Efluente	12	31	3	68	21
03	Esgoto bruto	14	92	24	280	68
	Lixiviado bruto	16	40	11	117	24
	Diluição (afluente)	14	260	40	703	251
	Efluente	14	30	6	47	14
04	Esgoto bruto	10	70	28	160	43
	Lixiviado bruto	10	96	12	380	120
	Diluição (afluente)	10	85	22	282	75
	efluente	10	42	9	112	33
05	Esgoto bruto	04	72	54	98	19
	Lixiviado bruto	04	151	54	424	182
	Diluição (afluente)	06	90	38	184	61
	efluente	06	38	17	92	28

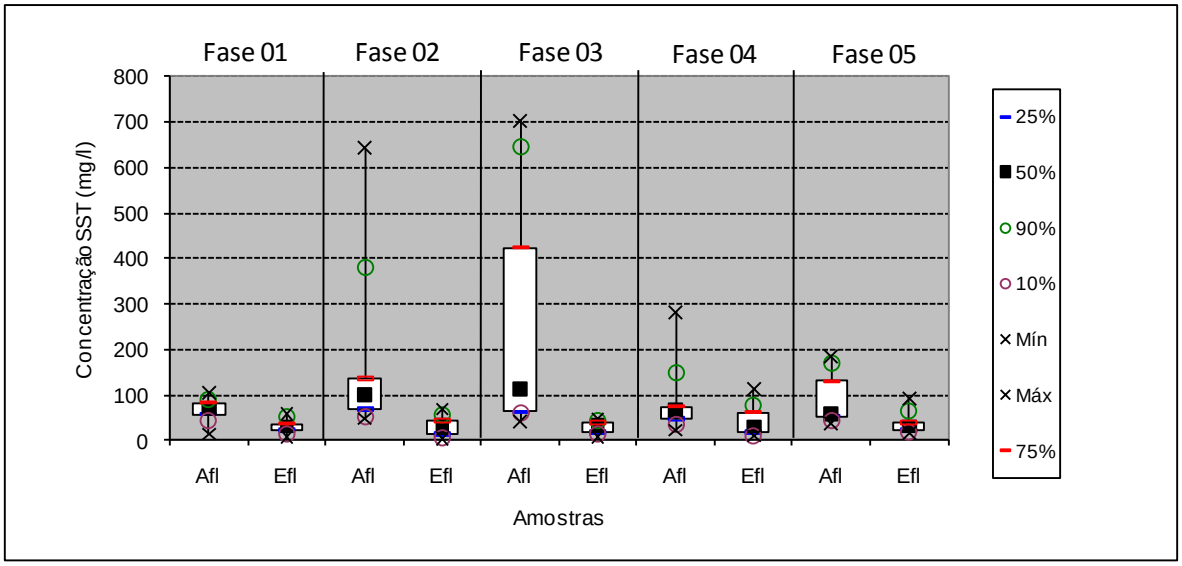


Figura 5.17 – Gráfico box plot (afluente e efluente) para o parâmetro SST – Linha 02

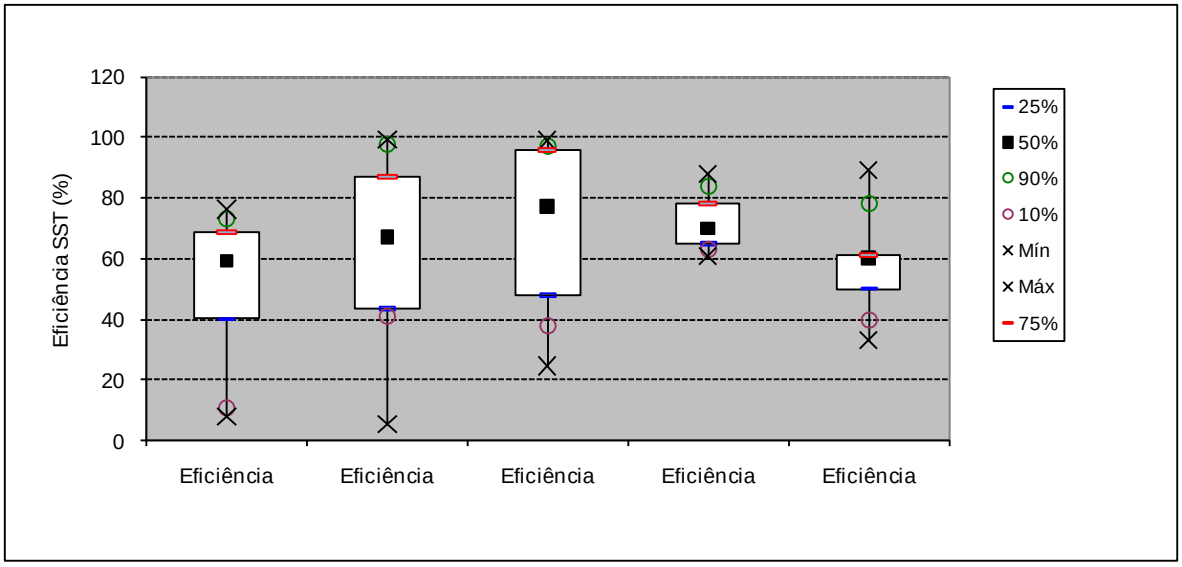


Figura 5.18 – Gráfico box plot (eficiência) para o parâmetro SST – Linha 02

Tabela 5.12 – Estatísticas descritivas para o parâmetro N-amoniacal – Linha 02

Fase	Amostra	Nº dados	Média (mg/l)	Mínimo (mg/l)	Máximo (mg/l)	Desvio Padrão
01	Esgoto bruto	07	47	17	126	36
	Lixiviado bruto	07	2056	533	2630	724
	Diluição (afluente)	07	115	39	232	72
	efluente	07	15	9	25	6
02	Esgoto bruto	05	51	17	98	32
	Lixiviado bruto	05	913	275	2440	869
	Diluição (afluente)	05	66	21	104	37
	Efluente	05	28	9	47	15
03	Esgoto bruto	10	31	8	47	10
	Lixiviado bruto	06	739	68	977	350
	Diluição (afluente)	08	35	10	55	13
	Efluente	06	17	3	37	12
04	Esgoto bruto	10	35	29	48	7
	Lixiviado bruto	10	1141	624	1949	375
	Diluição (afluente)	11	42	9	105	24
	efluente	11	13	1	38	17
05	Esgoto bruto	04	33	18	51	14
	Lixiviado bruto	04	1035	903	1267	169
	Diluição (afluente)	06	40	20	56	15
	efluente	06	10	03	24	7

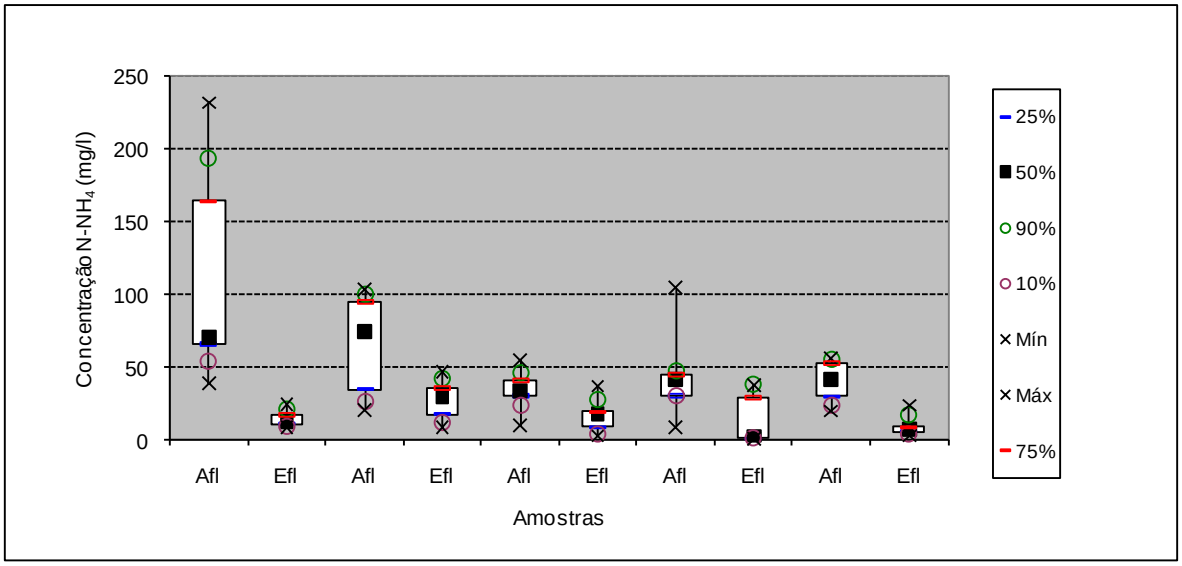


Figura 5.19 – Gráfico box plot (afluente e efluente) para o parâmetro amônia – Linha 02

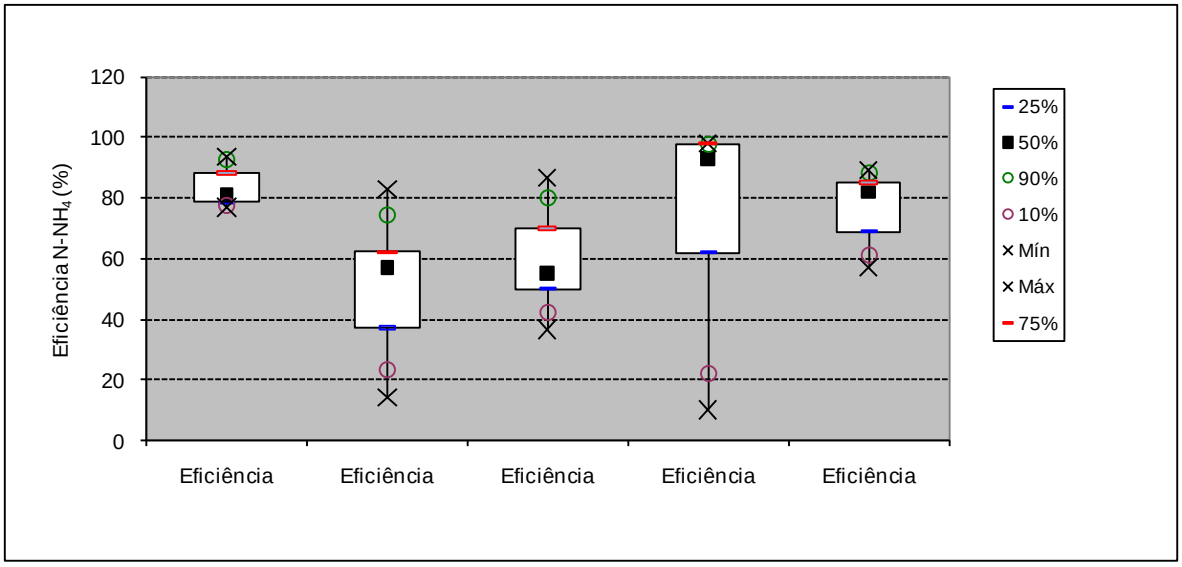


Figura 5.20 – Gráfico box plot (eficiência) para o parâmetro amônia – Linha 02

Tabela 5.13 – Resumo e desempenho – Linha 02

Fase	DBO (mg/L)		DQO (mg/L)		SST (mg/L)		$N\text{-}NH_4$ (mg/L)	
	Afl.	Efl.	Afl.	Efl.	Afl.	Efl.	Afl.	Efl.
01 Diluição: 2%	165	49	258	110	67	31	115	15
Eficiência (%)	65		56		51		84	
02 Diluição: 0,5%	170	32	337	84	166	31	66	28
Eficiência (%)	78		66		64		51	
03 Diluição: 0,5%	165	27	275	92	260	30	35	17
Eficiência (%)	78		62		71		60	
04 Diluição: 0,5%	135	33	222	72	85	42	42	13
Eficiência (%)	71		62		72		75	
05 Diluição: ~0,2%	127	33	295	90	90	38	40	10
Eficiência (%)	71		68		59		77	
Esgoto *	156	27	442	72	296	20	-	-
Eficiência (%)	81		82		90		-	

Obs.: * desempenho da linha 02 tratando somente esgoto doméstico durante 02 anos de operação – MATOS 2005

A linha operacional 02 (lagoa aerada + lagoa de sedimentação) apresentou melhores resultados de desempenho em relação à linha operacional 01 (lagoa facultativa + lagoa de maturação).

Com exceção da fase operacional 01, que teve diluição elevada de 2% de volume de lixiviado em relação ao volume de esgoto, todas as outras fases apresentaram desempenho satisfatório quanto ao parâmetro DBO, quando comparadas à operação da linha tratando somente esgoto doméstico. As fases 02, 03, 04 e 05 ainda apresentaram

concentração média efluente de DBO menor do que 40mg/L, valor limite para lançamento em corpos d'água da faixa mais restritiva da legislação estadual do Rio de Janeiro (DZ-215.R4, FEEMA)

O desempenho das unidades para o parâmetro DQO também se mostrou satisfatório, apesar das eficiências médias de remoção estarem entre 62% e 68% nas fases 02 a 05, apresentando concentração média efluente entre 72mg/L e 92mg/L.

A remoção de amônia na linha 02 também foi satisfatória, apresentando efluentes com concentração média de nitrogênio amoniacal variando de 10mg/L a 28mg/L, até mesmo na fase 01, onde a diluição de 2% representou uma aumento de 87% de carga de amônia no afluente.

Na Tabela 5.14 estão apresentados os dados resumidos de desempenho das linhas 01 e 02, para todas as fases operacionais da pesquisa.

Tabela 5.14 – Resumo do desempenho das Linha de tratamento 01 e 02

Fase	DQO		DBO		SST		N-amoniacal	
	L1	L2	L1	L2	L1	L2	L1	L2
01								
Efluente (mg/L)	173	110	75	49	46	31	50	15
Eficiência (%)	44%	56%	54%	65%	34%	51%	53%	84%
02								
Efluente (mg/L)	141	84	58	32	58	31	58	28
Eficiência (%)	41%	66%	51%	78%	55%	64%	37%	51%
03								
Efluente (mg/L)	119	92	42	27	44	30	22	17
Eficiência (%)	47%	62%	71%	78%	43%	71%	49%	60%
04								
Efluente (mg/L)	132	72	51	33	50	42	29	13
Eficiência (%)	42%	62%	59%	71%	52%	72%	32%	75%
05								
Efluente (mg/L)	258	90	72	33	83	38	24	10
Eficiência (%)	57%	68%	53%	71%	55%	59%	36%	77%

Obs.: L1 – Linha de tratamento 01; L2 – Linha de tratamento 02

Segundo interpretação da Tabela 5.14, pode-se observar que a linha 02 apresentou desempenho bastante superior em relação à linha 01, em todas as fases operacionais e ainda menores concentrações médias efluentes para todos os parâmetros analisados.

Este resultado demonstra a maior fragilidade da lagoa facultativa em receber adição de carga de DQO, DBO e principalmente amônia, em função da adição do lixiviado. Acredita-se que o maior crédito para o baixo desempenho da lagoa facultativa deve ser dado à adição de carga de amônia. Dessa maneira, sugere-se a realização da volatilização de amônia do lixiviado bruto, anteriormente à sua diluição para tratamento. Este procedimento não foi realizado na presente pesquisa, em função de limitações em seu caminhamento, porém encontra-se como recomendação no capítulo 07 deste trabalho.

Complementando a análise de resultados de desempenho das unidades, são apresentados os gráficos das Figuras 5.21 e 5.22, onde pode-se observar e comparar as eficiências de remoção, tanto entre as fases operacionais, como entre elas e o período de operação para tratamento de esgoto doméstico, para os parâmetros DQO, DBO, SST e nitrogênio amoniacal, para a linha 01 (Figura 5.21) e para a linha 02 (Figura 5.22). Analogamente, os gráficos das Figuras 5.23 e 5.24 apresentam, respectivamente para a linha 01 e para a linha 02, resultados de concentrações efluentes de todas as fases operacionais para os parâmetros DQO, DBO, SST e nitrogênio amoniacal.

