



Universidade do Estado do Rio Janeiro
Centro de Tecnologia e Ciências
Faculdade de Engenharia

Janaina Eduardo

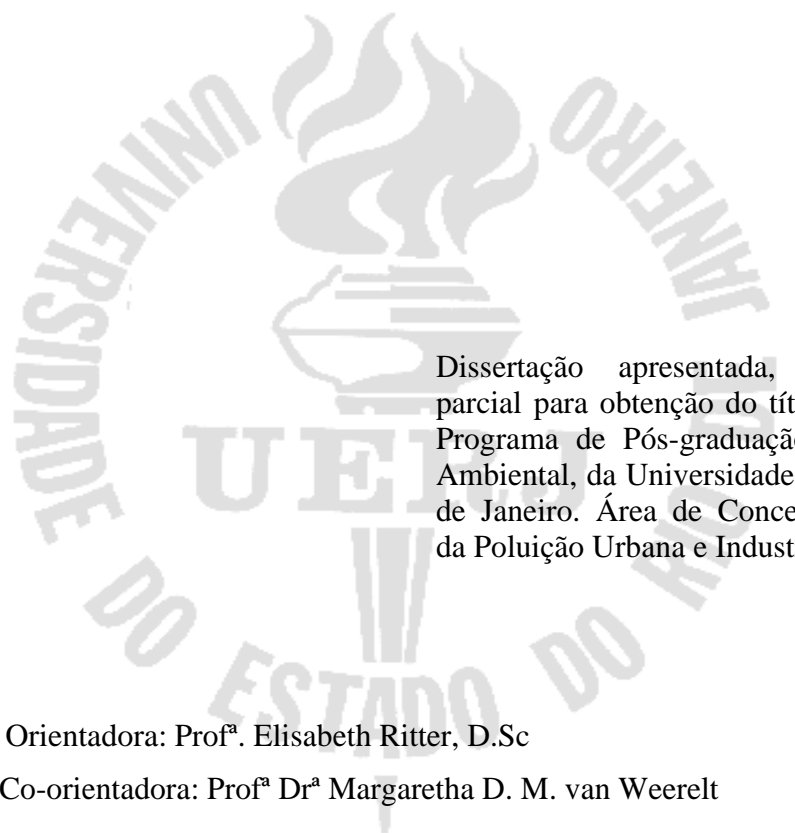
**Avaliação das características microbiológicas e físico-químicas do
lixiviado (chorume) no processo de tratamento do Aterro
Metropolitano de Gramacho (Rj – Brasil)**

Rio de Janeiro

2007

Janaina Eduardo

**Avaliação das características microbiológicas e físico-químicas do
lixiviado (chorume) no processo de tratamento do Aterro
Metropolitano de Gramacho (Rj – Brasil)**



Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de Concentração: Controle da Poluição Urbana e Industrial

Orientadora: Prof^ª. Elisabeth Ritter, D.Sc

Co-orientadora: Prof^ª Dr^ª Margaretha D. M. van Weerelt

Rio de Janeiro

2007

CATALOGAÇÃO NA FONTE
UERJ/REDE SIRIUS/NPROTEC

E24

Eduardo, Janaina.

Avaliação das características microbiológicas e físico-químicas do
lixiviado (chorume) no processo de tratamento do Aterro
Metropolitano de Gramacho (RJ-Brasil) / Janaina Eduardo. – 2007.
98 f.

Orientador : Elisabeth Ritter.

Co-orientador: Margaretha D. M. van Weerelt

Dissertação (Mestrado) – Universidade do Estado do Rio de
Janeiro, Faculdade de Engenharia.

1. Resíduos industriais – Lixiviação – Teses. 2. Resíduos
industriais – Aspectos ambientais – Teses. 3. Aterro Metropolitano de
Gramacho (RJ) – Teses I. Ritter, Elisabeth. II. Weerelt, Margaretha
D. M. van III. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Faculdade
de Engenharia. IV. Título.

CDU 628.54

Autorizo, apenas para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial desta
tese.