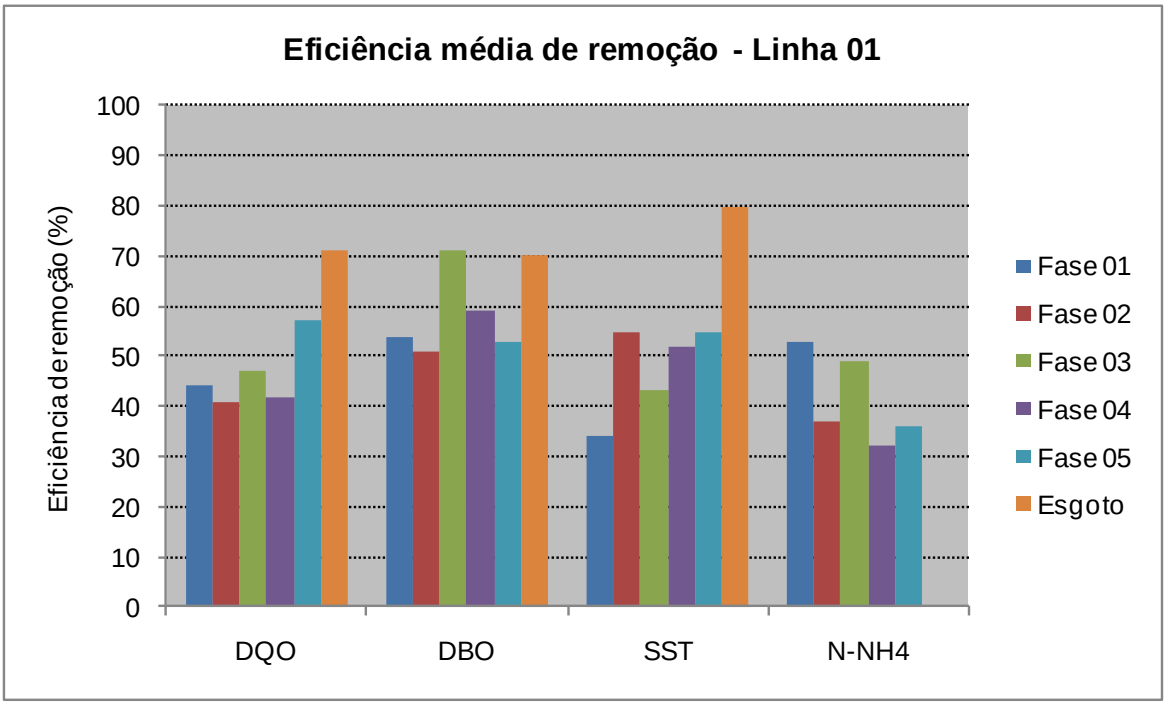


Figura 5.21 – Desempenho da Linha 01 – eficiências de remoção

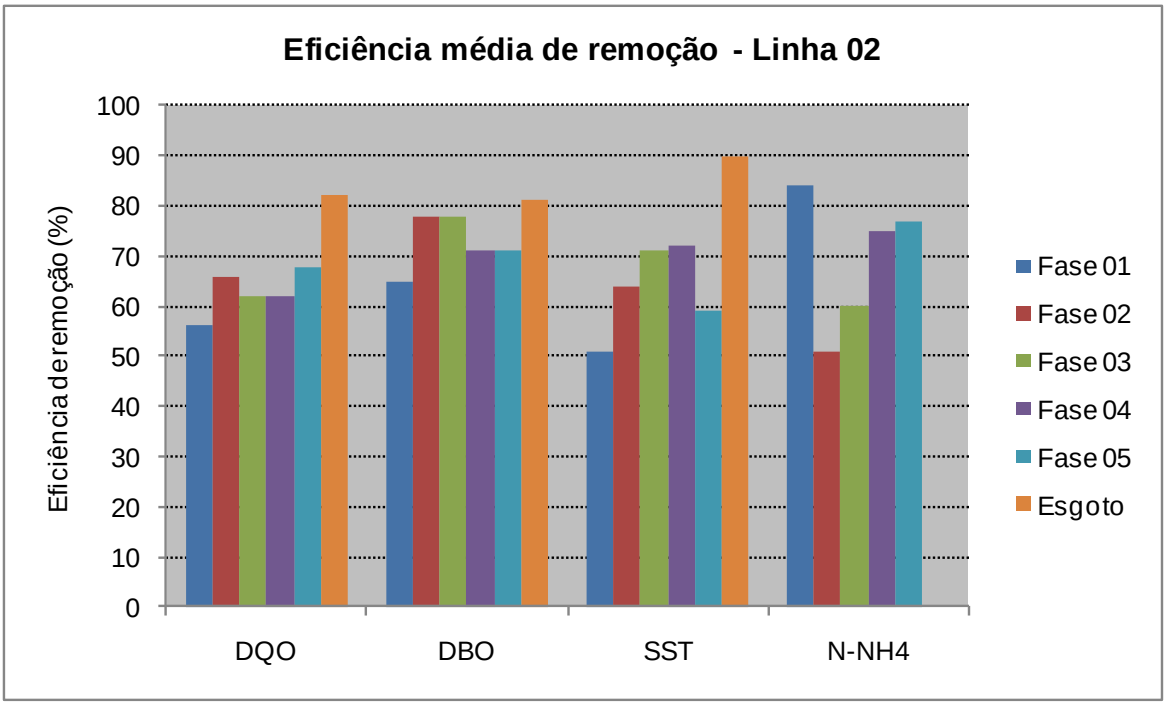


Figura 5.22 – Desempenho da Linha 02 – eficiências de remoção

Nas pesquisas realizadas por FONSECA (2005) e MATOS (2005), não foi analisado o parâmetro amônia e portanto somente para este não é possível a comparação de desempenho das fases operacionais da presente pesquisa com o desempenho do período de tratamento de esgoto doméstico bruto.

Por fim, nos gráficos das Figuras 5.25 e 5.26, pode-se observar respectivamente para eficiência de remoção e concentração efluente, a comparação entre resultados somente das fases que apresentaram melhores desempenhos das linhas de tratamento 01 e 02, para os parâmetros DQO, DBO, SST e nitrogênio amoniacal.

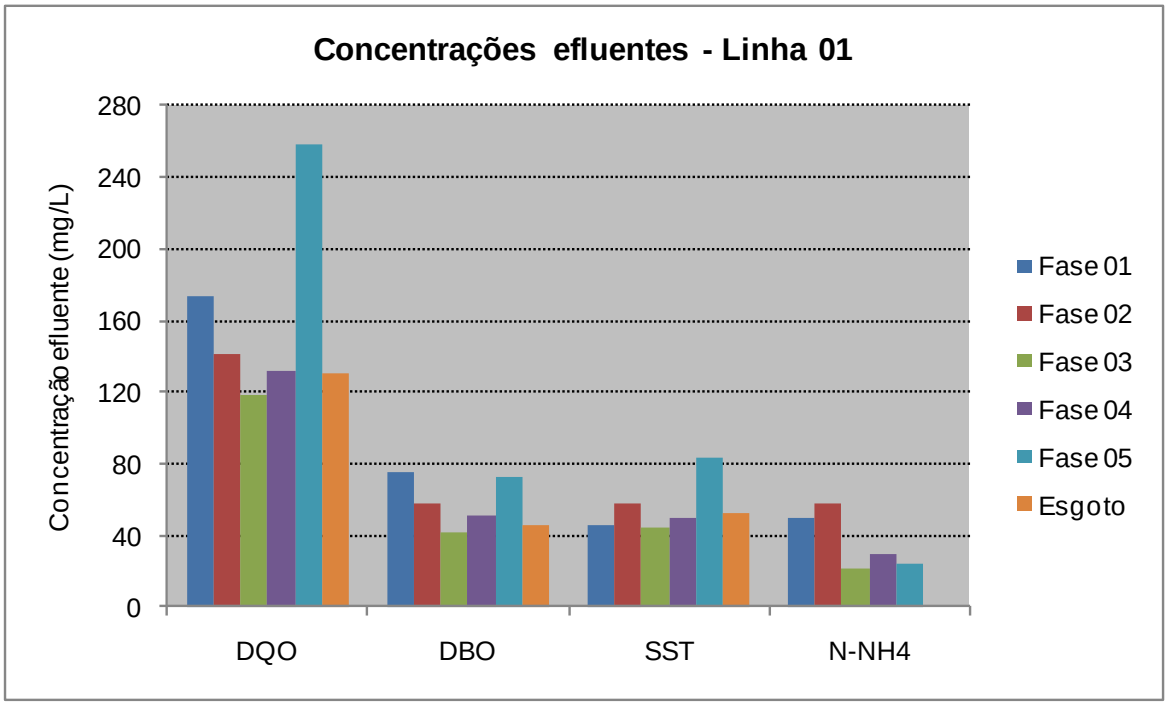


Figura 5.23 – Desempenho da Linha 01 – concentrações efluentes

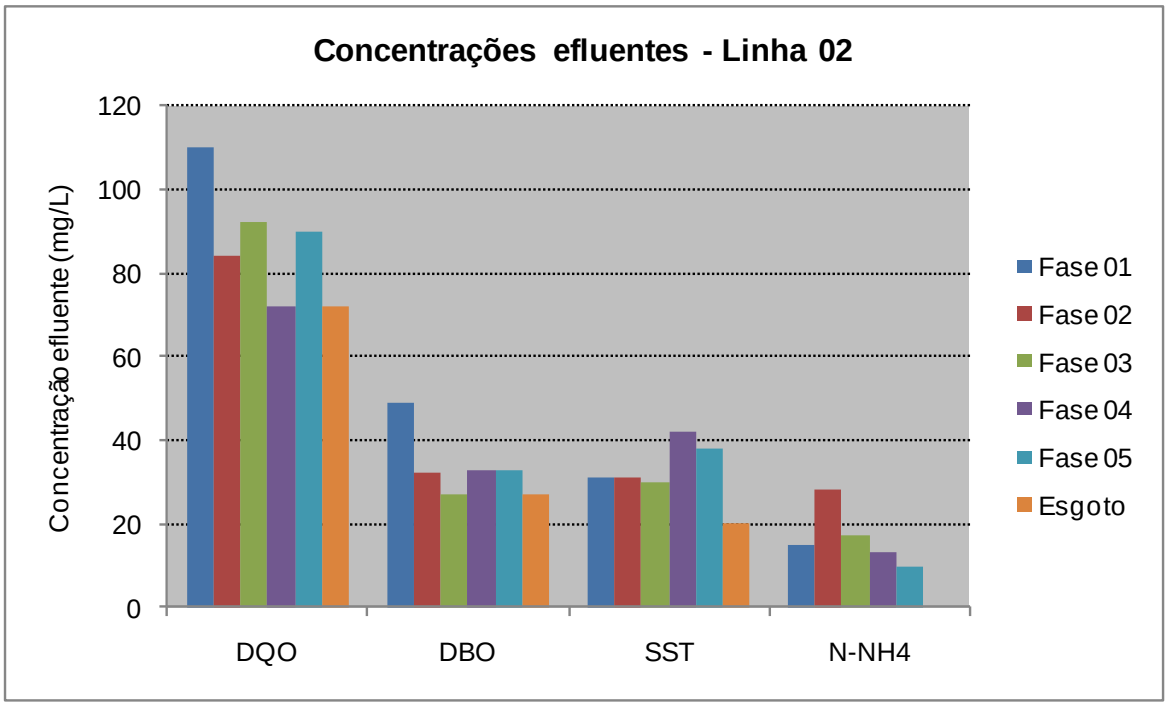


Figura 5.24 – Desempenho da Linha 02 – concentrações efluentes

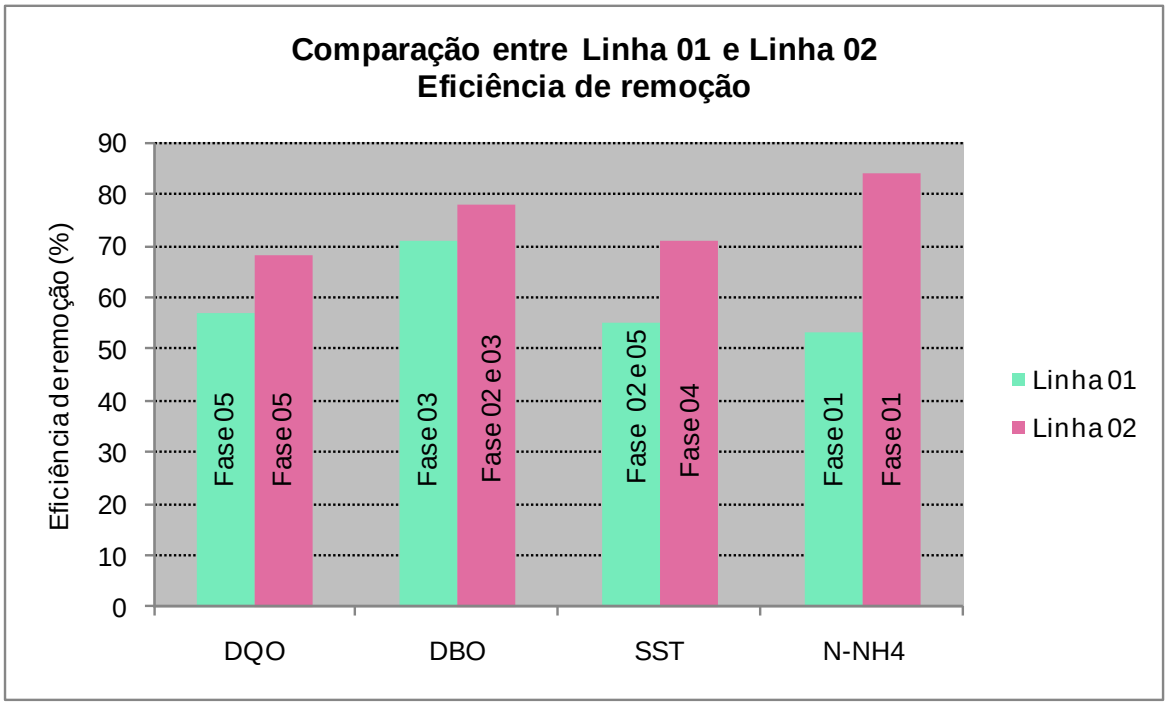


Figura 5.25 – Comparação entre eficiências de remoção da Linha 01 e da Linha 02

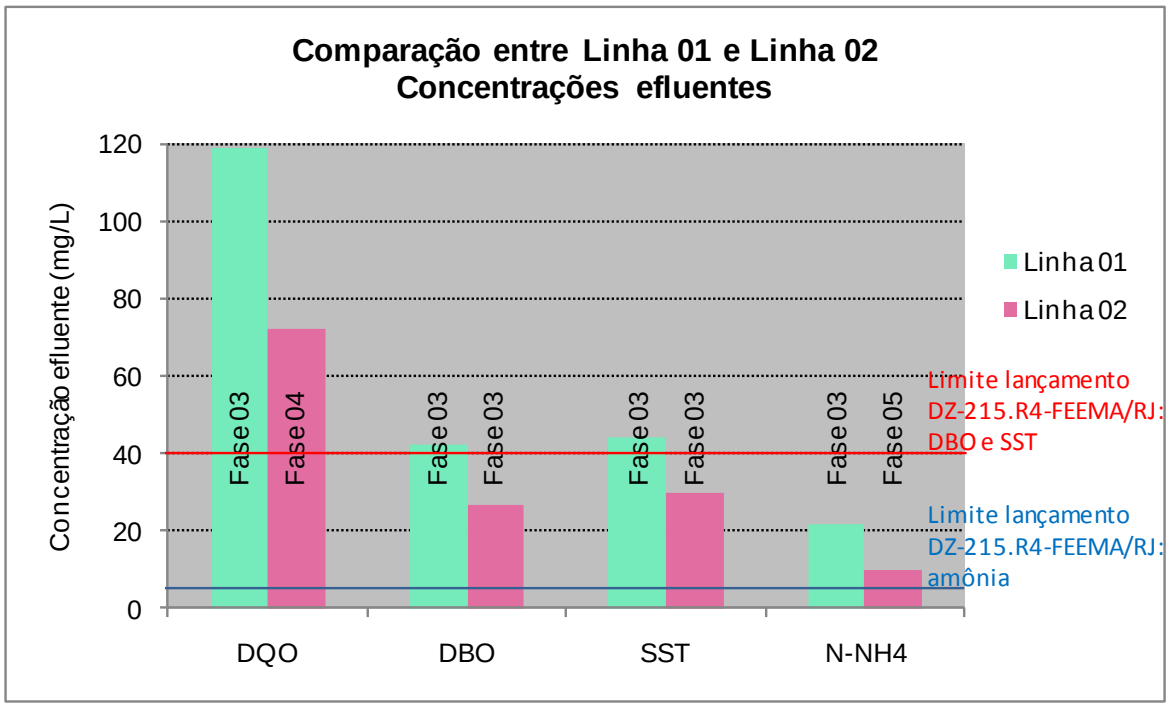


Figura 5.26 – Comparação entre concentrações efluentes da Linha 01 e da Linha 02

De acordo com a observação dos gráficos das Figuras 5.25 e 5.26, pode-se notar que a fase operacional que apresentou melhor eficiência em determinado parâmetro, não necessariamente foi aquela que apresentou efluente com menor concentração deste mesmo parâmetro. Nota-se ainda que para o parâmetro DBO e SST, a operação da fase 03 resultou em menor concentração efluente tanto para a linha de tratamento 01 como para a linha de tratamento 02. Ainda, no caso da linha de tratamento 02, apresentando valor médio abaixo do limite estabelecido para lançamento de efluentes pela DZ 215.R4 (FEEMA/RJ), tanto para DBO como para SST.

5.3 - Resultados dos Ensaios de *Stripping* de Amônia

1º ensaio de *stripping* de amônia

Na Tabela 5.15 estão apresentados os resultados do 1º ensaio de volatilização de amônia do efluente da lagoa de maturação (linha 01) que foi realizado durante o período de operação da fase 04. No gráfico da Figura 5.27 está apresentada a evolução da volatilização da amônia ao longo do experimento.