Assinatura

Data

Janaina Eduardo

**Avaliação das características microbiológicas e físico-químicas do
lixiviado (chorume) no processo de tratamento do Aterro
Metropolitano de Gramacho (Rj – Brasil)**

Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de Concentração: Controle da Poluição Urbana e Industrial

Aprovada em 16 de março de 2007

Banca examinadora:

Prof^a. Elisabeth Ritter, D.Sc.
Faculdade de Engenharia da UERJ

Prof^a. Margaretha D. M. van Weerelt, M.Sc.
Instituto de Biologia da UFRJ

Prof^a. Cristina Lucia Silveira Sisinho, Ph.D.
Fundação Oswaldo Cruz

Prof^a. Daniele Maia Bila, D.Sc.
Faculdade de Engenharia da UERJ

Prof. Gandhi Giordano, D.Sc.
Faculdade de Engenharia da UERJ

Rio de Janeiro

2007

RESUMO

EDUARDO, Janaina. *Avaliação das características microbiológicas e físico-químicas do lixiviado (chorume) no processo de tratamento do Aterro Metropolitano de Gramacho (RJ – Brasil)*. 2007. 98 f. Dissertação (Mestrado em Meio Ambiente) – Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2007.

A produção de lixo aumentou dramaticamente no século XX resultando na elevação da demanda por locais para despejo deste lixo. No Brasil uma das formas de disposição utilizada é o aterro. A utilização de aterros tem como consequência a formação do lixiviado, que é um líquido escuro que apresenta substâncias altamente solúveis. Sua formação ocorre no processo de degradação biológica e pode aumentar devido à água proveniente da precipitação pluviométrica. Os estudos microbiológicos e físico-químicos nestes ambientes são de importância primordial, pois refletem a degradação que está ocorrendo no lixo. Este trabalho foi realizado no Aterro Metropolitano de Gramacho/RJ e tem como objetivo caracterizar a comunidade microbiológica (BHT, Grupo Coliforme, *Enterococcus*, *Staphylococcus* sp. *Pseudomonas aeruginosa*, *Clostridium perfringens*), parâmetros físico-químicos (pH, alcalinidade, condutividade, cloreto, DQO, SST, SSV, nitrogênio amoniacal) e acompanhar a eficiência do processo de tratamento do lixiviado existente no aterro através da quantificação e identificação de microrganismos e parâmetros físico-químicos no lixiviado bruto e tratado. Os resultados obtidos demonstram a eficiência do tratamento, com altas taxas de redução dos parâmetros físico-químicos atendendo as faixas permissíveis para lançamento de efluente observada na legislação em todos os parâmetros excetuando-se nitrogênio amoniacal. Os dados microbiológicos apresentaram taxas de redução variadas. Seriam necessárias mais amostragens para determinar a estrutura da comunidade microbiana e seus fatores de crescimento e inibição.

Palavras-chave: Resíduos sólidos urbanos. Lixiviado. Tratamento. Microbiologia de lixiviado.

ABSTRACT

Garbage has dramatically increased in XX century, resulting in the expansion of the demand for areas to place it. In Brazil, one of the alternatives for the garbage destination have been the landfills. This option has consequences, as leachate generation. It is a dark liquid that presents highly soluble substances as result of biological degradation process and the amount produced can increase with water rain. Microbiological and physic-chemical studies in the landfills are highly important, as they expose the degradation process that involves the garbage. The present thesis was based on Gramacho landfill and its goal is to typify the microbiological community (BHT, Group Coliform, *Enterococcus*, *Staphylococcus* sp. *Pseudomonas aeruginosa*, *Clostridium perfringens*), physic-chemical parameters (pH, alcalinity, conductivity, chloride, COD, SST, VSS, ammoniacal nitrogen) and observe the efficiency of existing leachate treatment process through measurement and identification of microorganisms and physic-chemical parameters in leachate both crude and treated. The results show the efficiency of treatment, with high removal rates of physic-chemical parameters, meeting the levels allowed by legislation in all parameters, except for ammoniacal nitrogen. Microbiological figures present varied removal rate. It would be necessary more samples to determine the structure of microbial community and its growing and inhibition factors.

Keywords: Urban solid waste. Leachate. Treatment. Microbiology of leachate.