Tabela 5.15 – Resultados do 1º ensaio de volatilização de amônia do efluente da LM

Amostra	Data	Horário de coleta	Tempo acumulado (h)	$N\text{-}NH_4$ (mg/l)
1	07/04/2008	08:30	0,00	32
2	07/04/2008	10:00	1,50	33
3	07/04/2008	12:00	3,50	33
4	07/04/2008	14:00	5,50	33
5	07/04/2008	16:00	7,50	29
6	08/04/2008	08:00	23,50	26

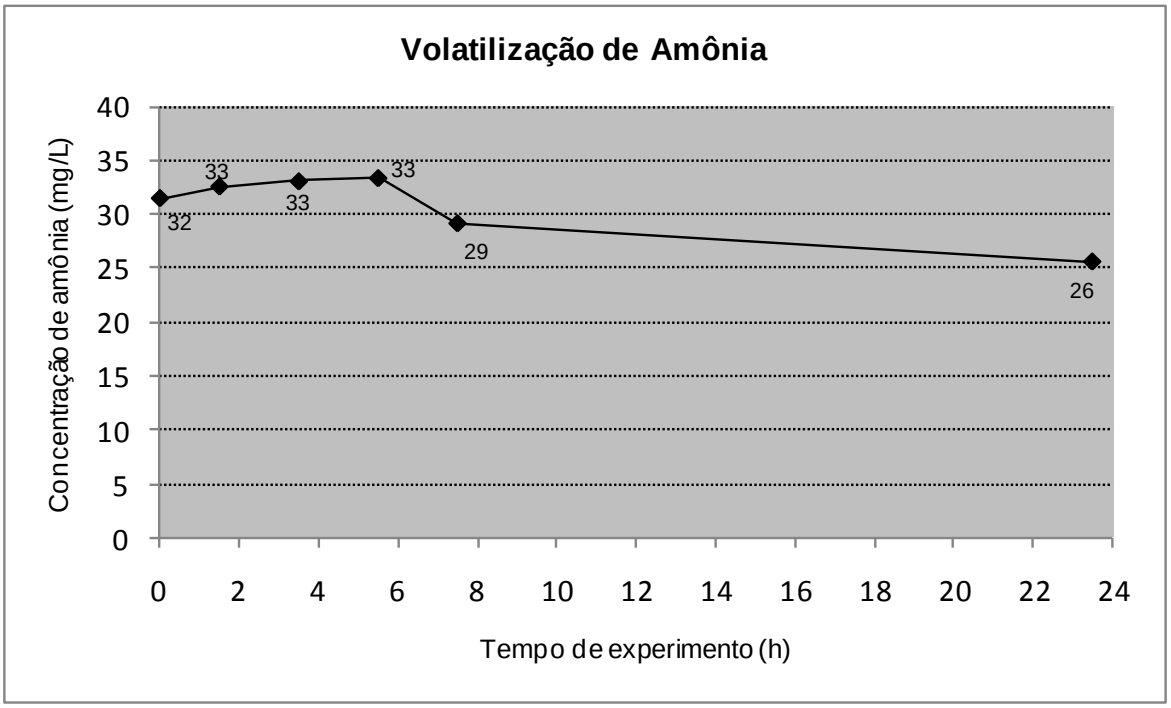


Figura 5.27 – Gráfico de comportamento da concentração de amônia no 1º ensaio de *stripping*

Durante o experimento, a concentração de nitrogênio amoniacal se elevou um pouco nas primeiras seis horas e posteriormente diminuiu, alcançando uma eficiência de remoção de quase 20%, em 24 horas. O resultado não foi satisfatório, principalmente em função da não alcalinização do meio com adição de cal.

2º ensaio de *stripping* de amônia

Os resultados de desempenho de remoção de nitrogênio amoniacal no lixiviado bruto de Gramacho, durante a condução do 2º ensaio de volatilização deste parâmetro, estão apresentados na Tabela 5.16 e no gráfico da Figura 5.28.

Tabela 5.16 – Resultados do 2º ensaio de volatilização de amônia do lixiviado de Gramacho

Amostra	Data	Horário da coleta	Tempo acumulado (h)	NH_4 (mg/l)
1	24/06/2008	09:30	0,00	1051
2	24/06/2008	11:00	1,50	664
3	24/06/2008	13:00	3,50	591
4	24/06/2008	15:00	5,50	556
5	24/06/2008	17:00	7,50	210
6	25/06/2008	09:00	23,50	193

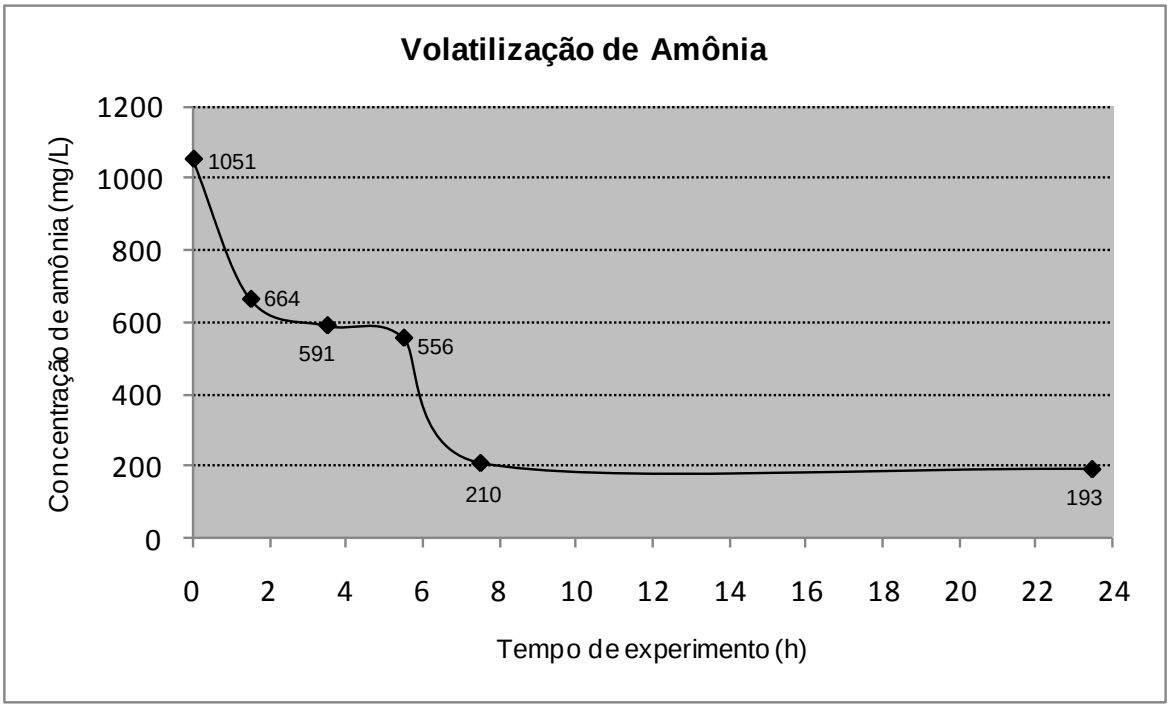


Figura 5.28 – Gráfico de comportamento da concentração de amônia no 2º ensaio de *stripping*

A eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal alcançada no 2º ensaio foi elevada, da ordem de 82%, no período total de 24h. Após cinco horas e meia, a remoção de

nitrogênio amoniacal foi de 47% e com sete horas e meia de duração, a remoção já alcançou 80% de eficiência, resultado bastante semelhante ao alcançado com 24h de duração.

Assim, a tecnologia pode se tornar viável, já que sua viabilidade econômica depende tanto do custo do produto alcalinizante (cal - $CaCO_3$) e sua quantidade a ser utilizada, como do período de aeração para se alcançar um desempenho satisfatório. Neste caso, uma eficiência de 80% foi alcançada em aproximadamente 7,5 horas, com uma quantidade de cal equivalente a 456 g, para um volume de aproximadamente 320 L de lixiviado.

3º ensaio de *stripping* de amônia

O 3º ensaio de volatilização de amônia não se mostrou eficiente, apresentando uma remoção de somente 21% de eficiência ao final de 24 horas, conforme pode ser observado na Tabela 5.17 e no gráfico da Figura 5.29.

Tabela 5.17 – Resultados do 3º ensaio de volatilização de amônia do lixiviado de Gramacho

Amostra	Data	Horário de coleta	Tempo acumulado (h)	NH_4 (mg/l)
1	31/07/2008	09:30	0,00	1679
2	31/07/2008	11:00	1,50	1475
3	31/07/2008	13:00	3,50	1419
4	31/07/2008	15:00	5,50	1423
5	31/07/2008	17:00	7,50	1379
6	01/08/2008	09:00	23,50	1330

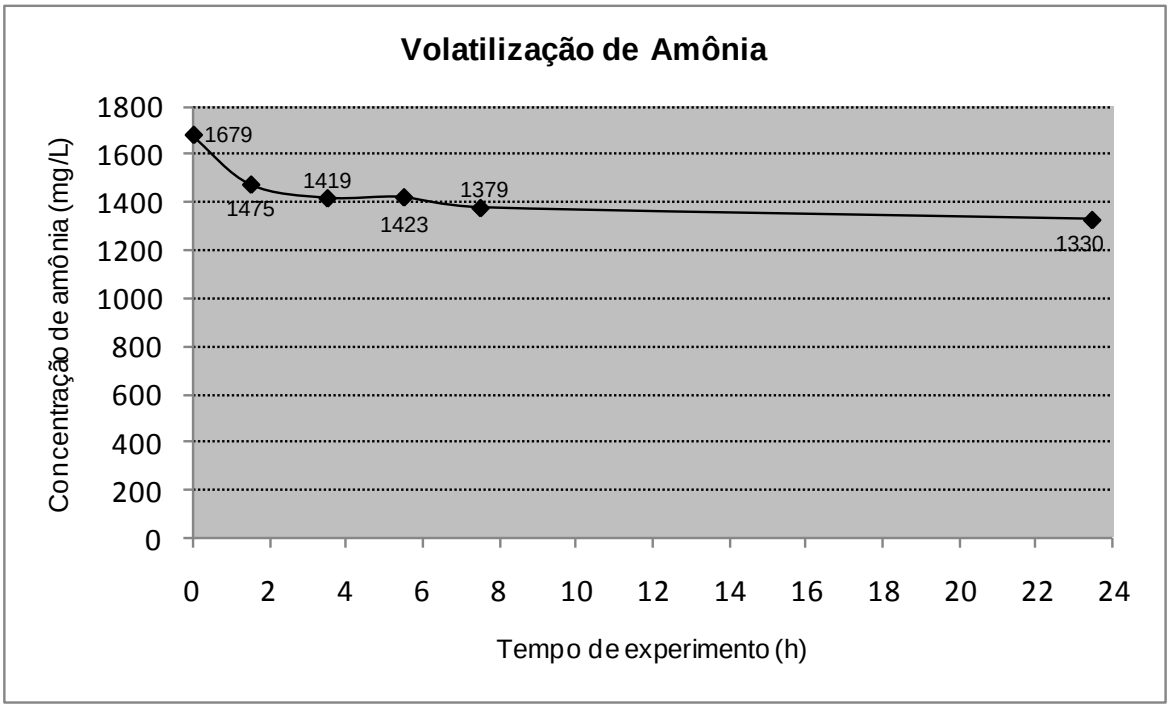


Figura 5.29 – Gráfico de comportamento da concentração de amônia no 3º ensaio de *stripping*

O experimento demonstrou baixa eficiência e deveria ter apresentado eficiência semelhante ao 2º ensaio, já que utilizou o mesmo efluente, as mesmas características operacionais, sendo diferente somente as dimensões do tanque.

Credita-se esse desempenho insatisfatório à problemas operacionais de ajuste do pH e/ou coleta de amostras.

Assim, conclui-se que em relação aos três ensaios de volatilização de amônia, somente o segundo, realizado com lixiviado bruto do aterro de Gramacho, no tanque aerado com capacidade para 400 L e solução de cal com concentração de 40 g/L, alcançou eficiência satisfatória de remoção de amônia. Esta eficiência foi de 80% em 7,5 horas de aeração, onde o efluente apresentou redução de concentração de amônia de 1.051 mg/L para 210 mg/L.

5.4 - Estimativa da Relação entre Geração de Lixiviado e Esgoto Doméstico

A seguir serão apresentados os resultados para estimativa de geração de lixiviado por habitante, bem como a relação entre a geração de lixiviado e a geração de esgoto sanitário por uma mesma população.

5.4.1 - Estimativa da geração de lixiviado por habitante

Considerando-se que, segundo CASTRO (2001), o nível de atendimento de coleta de resíduos sólidos urbanos no município de Piracicaba correspondia a 100% e que a quantidade de resíduos depositada diariamente no aterro Pau Queimado era de 250 T/dia e ainda que, segundo SNIS (2007), a contribuição diária per capita de resíduos no município é de 0,7 kg/hab.dia, a população estimada contribuinte ao aterro seria de 357.142 habitantes. Este valor, é bem próximo ao indicado pelo IBGE (2000), de 329.150 habitantes. Dessa forma, adotou-se para cálculo de geração de lixiviado por habitante, o valor indicado pelo IBGE (2000)

Assim, tanto para o valor medido como para os valores calculados de geração de lixiviado no aterro Pau Queimado, segundo diferentes métodos, por CASTRO (2001), foram estimados valores para a geração de lixiviado por habitante e estão apresentados na Tabela 5.18.

Tabela 5.18 – Estimativa da geração de lixiviado por habitante para o aterro Pau Queimado

Método	População contribuinte para o Aterro Pau Queimado (hab)[(a)]	Vazão de lixiviado (m^3/dia)[(b)]	Geração estimadade lixiviado/habitante (L/hab.dia)
Medido *in loco*	329.150	44,86	0,14
Método Suiço		63,46	0,19
Balanço Hídrico		32,27	0,10
Método Racional		56,53	0,17
Média		**49,28**	**0,15**

Observações: (a) fonte: IBGE (2000); (b) valores apresentando por CASTRO (2001).

Os valores apresentados para estimativa de geração de lixiviado por habitante variam de 0,10 L/hab.dia a 0,19 L/hab.dia e possuem um valor médio de 0,15 L/hab.dia, muito próximo do estimado para medição *in loco*, que seria de 0,14 L/hab.dia.

Para os aterros de Gramacho e Gericinó, a população contribuinte com resíduos sólidos foi estimada em função da contribuição média per capita exercida no Brasil, de 0,97 kg RSU/hab.dia, indicada pelo SNIS (2007), e da quantidade de resíduos aterrados diariamente em cada área, conforme apresentado na Tabela 5.19. Ainda, na Tabela 5.19, estão apresentadas as estimativas de geração de lixiviado por habitante para os dois aterros.

Tabela 5.19 – Estimativa da geração de lixiviado por habitante para os aterros de Gramacho e Gericinó

Aterro	Quantidade de RSU aterrados (t/dia)[(a)]	Produção de lixiviado (m^3/dia)[(a)]	População estimada (habitantes)[(b)]	Lixiviado/habitante (L/hab.dia)[(b)]
Gramacho	8.000	2.000	8.247.423	0,24
Gericinó	2.500	500	2.557.320	0,19

Observações: (a) valores adotados. Fonte: (COMLURB, 2009); (b) valores calculados.

No caso dos aterros de Gramacho e Gericinó, os resultados encontrados para geração de lixiviado por habitante, calculados em função dos dados de quantidade de resíduos recebida no aterro diariamente e produção diária de lixiviado, fornecidos pela própria COMLURB, apresentam-se próximos da média encontrada na Tabela 5.18, para as diferentes formas de cálculo e medição *in loco* para o aterro Pau Queimado.

O valor médio para a geração de lixiviado, de 0,19 L/hab.dia, apresentado na Tabela 5.20 e estimado em função dos resultados encontrados para os aterros Pau Queimado, Gramacho e Gericinó, deve ser utilizado com bastante cautela. Este dado, baseado em valores empíricos, foi gerado somente em função da população contribuinte para o aterro em áreas com precipitação média anual em torno de 1500 mm. Portanto não se tem a intenção de adotá-lo como média para cálculos e projetos, mas sim como um balizamento inicial em estudos de geração de lixiviado e pré-dimensionamentos de diferentes

tecnologias de tratamento de lixiviado, como por exemplo o seu tratamento combinado com esgoto doméstico.

Tabela 5.20 – Geração média diária de lixiviado por habitante

Aterro	Lixiviado/habitante (L/hab.dia)[(b)]	Precipitação média anual (mm) 2006/2007	Precipitação média anual histórica (mm) 1961/2007
Pau Queimado	0,15	1573	1543
Gramacho	0,24	1385	1401
Gericinó	0,19	1385	1401
Média	0,19	1448	1448

5.4.2 - Relação entre geração de lixiviado e geração de esgoto doméstico

Os resultados para vazão per capita de lixiviado e vazão per capita de esgoto provenientes das populações contribuintes para os aterros Pau Queimado, Gramacho e Gericinó, estão apresentados na Tabela 5.21, bem como a relação entre eles. Vale ressaltar que a população contribuinte para o aterro de Pau Queimado é a população de Piracicaba indicada pelo IBGE (2000) e a população contribuinte para os aterro de Gramacho e Gericinó foram estimadas no item 5.4.1.

Tabela 5.21 – Resultados de geração de lixiviado e de esgoto

Aterro	População (habitantes)	Vazão per capita de lixiviado (L/hab.dia)	Vazão per capita de esgoto (L/hab.dia)*	Relação $Q_{esgoto}/Q_{lixiviado}$
Pau Queimado	329.150 (IBGE, 2000)	0,15	160	0,09%
Gramacho	8.247.423 (estimada)	0,24	179	0,13%
Gericinó	2.577.320 (estimada)	0,19	179	0,10%

Observações: * Valor calculado em função da adoção da quota per capita de água de 200 L/hab.dia (para município de Piracicaba) e 224 L/hab.dia (para município do Rio de Janeiro) e do coeficiente de retorno de 0,80.

Conforme obviamente esperava-se, os resultados encontrados na Tabela 5.21 mostram que a geração de lixiviado por habitante é bastante inferior à geração de esgoto por habitante, variando por estimativa, de 0,09% a 0,13% para os aterros estudados.

Assim, os resultados indicam a viabilidade do tratamento combinado, em relação aos percentuais de diluição de lixiviado em esgoto doméstico, já que a maioria dos autores citados no item revisão bibliográfica, apresentam bons desempenhos das unidades de tratamento, com diluições de até 10% (ORTA DE VELASQUEZ *et al*, 2004; AKTAS e CECEN, 2001; CECEN e AKTAS, 2004).

Em particular para o caso de lagoas facultativas e aeradas, que constituem o foco desta tese, o percentual estimado condiz plenamente com a relação entre a vazão de lixiviado e a de esgoto, estudada experimentalmente. Tal observação, valida a opção do lançamento do lixiviado do aterro sanitário de uma comunidade de pequeno e médio porte na sua ETE, quando construída por uma lagoa facultativa ou aerada.

5.5 - Levantamento de Aspectos Econômicos do Tratamento de Lixiviado

Na tabela 5.22 estão apresentados resultados de produção diária e mensal de lixiviado para faixas populacionais de 10.000, 20.000, 30.000, 50.000 e 100.000 habitantes bem como o período de armazenamento do lixiviado para completar os 6 m^3 de capacidade máxima do caminhão, também por faixa populacional.

Tabela 5.22 – Resultados de geração de lixiviado e de esgoto

População (habitantes)	Geração per capita de lixiviado (L/hab.dia)	Vazão de lixiviado (L/dia)	Vazão de lixiviado (m^3/dia)	Vazão de lixiviado (m^3/mês)	Tempo para Acúmulo de lixiviado (dias)*
10.000	0,2	2.000	2,0	60	3,0
20.000	0,2	4.000	4,0	120	1,5
30.000	0,2	6.000	6,0	180	1,0
50.000	0,2	10.000	10,0	300	0,6
100.000	0,2	20.000	20,0	600	0,3

Observação: * período destinado ao acúmulo de lixiviado para completar o volume de capacidade máxima do lixiviado no caminhão tanque (6 m^3).

Segundo os dados de produção diária de lixiviado de cada faixa populacional, é importante observar que para 10.000 habitantes, a capacidade máxima do caminhão (6 m^3) somente é alcançada após 03 dias de acúmulo do efluente; para 20.000 habitantes, essa capacidade máxima é atingida com 1,5 dias e; em relação à população de 30.000 habitantes, os 6 m^3 coincidem exatamente com 01 dia de produção de lixiviado. A partir dessa faixa populacional, pode ser necessária a utilização de mais de um caminhão por dia e dessa forma, o custo, como apresentado na Tabela 5.23, pode tornar inviável o tratamento combinado do lixiviado.

A prática de recirculação do lixiviado no aterro poderia ser um dos caminhos para a melhoria da qualidade do efluente além de ser uma opção para diminuir a sua quantidade a ser transportada para o tratamento combinado. Assim, o custo do transporte poderia ser reduzido, trazendo para o aterro os benefícios da recirculação, como por exemplo, a aceleração da biodegradação do maciço de RSU. Vale lembrar que a recirculação em aterros onde esta prática não foi levada em consideração durante o projeto/obra, pode causar a instabilidade do talude.

Os custos relacionados a cada faixa populacional podem ser observados na Tabela 5.23 para distâncias variando de 5 km a 30 km. O custo inicial, foi calculado, em função do valor unitário de R$ 7,37/km e da distância média a ser percorrida. O custo mensal, leva em consideração o número de dias por mês que o caminhão será utilizado para a faixa populacional de até 30.000 habitantes; e o número de viagens por dia para a faixa populacional de 50.000 e 100.000 habitantes.

Tabela 5.23 – Custo de transporte do lixiviado

População (habitantes)	Distância (km)	Custo inicial (R$)	Custo (R$/mês)	Custo (R$/m^3)
10.000	05	36,85	368,50	6,14
	10	73,70	737,00	12,28
	15	110,55	1.105,50	18,43
	20	147,40	1.474,00	24,57
	30	221,10	2.211,00	36,85
20.000	05	36,85	737,00	6,14
	10	73,70	1.474,00	12,28
	15	110,55	2.211,00	18,43
	20	147,40	2.948,00	24,57
	30	221,10	4.422,00	36,85
30.000	05	36,85	1.105,00	6,14
	10	73,70	2.211,00	12,28
	15	110,55	3.316,50	18,43
	20	147,40	4.422,00	24,57
	30	221,10	6,633,00	36,85
50.000	05	36,85	1.842,50	6,14
	10	73,70	3.685,00	12,28
	15	110,55	5.527,50	18,43
	20	147,40	7.370,00	24,57
	30	221,10	11.055,00	36,85
100.000	05	36,85	3.685,00	6,14
	10	73,70	7.370,00	12,28
	15	110,55	11.055,00	18,43
	20	147,40	14.740,00	24,57
	30	221,10	22.110,00	36,85

No gráfico da Figura 5.30, estão plotadas as curvas de variação do custo de transporte (R$/mês) por distância percorrida (km), para cada faixa populacional proposta no estudo. Ainda, no eixo Y secundário, está apresentada a reta que representa o custo por volume (RS/m^3) para distâncias variando de 05 km a 30 km.

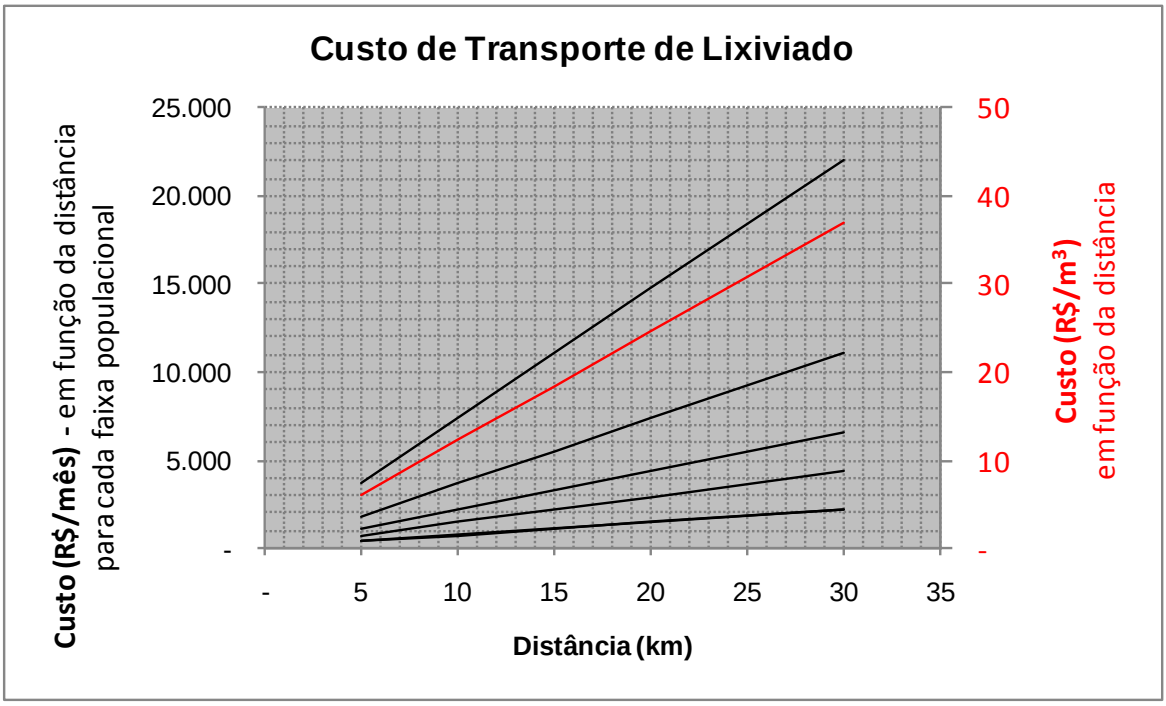


Figura 5.30 – Relação do custo do transporte de lixiviado com população e distância a ser percorrida

O gráfico apresentado na Figura 5.30 pode ser uma boa ferramenta para a realização de um estudo preliminar de viabilidade técnica e econômica para o tratamento do lixiviado gerado em um aterro sanitário. Para isso, é importante lembrar que o gráfico foi gerado a partir da adoção de um índice de produção diária de lixiviado de 0,2 L/habitante, condizente com localidades que apresentem um valor em torno de 1500 mm de precipitação média anual, e que a geração de lixiviado é função também de outras variáveis.

As curvas do gráfico da Figura 5.26, podem ser facilmente extrapoladas para distâncias menores que 5 Km e maiores que 30 Km e as faixas populacionais podem ser interpoladas. No caso da avaliação do custo, deve-se ainda levar em consideração, a construção de um duto de lixiviado até o ponto mais estratégico para o seu lançamento na rede de esgoto ou na ETE, quando possível.

Somente a título de comparação, na Tabela 5.24 estão apresentados valores de custo para diferentes opções de tratamento de lixiviado, abordados na bibliografia consultada.

Tabela 5.24 – Comparação de custos para diferentes opções de tratamento de lixiviado

Bibliografia	Tecnologia	Escala	Custo (O&M)	Observação
QASIM & CHIANG (1994)[(a)]	Físico-químicos em geral	Real 29 m^3/dia	US$ 0,95/m^3 a US$ 2,38/m^3	Custo de implantação US$ 30.000 a US$ 120.000
QASIM & CHIANG (1994) [(a)]	Biológicos em geral	Real 29 m^3/dia	US$ 0,95/m^3 a US$ 1,43/m^3	Custo de implantação US$ 25.000 a US$ 75.000
LANGE *et al* (PROSAB, 2009)	Precipitação química	Laboratório	R$ 1.275,98/m^3	Inviabilidade do processo
LANGE *et al* (2006) [(b)]	Processo Oxidativo Avançado	Real 10 m^3/dia	R$ 23,00/m^3	Custo de implantação R$ 60.000
LEITE *et al* (PROSAB, 2009)	Torres de recheio para *stripping de amônia*	Laboratório	R$ 74,90/m^3 a R$ 152,80/m^3	Inviabilidade do processo
LEITE *et al* (PROSAB, 2009) [(c)]	Fluxo pistonado para *stripping de amônia*	Laboratório	R$ 0,35/m^3	-
LIMA *et al* (2005)	Tratamento combinado	-	R$ 2,79/m^3	Avaliação econômica por modelagem matemática
YANGIN *et al* (2002)	Lodo ativado + precipitação de fósforo	Real 100.000 habitantes	US$ 0,27/m^3	Não informou custo de implantação
YANGIN *et al* (2002)	UASB + Precipitação química	Real 100.000 habitantes	US$ 0,92/m^3	Não informou custo de implantação
CANTANHEDE *et al* (PROSAB, 2009)	Evaporação – Equipamento unitário	Real com rendimento de 1,0 m^3/dia	R$ 24,00/m^3	Custo pode ser reduzido a R$ 5,00/m^3 – custo de manutenção
PENIDO (2009)	Físico-Químico + biológico + nanofiltração	Real 960 m^3/dia 2.000 m^3/dia	R$ 25,00/m^3	Custo de Implantação da ordem de R$ 3.400.000,00

Observações:
(a) Custos estimados por CHIANG, PATEL e Associados, com várias simplificações.
(b) Estudo realizado em escala de laboratório e estimado para vazão real de 10 m^3/dia. Neste caso, os autores sugerem a tecnologia como tratamento preliminar, com remoção média de DQO = 61%.
(c) Estudo realizado em escala de laboratório e estimado para escala real para o aterro metropolitano de João Pessoa, com geração de 100 m^3 de lixiviado/dia. Neste caso, a tecnologia objetiva somente a remoção de amônia.

Os custos apresentados na Tabela 5.24 apresentam grande variação em função das diferentes opções de tecnologias de tratamento de lixiviado e dos seus desempenhos. Baixos custos de operação e manutenção podem ser observados para algumas tecnologias que se apresentam como um tratamento preliminar. No caso por exemplo, da tecnologia de fluxo pistonado para *stripping* de amônia, avaliada por LEITE *et al* (PROSAB, 2009) que tem o objetivo somente de remoção de amônia, outra tecnologia para remoção de DQO, DBO e outros poluentes se faz necessário como pós-tratamento. Outros estudos que apresentaram baixos custos de operação e manutenção podem apresentar elevado custos de implantação.

Assim, o tratamento combinado se torna viável até uma distância de transporte de lixiviado de aproximadamente 20 km, onde para os valores adotados para o estudo que gerou a Tabela 5.23, o custo é de R$ 24,57/m^3. Vale lembrar no entanto, que um tanque de recebimento/acumulação de lixiviado será necessário na ETE, a fim de diluir a nova carga afluente de forma controlada, sem gerar picos ou choques de carga na estação de tratamento.

6. CONCLUSÕES

Neste item, as conclusões são abordadas em função dos objetivos específicos apresentados no início do presente trabalho:

- Avaliar as tecnologias de tratamento de lixiviado que vem sendo utilizadas no mundo, como forma de minimizar os impactos ambientais causados pela disposição de resíduos em aterros sanitários, dentre elas a tecnologia de tratamento combinado com esgoto doméstico.

  Atualmente, existe um tendência por parte dos países da comunidade européia e dos Estados Unidos, em se reduzir a quantidade de lixo disposta em aterros sanitários, tanto pelas políticas de minimização da geração, reutilização e reciclagem de resíduos, como pela disseminação de novas tecnologias para o seu tratamento, que não geram lixiviados, como é o caso da incineração. Porém, muitos aterros ainda encontram-se em operação no mundo e diferentes destinos têm sido dados aos seus lixiviados.

  A tecnologia do tratamento combinado é amplamente utilizada no mundo, porém com diferentes objetivos. Grande parte dos países desenvolvidos realiza o tratamento completo ou apenas preliminar do lixiviado no próprio aterro, para posteriormente lançamento do seu efluente em sistemas públicos de esgotamento sanitário, somente para destino final, não tendo o objetivo de tratamento combinado propriamente dito. Já os países em desenvolvimento objetivam utilizar o sistema de esgotamento sanitário para tratamento combinado, efetivamente, do lixiviado com esgoto doméstico. Nestes casos, a facilidade operacional e o custo menos oneroso, que leva em consideração principalmente o transporte do lixiviado, são fatores fundamentais na escolha dessa opção.

- Avaliar a capacidade de dois sistemas convencionais de lagoas de tratamento de esgotos em receber diluições controladas de lixiviado de aterro sanitário.

  A lagoa facultativa pode não ser uma boa opção para o tratamento combinado, por ser um processo extremamente natural e portanto mais susceptível tanto a

variações de carga de DQO, DBO e amônia, como à toxicidade imposta pela elevada concentração de amônia presente nos lixiviados. Na pesquisa, resultados satisfatórios para a linha 01 somente foram alcançados na fase 03, com diluição de 0,5% (v/v), quando as unidades apresentaram eficiência média de remoção de DBO de 71% e concentração média efluente de 42 mg/L.

Já a lagoa aerada se apresentou menos vulnerável em relação à variação de carga afluente, imposta pela diluição de lixiviado, além de apresentar boa capacidade de remoção de amônia, por volatilização. Assim, o sistema que compõe a linha 02 se configura como uma tecnologia viável para o tratamento combinado com até 0,5% de diluição (v/v). Nestes casos, as unidades apresentaram concentração efluente de DBO menor que 40 mg/L e de DQO menor que 100 mg/L, além de uma boa remoção de amônia, com concentração média efluente de 28 mg/L no pior caso (fase 02) e de 10 mg/L na fase de melhor desempenho operacional (fase 05).

Sugere-se que para a realização do tratamento combinado, adote-se um índice de diluição em função do aumento da carga orgânica e/ou de amônia por ocasião da adição do lixiviado e não do volume, como tem sido feito normalmente. Os lixiviados de diferentes aterros são muitos distintos e portanto diluições em função somente da vazão podem acarretar impactos na ETE, bastante discrepantes.

- Avaliar a possibilidade de remoção de amônia por *stripping*, tanto do lixiviado bruto como do efluente do tratamento combinado.

  O *stripping* de amônia do lixiviado bruto, realizado no próprio aterro, anteriormente ao seu lançamento no sistema de esgotamento sanitário, é uma boa opção no caso de lixiviados que apresentam elevadas concentrações de amônia e que serão lançados em ETE mais vulneráveis à toxicidade causada por ela. Conforme as pesquisas aqui realizadas, elevada eficiência de remoção de amônia do lixiviado bruto (aproximadamente 80%) pôde ser alcançada com período de duração de 7,5 horas.

- Estimar a geração de lixiviado por habitante e sua relação com a geração de esgoto doméstico.

  A estimativa da geração de lixiviado não é tarefa fácil, por ser variável em função de diversos fatores, porém é de extrema ajuda para a condução de projetos de aterro sanitário e de estações de tratamento de lixiviados. Dessa forma, o índice de 0,2 L/hab.dia apresentado no presente estudo foi desenvolvido de maneira empírica, a partir da adoção de vários parâmetros, como a geração per capita de lixo, precipitação média anual e geração de lixiviado por diferentes aterros sanitários em operação. Dessa forma, o índice deve ser utilizado com cautela, porém pode ter grande valor para o pré-dimensionamento de unidades e balizamento de projetos.

  A geração diária de lixiviado por habitante, estimada em 0,2 L/hab.dia, se apresentou em torno de 0,15% da geração diária per capita de esgoto. Esta relação afirma a viabilidade da tecnologia de tratamento combinado, já que neste trabalho, sugere-se desempenhos satisfatórios das unidades de tratamento por lagoas, com diluição de até 0,5% (v/v).

- Avaliar aspectos econômicos do tratamento combinado e relacioná-los com diferentes tecnologias de tratamento de lixiviado.

  Os custos do tratamento combinado variam principalmente em função da distância entre o aterro e o ponto de lançamento do lixiviado na rede de esgotamento sanitário ou na própria ETE. Dessa forma, para a geração de lixiviado calculada no presente trabalho, a viabilidade econômica é alcançada para um distância de transporte de lixiviado de até 20 km, com um valor estimado de R$ 24,57/m^3; valor este semelhante ao custo do tratamento atual do lixiviado do aterro de Gramacho, segundo PENIDO (2009), que é de aproximadamente R$ 25,00/m^3. Vale lembrar que o custo do atual tratamento do lixiviado de Gramacho pode ainda ser mais elevado, quando se leva em consideração a manutenção complexa dos equipamentos de alta tecnologia, como por exemplo aeradores e membranas de nanofiltração e as suas respectivas depreciações.