AGRADECIMENTOS

As minhas orientadoras Elisabeth Ritter e Margareth a Weerelt pelo apoio, revisão e suporte para este trabalho. Ao Prof.º João Alberto pelas aulas esclarecedoras sobre a realidade do lixo neste país. A Cristina Pará Campos pela inestimável contribuição nas análises microbiológicas, que sem ela não teria sido possível realizar este trabalho. E, por conseguinte, a Prof.ª Sônia, responsável pelo LACMAC/UFRJ, que gentilmente me cedeu sua fiel escudeira analista e seus valiosos materiais de análises. A Roberta pela preparação dos meios para análises das bactérias patogênicas. Aos meus breves estagiários Izabel, Henrique e Vitor pelo auxílio na preparação dos meios para coliforme, pela ajuda nas coletas e companhias constantes. A Kátia Boffoni pela minha iniciação na microbiologia de coliformes e a Sônia pelas conversas desanuviadoras e pelos conselhos. Aos técnicos do Laboratório de Engenharia Sanitária e do Meio Ambiente, da Faculdade de Engenharia da UERJ pelas análises físico&químicas realizadas, em especial a Rita de Cássia.

Ao Laboratório de Microbiologia Aquática/PABA, do Departamento de Biologia Marinha/UFRJ, por ceder seu espaço, material e pessoal para as análises microbiológicas. A COMLURB por permitir as coletas das amostras e dar todo suporte através de seus funcionários.

Aos amigos da turma de mestrado que mesmo na correria do dia&a&dia me deram ânimo e apoio para continuar em frente, em especial Simone (*in memoriam*), João Antônio, Luiz Cláudio, Maria Luiza, Clara, Bianca, Angélica, Marcelo, Guilherme, Rosângela e Aline. A minha grande amiga Cristiane Pimenta, que tem sido presença constante na minha vida pessoal e profissional, sempre caminhando ao meu lado nas mais diversas aventuras, acreditando que para nós tudo é possível. A Ana Paula pela confecção do abstract e pelo apoio emocional. A minha mãe e minha tia por me incentivarem no momento que decidi fazer este mestrado e pela paciência para esperarem eu terminar esta etapa de minha vida. Em especial ao meu companheiro, Alexandre Soares, pela compreensão, apoio e amor necessários e pela ajuda na confecção das ilustrações e gráficos deste trabalho.

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1. Sequências metabólicas e grupos envolvidos na região anaeróbia do aterro	28
Figura 3.1. Baía de Guanabara.	43
Figura 3.2. Assoreamento e poluição no fundo da Baía de Guanabara.	43
Figura 3.3. Vista aérea da Estação de Tratamento de Lixiviado do Aterro Metropolitano de Gramacho.	48
Figura 3.4. Aterro Metropolitano de Gramacho localizado entre a Baía de Guanabara. (à direita) e o rio Sarapuí (à esquerda).	49
Figura 3.5. Mancha de poluição em Sarapuí.	49
Figura 3.6. Tratamento primário do lixiviado (ETC) do Aterro Metropolitano de Gramacho.	52
Figura 3.7. Tratamento secundário do lixiviado (ETC) do Aterro Meopolitano de Gramacho	53
Figura 3.8. Tratamento terciário do lixiviado (ETC) do Aterro Metropolitano de Gramacho.	53
Figura 4.1. Lagoa de Equalização do Aterro Metropolitano de Gramacho.	55
Figura 4.2. Sistema de Nanofiltração do Aterro Metropolitano de Gramacho.	56
Figura 4.3. Técnica de tubos múltiplos para colimetria pelo método do NMP, teste presuntivo e confirmativo.	60
Figura 4.4. Tubos múltiplos apresentando tubos de Durham com gás e turvação do meio, prova presuntiva em caldo lactosado para presença de coliformes totais.	62
Figura 4.5. Tubos múltiplos apresentando tubos de Durham com gás e turvação do meio, prova confirmativa em caldo lactosado com verde brilhante e bile à 2% para presença de coliformes totais.	63
Figura 4.6. Tubos múltiplos apresentando tubos de Durham com gás e turvação do meio, prova confirmativa em meio EC para presença de coliformes fecais ou termotolerantes	64
Figura 5.1. Distribuição de pH no lixiviado bruto e tratado nos dias de coleta e eficiência global de redução.	72
Figura 5.2. Distribuição da Alcalinidade no lixiviado bruto e tratado, expressa em mgCaCO ₃ /L nos dias de coleta e eficiência global de redução.	73
Figura 5.3. Distribuição da Condutividade no lixiviado bruto e tratado, expressa em mS/cm, nos dias de coleta e eficiência global de redução.	74