Ainda, para uma faixa populacional em torno de 30.000 habitantes, a logística do transporte fica facilitada em função da utilização de no máximo um caminhão por dia, com capacidade de 6 m^3. No caso de municípios com número de habitantes maior, a recirculação de parte do lixiviado no maciço de resíduos pode ser um boa opção para se reduzir a quantidade de lixiviado a ser transportada para o tratamento combinado.

7. RECOMENDAÇÕES

Em função dos resultados obtidos nessa pesquisa, das possíveis limitações em seu caminhamento e do cenário do tratamento de lixiviado apresentado na revisão bibliográfica, recomenda-se para trabalhos futuros:

1. Estudos de tratamento combinado em campo e em escala real, em diferentes estações de tratamento de esgotos sob diferentes tecnologias, que possam confirmar a viabilidade técnica desta opção de tratamento do lixiviado. O tratamento combinado é prática comum no Brasil e no mundo, porém referências bibliográficas sobre o tema são relativamente escassas.

2. Pesquisas de campo que abordem a questão do *stripping* de amônia do lixiviado bruto, anteriormente à sua disposição para o tratamento combinado, tanto em escala real como em escala de laboratório. Diferentes técnicas de *stripping* de amônia podem ser utilizadas, de forma a se apresentar uma tecnologia eficiente e que acompanhe as características do tratamento combinado, como baixo custo e simplicidade operacional.

3. Novas medições de geração de lixiviado em diferente aterros sanitários, para um estudo mais amplo sobre a geração diária de lixiviado por habitante em aterros com distintas características de precipitação, área, material aterrado, etc. Este índice é de extrema importância para balizamento de projetos e no entanto não é de fácil acesso.

4. Avaliação de custos reais do tratamento combinado em unidades onde se pratica esta opção; custos tanto de transporte de lixiviado como de cobrança para tratamento do lixiviado na ETE. Ainda há que se levar em consideração a opção da gestão consorciada: disposição do lodo de ETE em aterros sanitários, auxiliando na degradação do maciço de lixo e destinação de lixiviados de aterros sanitários em sistemas de esgotamento sanitário para tratamento e disposição final adequados.

5. Estudos de microbiologia molecular para se avaliar a real atuação da amônia na toxicidade aos microrganismos decompositores de matéria orgânica. Este estudo pode atuar positivamente, no sentido de se poder isolar grupos microbiológicos capazes de suportar melhor altas concentrações de amônia e definir processos operacionais que venham a selecionar naturalmente esses grupos.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR 10.004 (2004). *Resíduos Sólidos – Classificação.* Rio de Janeiro: ABNT. 2004

_____NBR 8.419 (1992). *Apresentação de Projetos de Aterros Sanitários de Resíduos Sólidos Urbanos – Procedimentos.* Rio de Janeiro: ABNT. 1992

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS (ABRELPE). *Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil*, 2003. 62p.

_____Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais - ABRELPE. *Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil*, 2008. 192p.

AGDAG, O.N. e SPONZA, D.T. *Anaerobic/Aerobic Treatment of Municipal Landfill Leachate in Sequential Two-Stage Up-Flow Anaerobic Sludge Blanket Reactor (UASB)/Completely Stirred Tank Reactor (CSTR) System.* Process Biochemistry 40: 895-902, 2005.

Agência Nacional de Águas. *Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil 2009*, 204p. Brasília/Distrito Federal - ANA. 2009.

AKERMAN, A., BUDKA, A., HAYWARD-HIGHAM, S., BOUR, O. e RALLU, D. *Methane Emissions Measurements on Different Landfills.* In: XI International Waste Management and Landfill Symposium. Sardinia, Italy – 2007.

AKTAS, O. e CECEN, F. *Addition of Activated Carbon to Batch Activated Sludge Reactor in the Treatment of Landfill Leachate and Domestic Wastewater.* Journal of Chemical Technology and Biotechnology. 76: 793-802, 2001.

ANDERSSON, A., LA COUR JANSEN, J. e PERSSON, K.M. *Matching Laechate Treatment to New Regulation , Requirement s and Conditions – SYSAV Spillepeng Experiences 1997-2007.* In: XI International Waste Management and Landfill Symposium. Sardinia, Italy – 2007.

ATHAYDE Jr, G.B., CARVALHO, C.M., LEITE, V.D., LOPES, W.S., SILVA, S.A. e SOUSA, J.T. *Uso de Lagoas de Estabilização para Tratamento Conjugado de Percolado e Águas Residuárias Domésticas.* In: VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental ABES – Vitória/ES, 2002.

ATMACA, E. *Treatment of Landfill Leachate by Using Electro-Fenton Method.* Journal of Hazardous Materials 163: 109-114, 2009.

BACELAR, H.A., CANTANHEDE, A., FIGUEIREDO, I.C., ALVES, L.V e GOPFERT, L. *Avaliação dos Vapores Gerados a partir da Evaporação de Lixiviados de Aterros Sanitários.* In: 25º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Recife/PE, 2007.

BACELAR, H.A., CANTANHEDE, A., ALVES, L.V., FIGUEIREDO, I.C. e GOPFERT, L. *Tratamento de Lixiviados Produzidos em Aterros Sanitários Utilizando Evaporador Unitário.* In: XXXI Congreso Interamericano AIDIS. Santiago/Chile, 2008.

BACELAR, H.A., CANTANHEDE. A.L.G., FIGUEIREDO, I.C. e SANTOS, A.S.P. *Sanitary Landfill Leachate Treatment Using Unitary Evaporation Equipment.* In: XII International Waste Management and Landfill Symposium. Sardinia, Italy – 2009.

BAHÉ, J.M., VEROL, A.P., ALVES, L.V., CANTANHEDE, A. e FIGUEIREDO, I.C. *Estudo de Desempenho de Evaporador Unitário como Opção de Tratamento de Lixiviados Produzidos em Aterros Sanitários do Rio de Janeiro.* In: 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Belo Horizonte/MG, 2007.

BAHÉ, J.M., CANTANHEDE. A.L.G., FIGUEIREDO, I.C., VIANA, A.S., GOPFERT, L., ALVES, L.V. e PENIDO, J.H. *Evaporação de Lixiviados de Dois Aterros Sanitários do Rio de Janeiro como Alternativa Tecnológica de Tratamento: Testes em Bancada de Laboratório*. In: II Congreso Interamericano de Resíduos Sólidos. Viña Del Mar/Chile, 2007.

BAHÉ, J.M. *Estudo da Evaporação de Lixiviados de Aterros Sanitários como Alternativa Tecnológica de Tratamento: Testes em Bancada.* Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Pernambuco, 2008.

BAHÉ, J.M., CANTANHEDE, A., FIGUEIREDO, I.C., VIANA, A.S., GOPFER, L., ALVES, L.V. e PENIDO, J.H. *Evaporação do Lixiviado Produzido em Aterros Sanitários do Rio de Janeiro, como Alternativa Tecnológica de Tratamento.* Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales V. 01 – nº 04, 2008.

BIDONE, F.R.A., POVINELLI, A.J. *Conceitos Básicos de Resíduos Sólidos.* 1ª edição. São Carlos – EESC/USP, 1999.

BIDONE, F.R.A., POVINELLI, A.J., COTRIM, S.L.S. *Tratamento de Lixiviado de Aterro Sanitário Através de Filtros Biológicos Percoladores.* In: XIX Congresso Nacional de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES. Foz do Iguaçu/PR, 1997.

BIDONE, F.R.A., COTRIM, S.L.S., BALLESTRIM., R.A.C. *Monitoramento do Lixiviado/Percolado do Aterro Sanitário da Extrema no Bairro Lami em Porto Alegre/RS.* In: II Simpósio Internacional de Qualidade Ambiental. Porto Alegre/RS, 1998.

BILA, D.M. *Aplicação de Processos Combinados no Tratamento de Chorume.* Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia da Universidade Federal do Rio de Janeiro – COPPE/UFRJ, 2000.

BIRCHLER, D.R., MILKE, M.W., MARKS, A.L. e LUTHY, R.G. *Landfill Leachate Treatment by Evaporation*. Journal Environmental Engineering. V.120, Issue 5, p.1109-1131, 1994.

BOCCHIGLIERI, M.M. *A Influência de do Recebimento de Chorume de Aterros Sanitários da Região Metropolitana de São Paulo das Estações de Tratamento de Esgotos do Sistema Integrado.* Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo –USP, 2005.

BODZEK, M., LOBOS-MOYSA, E. e ZAMOROWSKA, M. *Removal of Organic Compounds from Municipal Landfill Leachate in a Membrane Bioreactor.* Desalination 198: 16-23, 2006.

BOOTH, S.D.J., URFER, D., PEREIRA, G. e COBER, K.J. *Assessing the Impact f a Landfill Leachate on a Canadian Wastewater Treatment Plant.* Water Environment Research 68 (7): 1179-1186. Nov-Dec,1996.

BORGHI, A., BINAGHI, L., CONVERTI, A. e BORGHI, M. *Combined Treatment of Leachate form Sanitary Landfill and Municipal Wastewater by Activated Sludge.* Chemical Biochemical Engineering, 17. 277-283, 2003.

BRASIL. *Lei 6.938/81. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação e dá outras providências.* Brasília/Distrito Federal, 31 de agosto de 1981.

_____*Lei 9.605. Lei de Crimes Ambientais. Dispões sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente e, dá outras providências.* Brasília/Distrito Federal, 12 de fevereiro de 1998.

_____*Lei 11.445/2007. PNSB – Plano Nacional de Saneamento Básico. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico.* Brasília/Distrito Federal, 05 de janeiro de 2007.

_____Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA). *Resolução 307/2002*. Dispõe sobre *critérios e procedimentos para a gestão dos resíduos da construção civil, disciplinando as ações necessárias de forma a minimizar os impactos ambientais.* E sua correção CONAMA 348/2004.

_____Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA). *Resolução 357/2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos d'água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes e dá outras providências.* Diário Oficial da União. Brasília, 18 de março de 2005.

_____*Constituição da República Federativa do Brasil*. Rio de Janeiro, 05 de outubro de 1988.

BULK, T.G. *Long Term Performance of a Constructed Wetland for Landfill Leachate Treatment.* Ecological Engineering 26: 365-374, 2006.

CALLI, B., MERTOGLU, B., INANC, B. *Landfill Leachate Management in Istanbul: Applications and Alternatives.* Chemosphere 59, 819-829, 2005.

CARVALHO, M.F. *Comportamento Mecânico de Resíduos Sólidos Urbanos.* Tese de Doutorado - Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo – EESC/USP, 1999

CASTILHOS, A.B. (coordenador). *Gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos com Ênfase na Proteção de Corpos D'àgua: Prevenção, Geração e Tratamento de Lixiviados de Aterros Sanitários*. PROSAB – tema III edital IV. Florianópolis, 2006 - 494p.

CASTILHOS, A.B. (coordenador). *Resíduos Sólidos Urbanos: Aterro Sustentável para Municípios de Pequeno Porte* PROSAB – tema III edital III. Rio de Janeiro, 2003 - 294p.

CASTRO, M.C.A.A. *Avaliação de um Sistema Australiano no Tratamento Conjunto de Esgoto Sanitário e Líquidos Percolados Gerados em Aterros Sanitários* – Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo – USP, 2001.

CASTRO, M.C.A., SCHALCH, V. e LEITE, W.C.A. *Adequacy and Application of Estimated Methods of Generation Rate of Leachate in the Operational Conditions of Landfill in Brazil.* In: XI International Waste Management and Landfill Symposium. Sardinia, Italy – 2007.

CECEN, F. e AKTAS, O. *Effect of PAC Addition in Combined Treatment of Landfill Leachate and Domestic Wastewater in Semi-Continuously Fed Batch and Continuous-Flow Reactors.* Water SA, vol. 27/n^{o} 2: 177-188, 2001.

CECEN, F. e CAKIROGLU, D. *Impact of Landfill Leachate on the Co-Treatment of Domestic Wastewater.* Biotechnology Letters vol. 23: 821-826, 2001.

CECEN, F. e GUESOY, G. *Biosorption of Heavy Metals from Landfill Leachate onto Activated Sludge.* Journal Environment Science and Health. Vol. 36, nº 6: 987-998, 2001.

CECEN, F. e AKTAS, O. *Aerobic Co-Treatment of Landfill Leachate With Domestic Wastewater.* Environmental Engineering Science. Vol. 21, nº3: 303-312, 2004.

CHERNICHARO, C.A.L. *Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias – Vol. 5 – Reatores Anaeróbios 2ª Edição.* Editora UFMG - Belo Horizonte, 308 p. 2007.

CHEUNG, C.K., CHU, L.M. e WONG, M.H. *Ammonia Stripping as a Pretreatment for Landfill Leachate.* Water, Air and Soil Pollution 94: 209-221, 1997.

CHIRSTENSEN, T.H., KLELDSEN, P., BJERG, P.L., JENSEN, D.L., CHRISTENSEN, J.B., BAUM, A., ALBRECHTSEN, H.J. e HERON, G. *Biogeochemistry of Landfill Leachate Plumes*. Applied Chemistry 16: 659-718, 2001.

COMPANHIA DE LIMPEZA URBANA DO RIO DE JANEIRO (COMLURB). *Ampliação do Centro de Tratamento de Resíduos de Gericinó-RJ,* 68p. Abril, 2009.

_____*Caracterização Gravimétrica e Microbiológica dos Resíduos Sólidos do Rio de Janeiro*, 92p. Centro de Informações Técnicas, 2009.

_____Website: www.rio.rj.gov.br/comlurb - acesso nos meses de novembro e dezembro de 2009.

COSSU, R., CASU, G., LAVAGNOLO, M.C. e ANDREOTTOLA, G. *Biological Removal of Nutrients in Co-Treatment of Leachate and Sewage*. In: Proceedings of International Training Seminar: Management and Treatment of MSW Landfill Leachate. Cagliari (Italy): CISA – Sanitary Environmental Engineering Centre, XXXIII-1 – XXXIII-13, 1998.

COTRIM, S.L.S. *Filtros Aeróbios Percoladores Aplicados ao Tratamento de Lixiviados de Aterros Sanitários Antigos*. Dissertação de Mestrado. Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul – IPH/UFRGS, 1997.

DAMIECKI, R., SIPHON, M. e BILONG, J. *Water and Leachate Management at a Sanitary Landfill in Extreme Tropical Conditions, Kuching, Sarawak, Malaysia.* In: XI International Waste Management and Landfill Symposium. Sardinia, Italy – 2007.

DAVE, G. e NILSSON, E. *Increased Reproductive Toxicity of Landfill Leachate After Degradation Was Caused by Nitrite.* Aquatic Toxicology 73: 11-30, 2005.

DENG, Y. *Physical and Oxidative Removal of Organics During Fenton Treatment of Mature Municipal Landfill Leachate.* Journal of Hazardous Material 146: 334-340, 2007.

DE PAULA, R.A.S. *Estudo de Degradação Biológica de Águas Residuárias em Co-Tratamento com Lixiviados de Aterros Sanitários.* Dissertação de Mestrado. Departamento de Engenharia Sanitária da Universidade Federal de Minas Gerais - DESA/UFMG, 2008.

DIAMADOPOULOS, E., SAMARAS, P., DABOU, X. e SAKELLAROPOULOS, G.P. *Combined Treatment of Landfill Leachate And Domestic Sewage In a Sequencing Batch Reactor*. Water Science & Technology, V. 36, P. 61-68, 1997

EL-FADEL, M., BOU-ZEID, E., CHAHINE, W. e ALAYLI, B. *Temporal Variation of Leachate Quality from Pre-Sorted and Baled Municipal Solid Waste with High Organic and Moisture Content.* Waste Management 22: 269-282, 2002.

EHRIG, H.J. *Co-Treatment in Domestic Sewage Facilities*. In: Proceedings of International Training Seminar: Management And Treatment of MSW Landfill Leachate, 1998, Venice – 02 a 04 de Dezembro de 1998. Cagliari (Italy): Cisa – Sanitary Environmental Engineering Centre, 1998.

Environmental Protection Agency – EPA (US). *Introduction to Municipal Solid Waste. Disposal Facility Criteria*. September, 2005.

FACCHIN, J.M.J., COLOMBO, M.C.R., COTRIM, S.L.S. e REICHERT, G.A. *Avaliação do Tratamento Combinado de Esgoto e Lixiviado de Aterro Sanitário na ETE Lami (Porto Alegre) após o Primeiro Ano de Operação*. In : XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental ABES – Porto Alegre/RS, 2000.

FERREIRA, J.A., MANNARINO, C.F., BILLA, D.M. e RITTER, E. *Ecotoxicological Tests for Assessment of Combined Treatment of Urban Solid Waste Leachate in a Sewage Treatment Plant.* In: XII International Waste Management and Landfill Symposium. Sardinia, Italy – 2009.

FIGUEIREDO, I.C. *Avaliação do Desempenho do Processo CEPT (Chemically Enhanced Primary Treatment) no Tratamento Primário de Esgotos Domésticos.* Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia da Universidade Federal do Rio de Janeiro – COPPE/UFRJ, 2009.

FLECK, E. *Sistema Integrado por Filtro Anaeróbio, Filtro Biológico de Baixa Taxa e Banhado Construído Aplicado ao Tratamento de Lixiviado de Aterro Sanitário*. Dissertação de Mestrado. Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul – IPH/UFRGS, 2003.

FONSECA, P.W. *Avaliação do Desempenho e Caracterização de Parâmetros em Lagoas Facultativa e de Maturação.* Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia da Universidade Federal do Rio de Janeiro – COPPE/UFRJ, 2005.

FOO, K.Y. e HAMEED, B.H. *An Overview of Landfill Leachate Treatment Via Activated Carbon Adsorption Process.* Journal of Hazardous Material 171: 54-60, 2009.

FRANCO, R.S.O. *Avaliação da Eficiência do Tratamento Combinado de Lixiviado com Esgoto Doméstico em Estação de Tratamento de Esgoto.* Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade do Estado do Rio de Janeiro – UERJ, 2009.

FUKUSHIGE, T., TANAKA, A. e MATDUFUJI, Y. *Low Cost and Simple Technology – Type Leachate Treatment System for Developing Countries.* In: XII International Waste Management and Landfill Symposium. Sardinia, Italy – 2009.

GIORDANO, G. Tratamento do Chorume Metropolitano de Gramacho. XXVII Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitária y Ambiental. Cancun, México, 27 a 31 de Outubro, 2002.

GIUST, E., VISINTIN, D e DEL PICCOLO, C. *A Combination of Cogeneration, Evaporation and Membrane Technique for Landfill Leachate Treatment.* In: XI International Waste Management and Landfill Symposium. Sardinia, Italy – 2007.

GIUSTI, L. *A Review of Waste Management Practices and Their Impacts of Human Health.* Waste Management, 29: 2227-2239, 2009.

GOMES, L.P. (coordenadora). *Estudos de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras*. PROSAB – tema III edital V. Rio de Janeiro, 2009 - 360p.

GUNAY, A., KARADAG, D., TOSUN, I. e OZTURK, M. *Use of Magnesit as a Magnesium Source for Ammonium Removal from Leachate.* Journal of Hazardous Materials 156: 619-623, 2008.

GUPTA, S.K. e SIGH, G. *Assessment of the Efficiency and Economic Viability of Various Methods of Treatment of Sanitary Landfill Leachate.* Environ Monit Assess 135: 107-117, 2007.

HARADA, T., TANIZAWA, F., TAUE, S., NISHIMURA, Y., OSHIKATA, T., FURUICHI, T. e HANASHIMA, M. *Changes in Subsurface Linear Systems and Leachate Treatment Technologies for Final Disposal Sites in Japan.* In: XI International Waste Management and Landfill Symposium. Sardinia, Italy – 2007.

HASAR, H., UNSAL, S.A., IPEK, U., KARATAS, S., CINAR, O., YAMAN, C. e KINACI, C. *Stripping/Flocculation/Membrane Bioreactor/Reverse Osmosis Treatment of Municipal Landfill Leachate.* Journal of Hazardous Materials 171: 309-317, 2009.

INSTITUTO BRASILEIRO DE ADMINISTRAÇÃO MUNICIPAL (IBAM). *Manual de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos*. 197p. Rio de Janeiro, 2001.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). *Pesquisa Nacional de Saneamento Básico.* Apresentada em 2000. Disponível em www.ibge.gov.br. Acesso em novembro de 2009.

IPT/CMPRE. *Lixo Municipal: manual de gerenciamento integrado.* 2ª edição. São Paulo: IPT/CEMPRE, 2000.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISA ESPACIAIS. *Website:* www.inpe.br. Acesso em março de 2010.

JARDIM, F. *Destino Final: Problema ou Solução?* Gestão de Resíduos. V. 01, nº 01, p. 14-20, 2006.

JORDÃO, E.P e PESSOA, C.A. *Tratamento de Esgotos Domésticos.* 5ª Edição. ABES, Rio de Janeiro, 940 p. 2009.

JUCÁ, J.F.T. *Disposição Final dos Resíduos Sólidos Urbanos no Brasil.* In: V Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental. Porto Alegre/RS, 2003.

JUSTIN, M.Z. e ZUPANCIC, M. *Combined Purification and Reuse of Landfill Leachate by Contructed Wetland and Irrigation of Grass and Willows.* Desalination 246: 157-168, 2009.

KARGI, F. e PAMUKOGLU, M.Y. *Aerobic Biological Treatment of Pre-Treated Landfill Leachate by Fed-Batch Operation.* Enzyme and Microbial Technology 33: 588-595, 2003.

KARGI, F. e PAMUKOGLU, M.Y. *Repeated Biological Treatment of Pre-Treated Landfill Leachate by Powdered Activated Carbon Addition.* Enzyme and Microbial Technology 34: 422-428, 2004.

KELLY, H.G. *Pilot Testing for Combined Treatment of Leachate from a Domestic Waste Landfill Site.* Journal Water Pollution Control Federation, vol. 59, nº5: 254-261, 1987.

KHANH, N.H., LINH, P.T. e CAT, L.V. *The Characteristic of Leachate and Current Status of Leachate Treatment Technology in Vietnam.* In: XI International Waste Management and Landfill Symposium. Sardinia, Italy – 2007.

KORTEGAST, A.P., ELDRIDGE, S.F., RICHARDS, B.A., YONG, S., CHOCK, E.T., BRYCE, A., ROBINSON, H. e CARVILLE, M. *Leachate Generation and Treatment at the*

Bukit Tagar Landfill, Malasya. In: XI International Waste Management and Landfill Symposium. Sardinia, Italy – 2007.

KURNIAWAN, T.A., LO, W.H. e CHAN, G.Y.S. *Physico-Chemical Treatments for Removal of Recalcitrant Contaminants from Landfill Leachate.* Journal of Hazardous Materials B129: 80-10, 2006.

LANGE L.C., ALVES J.F., AMARAL M. C. S. e MELO W.R. *Tratamento de Lixiviado de Aterro Sanitário por Processo Oxidativo Avançado Empregando Reagente de Fenton*. Engenharia Sanitária Ambiental – Volume II, nº 02: 175-183, abr/jun 2006.

LI, H.S., ZHOU, S.Q., SUN, Y.B., FENG, P. e LI, J.D. *Advanced Treatment of Landfill Leachate by a New Combination Process in a Full-Scale Plant.* Journal of Hazardous Materials 172: 408-415, 2009.

LI, X.Z., ZHAO, Q.L. e HAO, X.D. *Ammonium Removal from Landfill Leachate by Chemical Precipitation.* Waste Management 19: 409-415, 1999.

LIANG, Z. e LIU, J. *Landfill Leachate Treatment with a Novel Process: Anaerobic Ammonium Oxidation (Anammox) combined with Soil Infiltration System.* Journal of Hazardous Materials 151: 202-212, 2008.

LIBÂNIO, P.A.C. *Avaliação da Eficiência e Aplicabilidade de um Sistema Integrado de Tratamento de Resíduos Sólidos Urbanos e de Chorume.* Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG, 2002.

LIMA C.A.A., MUCHA M.S., TELES R.B. e CUNHA R. *Estudos Preliminares de Estimativa de Produção de Chorume e Avaliação de Alternativas de Tratamento – Estudo de Caso: Novo Aterro de Ribeirão Preto/SP*. In: 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental – Campo Grande/MS, 2005.

LOLOS, T., TSOMPANIDIS, C., LOLOS, G., TAVOULARES, G. e RAPTIS, C. *A Combined Leachate and Industrial Type of Effluents Treatment Plant: The Case of*

Wastewater Treatment Plant at Marathounta Landfill in Cyprus. In: XII International Waste Management and Landfill Symposium. Sardinia, Italy – 2009.

MANFREDI, S., NISKANEN, A., CHRISTENSEN, T.H. *Environmental Assessment of Gas Management Options at the Old Ammassu Landfill (Finland) by Means of LCA-Modeling (EASEWASTE).* Waste Management, 29: 1588-1594, 2009.

MANNARINO, C.F., FERREIRA, J.A., CAMPOS, J.C. e RITTER, E. *Wetlands para Tratamento de Lixiviados de Aterros Sanitários – Experiências no Aterro Sanitário Piraí e no Aterro Metropolitano de Gramacho (RJ).* Engenharia Sanitária Ambiental, vol. II – n^{o} 2: 108-112, abr/jun 2006.

MARANON. E., CASTROLLON, L., FERNANDEZ-NAVA, Y., FERNADEZ-MENDEZ, A. e FERNANDEZ-SANCHEZ. *Coagulation-Flocculation as a Pretreatment Process at a Landfill Leachate Nitrification-Denitrification Plant.* Journal of Hazardous Materials 156: 538-544, 2008.

MARTTINEN, S.K., KETTUNEN, R.H., SORMUNEM, K.M., SOIMASUO, R.M e RINTALA, J.A. *Screening of Physical-Chemical Methods for Removal of Organic Material, Nitrogen and Toxicity from Low Strength Landfill Leachates*. Chemosphere, Vol. 46: 851-858, 2002.

MARTTINEN, S.K., KETTUNEN, R.H. e RINTALA, J.A. *Occurrence and Removal of Organic Pollutants in Sewages and Landfill Leachates*. Science of the Total Environmental, Vol. 301: 1-12, 2003.

MASSAI, R.L., RIBEIRO, C.A., MASSAI, L.R.D. *Tratamento de Chorume de Aterros Sanitários, por Precipitação Química, com Hidróxido de Sódio e Álcool Etílico*. In: 8º Congresso Iberoamericano de Engenharia Mecânica – Cusco/Peru, 2007.

MATOS, O. S. *Avaliação do Desempenho e Caracterização de Parâmetros em Lagoa Aerada Seguida de Lagoa de Sedimentação.* Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia da Universidade Federal do Rio de Janeiro – COPPE/UFRJ, 2005.

MEHMOOD, M.K., ADETUTU, E., NEDWELL, D.B. e BALL, A.S. *In Situ Microbial Treatment of Landfill Leachate Using Aerated Lagoons.* Bioresource Technology 100: 2741-2744, 2009.

METCALF & EDDY. *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse.* 4ª ed. New York : McGraw Hill, 2003. 1815p.

MORAIS, J.L. *Estudo da Potencialidade de Processos Oxidativos Avançados, Isolados e Integrados com Processos Biológicos Tradicionais, para Tratamento de Chorume de Aterros Sanitários.* Tese de Doutorado. Universidade Federal do Paraná – UFPR, 2005.

MORLING, S. *Nitrogen Removal and Heavy Metals in Leachate Treatment Using SBR Technology.* Journal of Hazardous Materials 174: 679-686, 2010.

NARAYANA, T. *Municipal Solid Waste Management in India: From Waste Disposal to Recovery of Resources.* Waste Management, 29: 1163-1166, 2009.

NECZAJ, E., KACPRZAK, M., LACH, J. e OKONIEWSKA, E. *Effect of a Sonication on Combined Treatment of Landfill Leachate and Domestic Sewage in SBR Reactor.* Desalination, 204: 227-233, 2007.

NECZAJ, E., KACPRZAK, M., KAMIZELA, T., LACH, J. e OKONIEWSKA, E. *Sequencing Batch Reactor System for the Co-Treatment of Landfill Leachate and Dairy Wastewater.* Desalination, 222: 404-409, 2008.

NOAKSSON, E., LINDEROTH, M., GUSTAVSSON, B., ZEBUHR, Y. e BALK, L. *Reproductive Status in Female Perch (Perca fluviatilis) Outside a Sewage Treatment Plant Processing Leachate from a Refuse Dump.* Science of the Total Environment 340: 97-112, 2005.

NOVAGERAR. Acesso ao website www.novagerar.com.br em dezembro de 2009.

ORTA DE VELASQUEZ, M.T., ROJAS-VALENCIA, M.N., YANEZ, I., MONJE, I. e LONDONO, J. *Alternativa de Tratamiento de Lixiviado de Rellenos Sanitarios en Plantas*

de Aguas Residuales Urbanas. In: I Congresso Interamericano de Resíduos. Mérida/México, 2005.

ORTA DE VELASQUEZ, M.T., MONJE RAMIREZ, I., YANEZ.I. e ROJAS, V.N. *Landfill LeachateTreatment in a Municipal Wastewaters Stabilization Lagoon Plant.* IWA 4º World Water Congress. Marrakech, Morocco. 19*24 Septiembre. 2004.

PAGANINI W.S., BOCCHIGLIERI, M.M. e LOPES, G.F. *Avaliação da Capacidade das Estações de Tratamento de Esgotos do Sistema Integrado da Região Metropolitana de São Paulo – RMSP – para o Recebimento do Chorume Produzido nos Aterros Sanitários da Região*. In: 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES. Joinvile/SC, 2003.

PENIDO J.H.M. *Transformando um Passivo Ambiental em Recurso Energético: El Metano como Fuente de Energia y de Recursos.* In: III Congreso Interamericano de Residuos – AIDIS. Buenos Aires, 2009.

PERSSON, K.M., VAN PRAAGH, M. e OLSBERG, E. *Removal of Heavy Metals from Landfill Leachate by an Artificial Wetland During a Nordic Autum.* In: XI International Waste Management and Landfill Symposium. Sardinia, Italy – 2007.

PI, K.W., LI, Z., WAN, D.J. e GAO, L.X. *Pretreatment of Municipal Landfill Leachate by a Combined Process.* Process Safety and Environmental Protection 87: 191-196, 2009.

POVINELLI, J. e SOUTO, G.D.B. *Ammonia Stripping from Landfill Leachate Using Packed Towers.* In: XII International Waste Management and Landfill Symposium. Sardinia, Italy – 2009.

PREFEITURA DO RIO DE JANEIRO. *Sistema de Consulta de Obras e Serviços de Engenharia – SCO.* mês/ano de referência: 01/2010. Acesso em 10 de março de 2010.

QASIM S.R. e CHIANG W. *Sanitary Landfill Leachate – Generation, Control and Treatment.* Pennsylvania, 1994. 339p.

QU, X., LI, Z., XIE, X., SUI, X., YANG, L. e CHEN, Y. *Survey of Composition and Generation Rate of Household Wastes in Beijing, China*. Waste Management, 29: 2618-2624, 2009.

QUANT, B., FUDALA-KSIAZEK, S., LUCZKIEWICZ, A., KULBAT, E., OLANCZUK-NEYMAN, K., JANKOWSKA, K. e CZERWIONKA, K. *Landfill Leachate Treatment at the Municipal Wastewater Treatment Plant.* In: XII International Waste Management and Landfill Symposium. Sardinia, Italy – 2009.

ReCESA – Rede Nacional de Extensão e Capacitação Tecnológica em Saneamento Ambiental*. Resíduos Sólidos: Projeto, Operação e Monitoramento de Aterros Sanitários: Guia do Profissional em Treinamento – nível 2.* Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. 120p. Belo Horizonte, 2008.

RENOU, S., GIVAUDAN, J.G., POULAIN, S., DIRASSOUYAN, F. e MOULIN, P. *Landfill Leachate Treatment: Review and Opportunity.* Journal of Hazardous Materials. Vol. 150: 468-493, 2008.

RIO DE JANEIRO. Lei Estadual nº 4191/2003. *Dispões sobre a Política Estadual de Resíduos Sólidos e dá outras providências.* Rio de Janeiro, 30 de setembro de 2003.

_____Decreto nº 41844/2009. *Estabelece definições técnicas para alocação do percentual a ser distribuído aos municípios em função do ICMS Ecológico.* Rio de Janeiro, 04 de meio de 2009.

_____Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente. DZ-215-R4/setembro de 2007. *Diretriz de Controle de Carga Orgânica Biodegradável em Efluentes Líquidos de Origem Sanitária*. Rio de Janeiro, 25 de setembro de 2007.

_____Secretaria do Ambiente do Estado do Rio de Janeiro. Visita ao site http://www.ambiente.rj.gov.br/pages/outros_projetos/bio_proj_icmsverde.html em novembro e dezembro de 2009.

_____Secretaria Municipal de Obras e Serviços Públicos do Rio de Janeiro. *SCO - Sistema de Custos de Obras e Serviços de Engenharia da Prefeitura Municipal do Rio de Janeiro.* Acesso ao website http://www2.rio.rj.gov.br/sco em março de 2010.

ROBINSON, H.D., OLUFSEN, J.S. and LAST, S.D. *Design and Operation of Cost-Effective Leachate Treatment Schemes at UK Landfills: Recent Case Studies*. CIWM Scientific and Technical Review. 14-24. April 2005.

ROBINSON, H. *Overview on Leachate Co-Treatment With Sewage.* In: X International Waste Management and Landfill Symposium. Sardinia, Italy – 2005

ROBINSON, H.D., VAN DER MERWE, W., MITCHELL, C., GOMBAULT, E., NOVELLA, P. e CARVILLE, M.S. *Treatment of Leachate from a Large Hazardous waste landfill Site in South Africa*. In: XI International Waste Management and Landfill Symposium. Sardinia, Italy – 2007.

ROBINSON, H. e OLUFSEN, J. *Full Biological Treatment of Landfill Leachate: A Detailed Case Study at Efford Landfill in the New Forest, Hampshire, UK.* In: XI International Waste Management and Landfill Symposium. Sardinia, Italy – 2007.

ROBINSON, H.D., FARROW, S., CARVILLE, M.S., GIBBS, L., ROBERTS, J. e JONES, D. *Operation of the UK's Largest leachate Treatment Plant 6 Years of Experience at Arpley Landfill.* In: XII International Waste Management and Landfill Symposium. Sardinia, Italy – 2009.

RODRIGUES, F.S.F. *Aplicação da Ozonização e do Reativo de Fenton como Pré-Tratamento de Chorume com Objetivos de Redução da Toxicidade e do Impacto no Processo Biológico.* Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia da Universidade Federal do Rio de Janeiro – COPPE/UFRJ, 2004.

RODRIGUES, F.S.F., BILA D.M., CAMPOS, J.C., DEZOTTI, M. *A Influência da Remoção Prévia de Amônia no Tratamento Biológico do Chorume Ozonizado.* In: 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES. Campo Grande/MS, 2005.

SÁ, L.F. *Evaporação Natural do Lixiviado do Aterro de Muribeca Através de um Destilador Solar.* Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Pernambuco, Recife/PE, 2008.

SALEM, Z., HAMOURI, K., DJEMAA, R. e ALLIA, K. *Evaluation of Landfill Leachate Pollution and Treatment.* Desalination 220: 108-114, 2008.

SANTAMARIA, A.E., e VAGLIASINDI, F.G.A. *Treatment of MSW Landfill Leachate Laboratory and Pilot Plant Studies.* In: XI International Waste Management and Landfill Symposium. Sardinia, Italy – 2007.

SANTOS, A.S.P., VOLSCHAN, I. e JORDÃO, E.P. *Análise Econômica da Aplicação de Meios Suporte Plásticos em Filtros Biológicos Percoladores.* In: 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Belo Horizonte/MG, 2007.

SANTOS, A.S.P., CANTANHEDE, A.L.G., FIGUEIREDO, I.C., BACELAR, H.A. e PENIDO, J.H. *Co-Treatment of Landfill Leachate from Rio de Janeiro – Brazil with Domestic Wastewater.* In: XII International Waste Management and Landfill Symposium. Sardinia, Italy – 2009.

SÃO PAULO. *Lei Estadual n^{o} 12.300/2006. Institui a Política Estadual de Resíduos Sólidos e define princípios e diretrizes.* São Paulo, 16 de março de 2006.

SCHARFF, H., KOK, B. e KROM, A.H. *The Role of Sustainable Landfill in Future Waste Management Systems*. In: XI International Waste Management and Landfill Symposium. Sardinia, Italy – 2007.

SERDAREVIC, A., TUHTAR, D., MILASINOVIC, Z. e BABIC, F. *Membrane Filtration for the Landfill Leachate Treatment – Case Study of the Pilot Plant in Sarajevo* . In: XI International Waste Management and Landfill Symposium. Sardinia, Italy – 2007.

SILVA, A.C. *Tratamento do Percolado de Aterro Sanitário e Avaliação da Toxicidade*. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia da Universidade Federal do Rio de Janeiro – COPPE/UFRJ, 2002.

SILVA, A.C., DEZOTTI, M. e SANTANA, G.L. *Treatment and Detoxification of a Sanitary Landfill Leachate.* Chemosphere. 55: 207-214, 2004.

SILVA, A.T. *Aspectos Meteorológicos e Balanço Hídrico em um Aterro de Resíduos Sólidos Urbanos*. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia da Universidade Federal do Rio de Janeiro – COPPE/UFRJ, 2008.

SILVA, F.V.B. *Avaliação da Influência da Correção do Teor de Umidade na Degradação Anaeróbia de Resíduos Sólidos Urbanos*. Dissertação de Mestrado, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais - DESA/UFMG, 2005.

SILVA, S.M.C.P., FERNANDES, F., LEONE, G. *Possibilidades do Tratamento Físico-Químico para Redução de Carga Orgânica e Precipitação de Metais Pesados do Chorume Produzidos em Aterros Sanitários*. In: IX SILUBESA – Simpósio Luso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES. Porto Seguro/BA, 2000.

SILVEIRA, A.M.M. *Estudo do Peso Específico de Resíduos Sólidos Urbanos.* Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia da Universidade Federal do Rio de Janeiro – COPPE/FRJ, 2004.

SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. *Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto - 2008*. Ministério das Cidades. 408p. Brasília, 2010.

_____*Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos - 2007*. Ministério das Cidades. Parte 01 – Texto-Visão Geral da Prestação de Serviços, 262p. Brasília, 2009.

_____*Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos - 2007*. Ministério das Cidades. Parte 02 – Tabelas de Informações e Indicadores, 458p. Brasília, 2009.

SOUTO, G.D.B. *Lixiviado de Aterros Sanitários Brasileiros – Estudo de Remoção do Nitrogênio Amoniacal por Processo de Arraste com Ar (Stripping).* Tese de Doutorado. Escola de Engenharia de São Carlos – USP, 2009.

SPAGNI, A., MARSILI-LIBELLI, S. e LAVAGNOLO, M.C. *Nitrogen and COD Removal Optimisation from Leachate Generated in Old MSW Landfills*. In: XII International Waste Management and Landfill Symposium. Sardinia, Italy – 2009.

STRACHAN, L.J., ROBINSON, H.D., LAST, S.D., PAYNE, G. e WRIGHT, M. *Development of Leachate Treatment at a Large New Tropical Landfill Site.* In: XI International Waste Management and Landfill Symposium. Sardinia, Italy – 2007.

TCHOBANOGLOUS, G., THEISEN, H., VIGIL, S.A. Integrated Solid Waste Management – Engineering Principles and Management Issues. Mc-Graw Hill Editions, 1993.

THORNELOE, S.A. *U.S. EPA's Research to Update Guidance for Quantifying Landfill Gas Emissions.* In: XI International Waste Management and Landfill Symposium. Sardinia, Italy – 2007.

TIZAOUI, C., BOULSELMI, L., MANSOURI, L. e GHRABI, A. *Landfill Leachate Treatment with Ozone and Ozone/Hydrogen Peroxide System.* Journal of Hazardous Materials 140: 316-324, 2007.

URASE, T., SALEQUZZAMAN, M., KOBAYASHI, S., MATSUO, K.Y.T e SUZUKI, N. *Effect of High Concentration of Organic and Inorganic Matters in Landfill Leachate on the Treatment of Heavy Metals in Very Low Concentration Level.* Water Science Technology. Vol. 36: 349–356, 1997.

UYGUR, A. e KARGI, F. *Biological Nutrient Removal from Pre-Treatment Landfill Leachate in a Sequencing Batch Reactor.* Journal of Environmental Management 71: 9-14, 2004.

VAN PRAAGH, M. & PERSSON, K.M. *National Translation if the EU Landfill Directives: Will Swedish Landfills Become Sustainable?* Journal of Sustainable Planning and Development. Vol. 1: 46-60, 2006.

VIANA, A.S, FIGUEIREDO, I.C. e CANTANHEDE, A. *Avaliação do Cotratamento Biológico de Lixiviados de Aterros Sanitários com Esgoto Doméstico no Município do Rio*

de Janeiro. In: 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Belo Horizonte/MG, 2007.

VIANA, A.S, CANTANHEDE, A. e FIGUEIREDO, I.C. *Avaliação do Tratamento Combinado de Lixiviados de Aterros Sanitários com Esgoto Doméstico em Lagoas de Estabilização.* In: 25º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Recife/PE, 2009.

VIANA, A.S, CANTANHEDE, A., FIGUEIREDO, I.C., VATER, A.C., SENA, R. e PENIDO, J.H. *Determinação da Tratabilidade do Lixiviado do Aterro Sanitário Diluído ao Esgoto Doméstico Utilizando a Respirometria Combinada com a sua Caracterização Físico-Química*. In: II Congreso Interamericano de Resíduos Sólidos. Viña Del Mar/Chile, 2007.

VIANA, A.S, CANTANHEDE, A., FIGUEIREDO, I.C. e PENIDO, J.H. *Avaliação da Possibilidade de Recebimento de Lixiviado de Aterro Sanitários para o Tratamento Combinado com Esgoto Doméstico em Lagoas de Estabilização.* In: III Congreso Interamericano de Resíduos Sólidos – AIDIS. Buenos Ayres/Argentina, 2008.

VIGNERON, V., BUREAU, C., BERNET, N. e BOUCHEZ, T. *Effect of Ammonia on the Mathanogenic Diversity and Activity in Simulated MSW Bioreactor Landfills* In: XI International Waste Management and Landfill Symposium. Sardinia, Italy – 2007.

VIGNOLI C.N. *Avaliação da Minimização das Emissões de Amônia no Processo de Tratamento de Chorume por Evaporação.* Dissertação de Mestrado. Instituto de Química da Universidade Federal do Rio de Janeiro – IQ/UFRJ, 2007.

VON SPERLING, M. *Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias – Vol. 1 – Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos. 2ª Edição Revisada.* Editora UFMG - Belo Horizonte, 243 p. 1996.

VON SPERLING, M. *Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias – Vol. 3 – Lagoas de Estabilização. 1ª Edição.* Editora UFMG - Belo Horizonte, 140 p. 1996.

VON SPERLING, M. *Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias – Vol. 4 – Lodos Ativados. 1ª Edição.* Editora UFMG - Belo Horizonte, 416 p. 1997.

WARITH, M. *Bioreactor Landfills: Experimental and Fields Results.* Waste Management. Vol. 22: 7-17, 2002.

WANG, X., CHEN, S., GU, X. e WANG, K. *Pilot Study on the Advanced Treatment os Landfill Leachate Using a Combined Coagulation, Fenton Oxidation and Biological Aerated Filter Process.* Waste Management, 29: 1354-1358, 2009.

WEF – Water Environmental Federation – *Pretreatment of Industrial Wastes.* Manual of Practice FD-3. pp 252, 1994.

WISZNIOWSKI, J., ROBERT, D., GORSKA, J.S., MIKSCH, K. e WEBER, J.V. *Landfill Leachate Treatment Methods: A Review*. Environmental Chemistry Letter. Vol. 4: 51-61, 2006.

WOJCIECHOWSKA, E., GAJEWSKA, M., WAARA, S., OBARSKA-PEMPKOWIAK, H., KOWALIK, P., ALBUQUERQUE, A. e RANDERSON, P. *Treatment of Landfill Leachate by Constructed Wetlands.* In: XII International Waste Management and Landfill Symposium. Sardinia, Italy – 2009.

WON, JC., PARK, BH., JUNG, JK. *Treatment Sudokuon Landfill Leachate Usin MLE Process and Chemical Coagulation-Oxidation Process.* In: XI International Waste Management and Landfill Symposium. Sardinia, Italy – 2007.

XIAOJUN, W., CHEN, S., GU, X. e WANG, K. *Pilot Study on the Advanced Treatment of Landfill Leachate Using a Combined Coagulation, Fenton Oxidation and Biological Aerated Filter Process.* Waste Management. Vol. 29: 1354-1358, 2009.

YANG, Z. e ZHOU, S. *The Biological Treatment of Landfill Leachate Using a Simultaneous Aerobic and Anaerobic (SAA) Bio-Reactor System.* Chemosphere 72: 1751-1756, 2008.

YANGIN, C., YLMAZ, S., ALTINBAS, M., e OZTURK, I. *A New Process for the Combined Treatment of Municipal Wastewater and Landfill Leachates in Coastal Areas.* Water Science and Technology. Vol. 46, nº 8: 111-118, 2002.

YOUNG, J., COTRIM, S.L.S., CRUZ, M.A.S. *Gestão do Tratamento de Efluentes Líquidos Lixiviados de Aterros Sanitários.* Website: www.ecologia.ufrgs.br. Acesso em novembro e dezembro de 2009.

YU, J., ZHOU, S. e WANG, W. *Combined Treatment of Domestic Wastewater with Landfill Leachate by Using A^2/O Process.* Journal of Hazardous Materials 72: 1751-1756, 2010

ZGAJNAR-GOTVAJN, A., DERCO, J., TISLER, T. e ZAGORC-KONCAN, J. *Optimization of Coagulation and Flocculation Process for Pretreatment of Industrial Landfill Leachate.* In: XI International Waste Management and Landfill Symposium. Sardinia, Italy – 2007.

ZGAJNAR-GOTVAJN, A., ZAGORC-KONCAN, J. e COTMAN, M. *Comparison of Different Methods for Removal of Metals from Landfill Leachate.* In: XII International Waste Management and Landfill Symposium. Sardinia, Italy – 2009.

9. ANEXOS

Neste item, os anexos serão apresentados da seguinte forma:

Anexo A - resultados de DQO, DBO, amônia e SST de todas as fases operacionais para a linha de tratamento 01, que geraram a estatística descritiva apresentada no item resultados.

Anexo B - resultados de DQO, DBO, amônia e SST de todas as fases operacionais para a linha de tratamento 02, que geraram a estatística descritiva apresentada no item resultados.

Anexo C - resultados de DQO, DBO e amônia, bem como a relação DBO/DQO do período de caracterização dos lixiviado dos aterros de Gramacho e Gericinó.

Anexo A - resultados de DQO, DBO, amônia e SST de todas as fases operacionais para a **linha de tratamento 01**, que geraram a estatística descritiva apresentada no item resultados.

Tabela A1 - Resultados de DQO, DBO, amônia e SST para fase operacional 01 da linha de tratamento 01

Data Amostra	DQO (mg/L)				DBO (mg/L)				Amônia				SST			
	Esgoto bruto	Lixiviado bruto	Diluição (afl.)	Efluente	Esgoto bruto	Lixiviado bruto	Diluição (afl.)	Efluente	Esgoto bruto	Lixiviado bruto	Diluição (afl.)	Efluente	Esgoto bruto	Lixiviado bruto	Diluição (afl.)	Efluente
09/04/2007	142	3802	222	93	119	298	-	-	-	-	-	-	39	34	40	20
02/05/2007	115	3168	-	-	37	302	-	-	17	2460	32	49	130	49	-	-
07/05/2007	192	3072	-	-	95	857	-	-	-	-	-	-	98	82	73	67
14/05/2007	222	3326	222	75	140	368	135	69	44	2710	219	58	51	48	45	43
22/05/2007	464	3836	393	250	270	612	136	93	36	2565	75	59	244	15	88	60
29/05/2007	882	3578	266	122	358	572	148	67	-	-	-	-	484	245	63	41
19/06/2007	1728	3264	422	230	654	279	257	88	34	3090	76	21	970	21	70	48
25/06/2007	321	3398	-	-	139	427	-	-	36	2530	79	27	206	36	-	-
03/07/2007	1019	3776	321	170	552	353	298	-	-	-	-	-	534	59	82	75
10/07/2007	806	2880	518	165	342	473	198	60	-	-	-	-	650	38	62	10
17/07/2007	535	3122	393	161	281	502	180	-	-	-	-	-	210	26	55	62
24/07/2007	200	2088	200	109	118	118	128	48	-	-	-	-	37	33	36	36
31/07/2007	287	3292	287	253	117	261	119	61	38	2810	77	24	57	23	51	33
07/08/2007	295	3280	295	230	207	305	179	95	10	530	135	111	57	14	54	63
14/08/2007	193	3297	241	216	147	449	152	36	-	-	-	-	64	27	70	43
Média	493	3279	315	173	238	412	181	75	44	2385	99	50	255	50	61	46
DP	445	431	97	63	176	178	55	18	27	845	61	31	279	57	17	19
Nº dados	15	15	12	12	15	15	11	9	7	7	7	7	15	15	13	13

Tabela A2 - Resultados de DQO, DBO, amônia e SST para fase operacional 02 da linha de tratamento 01

Data Amostra	DQO (mg/L)				DBO (mg/L)				Amônia				SST			
	Esgoto bruto	Lixiviado bruto	Diluição (afl.)	Efluente	Esgoto bruto	Lixiviado bruto	Diluição (afl.)	Efluente	Esgoto bruto	Lixiviado bruto	Diluição (afl.)	Efluente	Esgoto bruto	Lixiviado bruto	Diluição (afl.)	Efluente
21/08/2007	161	3568	-	-	135	475	-	-	46	508	66	116	58	13	66	118
28/08/2007	241	3017	259	239	116	137	-	-	-	-	-	-	86	28	120	92
03/09/2007	180	3329	210	175	134	663	135	63	49	637	59	90	51	54	72	33
10/09/2007	214	3746	268	248	146	-	-	-	-	-	-	-	76	62	90	41
17/09/2007	233	3328	266	216	158	467	183	16	98	3565	115	87	116	37	88	122
24/09/2007	345	3707	311	98	239	452	199	57	-	-	-	-	94	30	114	37
01/10/2007	283	3661	300	157	145	374	176	50	-	-	-	-	48	20	74	39
08/10/2007	294	3835	294	105	118	232	131	57	-	-	-	-	194	57	182	37
22/10/2007	223	4255	387	256	108	355	171	147	-	-	-	-	62	36	65	125
29/10/2007	296	1950	-	-	84	208	71	63	26	228	33	25	62	29	58	75
13/11/2007	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
20/11/2007	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
04/12/2007	419	2780	190	76	150	225	109	41	-	-	-	-	266	32	76	11
11/12/2007	140	3055	152	91	70	211	73	58	31	-	30	20	69	84	74	47
17/12/2007	-	3210	-	-	-	-	-	-	-	1420	-	-	-	65	-	-
07/01/2008	153	2285	131	32	92	-	96	-	-	-	-	-	56	49	42	35
14/01/2008	184	2900	199	72	95	-	117	37	31	908	31	10	8	40	24	48
21/01/2008	253	2705	105	73	111	236	72	44	-	-	-	-	22	45	52	6
Média	235	3208	236	141	127	336	128	58	47	1211	56	58	85	43	80	58
DP	76	601	80	78	41	155	46	33	27	1222	33	45	66	18	38	39
Nº dados	15	16	13	13	15	12	12	11	6	6	6	6	15	16	15	15

Tabela A3 - Resultados de DQO, DBO, amônia e SST para fase operacional 03 da linha de tratamento 01

Data Amostra	DQO (mg/L)				DBO (mg/L)				Amônia				SST			
	Esgoto bruto	Lixiviado bruto	Diluição (afl.)	Efluente	Esgoto bruto	Lixiviado bruto	Diluição (afl.)	Efluente	Esgoto bruto	Lixiviado bruto	Diluição (afl.)	Efluente	Esgoto bruto	Lixiviado bruto	Diluição (afl.)	Efluente
29/01/2008	90	2802	151	72	-	-	-	-	10	690	11	25	118	44	100	12
12/02/2008	125	2420	-	35	61	-	-	17	-	-	-	-	130	30	-	17
19/02/2008	227	1695	230	85	117	-	-	18	-	-	-	-	140	70	36	30
26/02/2008	230	1730	173	73	115	-	114	29	32	76	35	13	143	110	137	13
03/03/2008	157	2055	185	126	81	-	100	34	-	-	-	-	57	57	52	25
10/03/2008	182	2580	228	115	120	192	157	69	32	-	-	-	80	27	66	37
17/03/2008	-	1822	-	-	-	198	-	-	-	-	-	-	-	31	-	-
24/03/2008	362	1950	279	228	172	-	-	85	28	658	36	16	18	42	96	86
01/04/2008	202	1965	212	76	137	-	112	45	-	-	-	-	8	67	-	-
08/04/2008	176	1640	180	118	110	-	110	35	28	-	36	29	70	55	64	50
15/04/2008	162	1640	143	221	-	-	-	-	-	-	-	-	66	23	44	70
28/04/2008	462	1715	597	98	183	-	243	17	46	584	119	18	152	26	222	67
05/05/2008	217	1530	209	102	92	-	103	-	-	-	-	-	96	23	88	51
12/05/2008	332	1870	303	92	114	-	238	41	27	700	36	32	92	54	68	49
19/05/2008	310	2615	247	175	147	-	146	58	49	673	52	22	66	35	78	70
26/05/2008	122	1790	190	174	80	-	97	50	-	-	-	-	60	50	-	-
Média	224	1989	238	119	118	245	142	42	32	564	46	22	86	47	88	44
DP	102	397	113	56	36	66	55	21	12	242	34	7	44	23	51	24
Nº dados	15	16	14	15	13	2	10	12	8	6	7	7	15	16	12	13

Tabela A4 - Resultados de DQO, DBO, amônia e SST para fase operacional 04 da linha de tratamento 01

Data Amostra	DQO (mg/L)				DBO (mg/L)				Amônia				SST			
	Esgoto bruto	Lixiviado bruto	Diluição (afl.)	Efluente	Esgoto bruto	Lixiviado bruto	Diluição (afl.)	Efluente	Esgoto bruto	Lixiviado bruto	Diluição (afl.)	Efluente	Esgoto bruto	Lixiviado bruto	Diluição (afl.)	Efluente
03/06/2008	203	2795	215	144	140	-	145	54	35	764	42	23	160	19	54	62
10/06/2008	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
17/06/2008	150	2280	251	129	120	-	115	53	36	1040	38	26	42	34	58	28
24/06/2008	133	2435	108	95	58	-	57	38	42	2032	43	31	44	116	38	38
01/07/2008	279	2350	377	172	177	-	201	69	30	1037	36	27	118	47	214	96
08/07/2008	443	2395	278	87	203	-	180	46	32	1149	32	26	98	42	112	66
15/07/2008	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
22/07/2008	222	-	233	168	128	-	128	94	39	1337	44	24	28	20	16	60
29/07/2008	151	2910	-	155	114	-	-	45	31	-	-	32	36	298	-	14
05/08/2008	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	56	-	-	-
12/08/2008	211	2465	213	201	-	-	131	50	40	1760	48	36	73	77	66	71
15/09/2008	569	2845	309	41	231	-	135	10	35	1368	9	38	-	33	46	18
23/09/2008	356	-	-	-	157	-	-	-	42	-	-	-	41	-	-	-
Média	272	2559	248	132	148	-	137	51	36	1311	37	29	70	76	76	50
DP	143	249	79	50	52	-	43	23	5	414	12	5	43	89	62	28
Nº dados	10	8	8	9	9	-	8	9	10	8	8	9	10	9	8	9

Tabela A5 - Resultados de DQO, DBO, amônia e SST para fase operacional 05 da linha de tratamento 01

Data Amostra	DQO (mg/L)				DBO (mg/L)				Amônia				SST			
	Esgoto bruto	Lixiviado bruto	Diluição (afl.)	Efluente	Esgoto bruto	Lixiviado bruto	Diluição (afl.)	Efluente	Esgoto bruto	Lixiviado bruto	Diluição (afl.)	Efluente	Esgoto bruto	Lixiviado bruto	Diluição (afl.)	Efluente
30/09/2008	-	-	121	141	-	-	103	51	-	-	51	39	-	-	43	48
06/10/2008	-	-	108	77	-	-	77	30	-	-	45	28	-	-	42	58
13/10/2008	186	3635	224	859	82	-	93	140	34	1237	32	20	50	47	48	162
03/11/2008	156	927	298	118	-	-	-	-	42	1077	15	23	88	528	196	65
11/11/2008	220	3490	994	189	91	-	400	55	50	1317	58	18	76	95	106	60
17/11/2008	169	2060	112	117	108	-	62	54	19	935	27	21	86	37	62	86
24/11/2008	145	1995	216	306	75	-	93	102	32	1113	28	20	176	42	54	104
Média	175	2421	296	258	89	-	138	72	35	1136	37	24	95	150	79	83
DP	29	1136	316	275	14	-	129	41	12	148	15	7	48	213	56	40
Nº dados	5	5	7	7	4	-	6	6	5	5	7	7	5	5	7	7

Anexo B - resultados de DQO, DBO, amônia e SST de todas as fases operacionais para a **linha de tratamento 02**, que geraram a estatística descritiva apresentada no item resultados.

Tabela B1 - Resultados de DQO, DBO, amônia e SST para fase operacional 01 da linha de tratamento 02

Data Amostra	DQO (mg/L)				DBO (mg/L)				Amônia				SST			
	Esgoto bruto	Lixiviado bruto	Diluição (afl.)	Efluente	Esgoto bruto	Lixiviado bruto	Diluição (afl.)	Efluente	Esgoto bruto	Lixiviado bruto	Diluição (afl.)	Efluente	Esgoto bruto	Lixiviado bruto	Diluição (afl.)	Efluente
09/04/2007	142	1774	174	105	119	185	152	78	-	-	-	-	39	33	38	35
02/05/2007	115	1536	154	42	37	183	43	16	17	2320	232	19	130	35	14	6
07/05/2007	192	1920	134	76	95	461	83	40	-	-	-	-	98	27	83	32
14/05/2007	222	2587	185	111	140	261	148	52	44	2370	161	10	51	16	104	29
22/05/2007	464	-	321	197	270	-	193	61	36	-	39	9	244	-	82	27
29/05/2007	882	1997	250	66	358	340	145	-	-	-	-	-	484	30	69	23
19/06/2007	1728	2592	422	154	654	189	275	51	34	2630	64	13	970	23	69	21
25/06/2007	321	2360	321	82	139	338	232	62	36	2310	71	16	206	60	64	58
03/07/2007	1019	1699	340	132	552	178	294	-	-	-	-	-	534	31	90	24
10/07/2007	806	1824	-	-	342	232	-	-	-	-	-	-	650	293	86	39
17/07/2007	535	1695	250	143	281	262	132	76	-	-	-	-	210	38	57	31
24/07/2007	200	2088	-	-	108	118	-	-	-	-	-	-	50	33	-	-
31/07/2007	287	2026	270	169	127	139	118	35	36	2470	68	13	57	75	60	37
07/08/2007	246	1640	295	66	201	152	178	30	126	533	168	25	56	22	55	13
14/08/2007	193	1769	241	81	147	2491	152	32	-	-	-	-	64	27	68	58
Média	490	1943	258	110	238	382	165	49	47	2056	115	15	256	51	67	31
DP	447	337	83	46	176	590	71	20	36	724	72	6	279	69	23	15
Nº dados	15	15	13	13	15	15	13	11	7	7	7	7	15	15	14	14

Tabela B2 - Resultados de DQO, DBO, amônia e SST para fase operacional 02 da linha de tratamento 02

Data Amostra	DQO (mg/L)				DBO (mg/L)				Amônia				SST			
	Esgoto bruto	Lixiviado bruto	Diluição (afl.)	Efluente	Esgoto bruto	Lixiviado bruto	Diluição (afl.)	Efluente	Esgoto bruto	Lixiviado bruto	Diluição (afl.)	Efluente	Esgoto bruto	Lixiviado bruto	Diluição (afl.)	Efluente
21/08/2007	161	1695	-	-	138	202	-	-	67	505	95	36	55	21	-	-
28/08/2007	293	1810	310	133	136	112	137	18	-	-	-	-	142	45	108	28
03/09/2007	227	1664	631	62	157	340	292	18	48	639	75	47	16	28	398	3
10/09/2007	214	1784	214	94	148	348	-	-	-	-	-	-	90	42	100	57
17/09/2007	233	1498	245	70	158	272	129	47	98	2440	104	18	116	30	100	56
24/09/2007	259	2069	328	192	237	270	207	80	-	-	-	-	126	34	72	68
01/10/2007	366	2080	233	121	135	187	136	35	-	-	-	-	112	24	91	36
08/10/2007	326	1362	343	48	140	120	154	33	-	-	-	-	204	67	218	38
22/10/2007	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
29/10/2007	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
13/11/2007	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
20/11/2007	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
04/12/2007	566	1750	900	35	133	132	406	14	-	-	-	-	344	38	643	14
11/12/2007	167	1660	164	103	84	138	71	29	27	706	35	30	164	94	61	36
17/12/2007	390	672	461	75	-	-	-	-	17	275	21	9	89	20	100	6
07/01/2008	107	895	105	28	-	-	86	-	-	-	-	-	46	39	48	27
14/01/2008	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
21/01/2008	151	1575	115	52	88	202	79	11	-	-	-	-	32	55	51	8
Média	266	1578	337	84	141	211	170	32	51	913	66	28	118	41	166	31
DP	124	407	231	47	40	85	106	22	32	869	37	15	87	21	179	21
Nº dados	13	13	12	12	11	11	10	9	5	5	5	5	13	13	12	12

Tabela B3 - Resultados de DQO, DBO, amônia e SST para fase operacional 03 da linha de tratamento 02

Data Amostra	DQO (mg/L)				DBO (mg/L)				Amônia				SST			
	Esgoto bruto	Lixiviado bruto	Diluição (afl.)	Efluente	Esgoto bruto	Lixiviado bruto	Diluição (afl.)	Efluente	Esgoto bruto	Lixiviado bruto	Diluição (afl.)	Efluente	Esgoto bruto	Lixiviado bruto	Diluição (afl.)	Efluente
29/01/2008	150	1550	93	97	-	-	-	-	8	977	10	3	110	53	397	12
12/02/2008	75	2110	199	80	58	-	66	47	-	-	-	-	73	40	433	13
19/02/2008	218	1150	484	24	117	-	220	15	-	-	-	-	64	46	667	26
26/02/2008	151	1755	151	40	96	-	96	19	30	68	30	37	53	117	603	6
03/03/2008	157	1640	152	69	81	-	125	25	-	-	-	-	57	44	61	43
10/03/2008	247	1815	212	109	111	204	153	38	-	-	-	-	60	56	58	30
17/03/2008	-	1990	-	-	-	174	-	-	-	-	-	-	-	42	-	-
24/03/2008	53	1080	234	9	-	-	160	5	25	652	36	18	32	24	62	14
01/04/2008	167	1154	164	63	123	-	143	36	34	-	-	-	24	24	-	-
08/04/2008	132	1130	180	73	109	-	110	36	28	-	32	20	54	24	64	53
15/04/2008	285	1445	164	109	-	-	-	-	29	-	-	-	172	30	40	42
28/04/2008	392	1295	872	61	156	-	454	9	39	944	44	6	150	31	703	40
05/05/2008	427	1500	345	324	144	-	118	-	37	-	-	-	280	18	268	39
12/05/2008	289	1440	365	164	169	-	242	49	30	828	40	18	88	33	66	33
19/05/2008	273	1450	229	103	137	-	134	27	47	962	55	-	66	16	74	47
26/05/2008	-	1190	284	48	-	-	122	17	-	-	31	-	-	43	150	37
Média	215	1480	275	92	118	189	165	27	31	739	35	17	92	40	260	30
DP	110	316	193	75	33	21	99	14	10	350	13	12	68	24	251	14
Nº dados	14	16	15	15	11	2	13	12	10	6	8	6	14	16	14	14

Tabela B4 - Resultados de DQO, DBO, amônia e SST para fase operacional 04 da linha de tratamento 02

Data Amostra	DQO (mg/L)				DBO (mg/L)				Amônia				SST			
	Esgoto bruto	Lixiviado bruto	Diluição (afl.)	Efluente	Esgoto bruto	Lixiviado bruto	Diluição (afl.)	Efluente	Esgoto bruto	Lixiviado bruto	Diluição (afl.)	Efluente	Esgoto bruto	Lixiviado bruto	Diluição (afl.)	Efluente
03/06/2008	421	1525	389	48	185	-	234	16	34	624	31	1	160	14	282	35
10/06/2008	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
17/06/2008	169	1235	176	61	130	-	143	-	37	918	44	21	42	21	66	24
24/06/2008	117	2545	117	72	74	-	70	47	46	1949	47	5	44	106	38	10
01/07/2008	243	1510	194	33	156	-	135	23	31	978	30	1	118	75	76	23
08/07/2008	308	2090	306	79	164	-	172	43	30	912	35	1	98	380	132	45
15/07/2008	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
22/07/2008	211	-	189	173	136	-	128	77	33	1082	44	1	28	12	22	68
29/07/2008	152	1785	146	111	106	-	91	33	29	1133	31	3	36	60	68	112
05/08/2008	-	3340	168	60	126	-	-	-	48	1249	105	2	56	230	-	-
12/08/2008	260	1595	213	47	127	-	131	27	36	1567	48	37	72	36	66	72
15/09/2008	-	-	309	41	-	-	135	10	-	-	9	38	-	-	46	18
23/09/2008	156	1665	234	70	110	-	111	23	31	999	42	38	41	23	50	9
Média	226	1921	222	72	131	-	135	33	35	1141	42	13	70	96	85	42
DP	95	654	82	40	32	-	45	20	7	375	24	17	43	120	75	33
Nº dados	9	9	11	11	10	-	10	9	10	10	11	11	10	10	10	10

Tabela B5 - Resultados de DQO, DBO, amônia e SST para fase operacional 05 da linha de tratamento 02

Data Amostra	DQO (mg/L)				DBO (mg/L)				Amônia				SST			
	Esgoto bruto	Lixiviado bruto	Diluição (afl.)	Efluente	Esgoto bruto	Lixiviado bruto	Diluição (afl.)	Efluente	Esgoto bruto	Lixiviado bruto	Diluição (afl.)	Efluente	Esgoto bruto	Lixiviado bruto	Diluição (afl.)	Efluente
30/09/2008	-	-	126	99	-	-	74	24	-	-	54	9	-	-	38	39
06/10/2008	-	-	183	37	-	-	151	-	-	-	49	9	-	-	62	24
13/10/2008	129	1984	141	189	95	-	85	30	35	918	35	5	54	56	52	21
03/11/2008	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
11/11/2008	465	1495	831	93	166	-	233	45	51	1267	56	24	74	70	152	17
17/11/2008	136	2350	275	73	74	-	124	45	18	1052	20	7	98	424	184	92
24/11/2008	135	1500	216	47	74	-	93	21	27	903	28	3	62	54	54	36
Média	216	1833	295	90	102	-	127	33	33	1035	40	10	72	151	90	38
DP	166	415	268	54	44	-	59	11	14	169	15	7	19	182	61	28
Nº dados	4	4	6	6	4	-	6	5	4	4	6	6	4	4	6	6

Anexo C - resultados de DQO, DBO e amônia, bem como a relação DBO/DQO do período de caracterização dos lixiviado dos aterros de **Gramacho e Gericinó**.

Tabela C1 - Resultados de DQO, DBO, amônia e relação DBO/DQO para o lixiviado do aterro de Gramacho

Data Amostra	DQO (mg/L)	DBO (mg/L)	Amônia (mg/L)	DBO/DQO
31/10/2006	3526	429	-	0,12
07/11/2006	2995	150	1490	0,05
16/11/2006	1459	163	1490	0,11
22/11/2006	3416	428	2040	0,12
29/11/2006	1248	401	1810	0,32
07/12/2006	804	-	1680	-
13/12/2006	3326	-	1540	-
25/01/2007	2809	-	580	-
31/01/2007	1988	-	-	-
05/02/2007	1750	231	1500	0,13
12/02/2007	2092	-	1350	-
26/02/2007	3550	501	1180	0,14
05/03/2007	3511	396	2460	0,11
12/03/2007	3115	-	2370	-
19/03/2007	-	-	-	-
26/03/2007	3265	306	1790	0,09
03/04/2007	3744	-	3300	-
09/04/2007	3801	292	-	0,08
Média	2730	330	1756	0,13
DP	964	120	649	0,07
Nº dados	17	10	14	10

Tabela C2 - Resultados de DQO, DBO, amônia e relação DBO/DQO para o lixiviado do aterro de Gericinó

Data Amostra	DQO (mg/L)	DBO (mg/L)	Amônia (mg/L)	DBO/DQO
31/10/2006	1376	235	-	0,17
07/11/2006	2080	106	1010	0,05
16/11/2006	1459	131	980	0,09
22/11/2006	1752	166	1500	0,09
29/11/2006	915	427	2270	0,47
07/12/2006	724	-	870	-
13/12/2006	1901	-	1090	-
25/01/2007	1267	-	1200	-
31/01/2007	1205	-	-	-
05/02/2007	1388	157	1410	0,11
12/02/2007	1926	-	770	-
26/02/2007	1560	209	1830	0,13
05/03/2007	1515	230	2080	0,15
12/03/2007	1397	-	1380	-
19/03/2007	-	-	-	-
26/03/2007	1686	232	1460	0,14
03/04/2007	1591	-	1920	-
09/04/2007	1774	185	-	0,10
Média	1501	208	1412	0,15
DP	353	89	466	0,12
Nº dados	17	10	14	10