Figura 5.4. Distribuição do Cloreto no lixiviado bruto e tratado, expressa em mgCl ^{&} /L, nos dias de coleta e eficiência global de redução.	75
Figura 5.5. Distribuição do DQO no lixiviado bruto e tratado, expressa em mgO ² /L, nos dias de coleta e eficiência global de redução.	76
Figura 5.6. Distribuição do SST no lixiviado bruto e tratado, expressa em mg/L, nos dias de coleta e eficiência global de redução.	77
Figura 5.7. Distribuição do SSV no lixiviado bruto e tratado, expressa em mg/L, nos dias de coleta e eficiência global de redução.	78
Figura 5.8. Distribuição do nitrogênio amoniacal no lixiviado bruto e tratado, expressa em mg N&NH ₄ ⁺ /L, nos dias de coleta e eficiência global de redução.	80
Figura 5.9. Distribuição das bactérias heterotróficas totais no lixiviado bruto e tratado, expresso UFC/mL, nos dias de coleta e eficiência global de redução.	81
Figura 5.10. Distribuição dos coliformes totais e fecais no lixiviado bruto e tratado, expresso pelo NMP/100 mL, nos dias de coleta e eficiência global de redução.	82
Figura 5.11. Distribuição do <i>Enterococcus</i> no lixiviado bruto e tratado, expresso pelo NMP/100 mL, nos dias de coleta e eficiência global de redução.	83
Figura 5.12. Distribuição de <i>Staphylococcus</i> sp. no lixiviado bruto e tratado, expresso UFC/100 mL, nos dias de coleta e eficiência global de redução.	84
Figura 5.13. Distribuição de <i>Clostridium perfringens</i> no lixiviado bruto e tratado, expresso UFC/mL, nos dias de coleta e eficiência global de redução	85

LISTA DE QUADROS

Quadro 4.1. Formulação do meio de cultura utilizado para as bactérias heterotróficas totais.	58
Quadro 4.2. Formulação dos meios de cultura utilizados para o grupo coliforme.	61
Quadro 4.3. Formulação do meio de cultura utilizado para <i>Staphylococcus</i> sp.	67
Quadro 4.4. Formulação do meio de cultura utilizado para <i>Clostridium perfringens</i>	69

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1. Restrições para locação de aterros sanitários(EPA apud ENGECORPS, 1996).	20
Tabela 2.2. Critérios para avaliação das áreas para instalação de aterros sanitários (IPT, 1995).	20
Tabela 2.3. Espécies de bactérias e protozoários presentes nos processos de degradação.	32
Tabela 2.4. Composição do lixiviado de aterros sanitários de diferentes localidades brasileiras e suas faixas de variação mais frequentes.	37
Tabela 2.5. Composição do lixiviado do Aterro de Gramacho/RJ em diferentes trabalhos e épocas.	38
Tabela 2.6. Resultados dos parâmetros microbiológicos utilizados por Monteiro (2003), Giordano (2003) e Sisino (1995).	38
Tabela 4.1. Datas das coletas e parâmetros analisados do lixiviado do AterroMetropolitano de Gramacho.	56
Tabela 4.2. Parâmetros físico&químicos analisados do lixiviado do Aterro Metropolitano de Gramacho e normas referentes aos métodos de ensaio.	57
Tabela 4.3. Densidade de Coliformes expressa em NMP de Coliformes por 100 mL.	64
Tabela 5.1. Presença (1) e ausência (0) de Pseudomonas aeruginosa no lixiviado do Aterro Metropolitano de Gramacho.	85

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1 INTRODUÇÃO	13
1.1. OBJETIVOS	14
1.2. HIPÓTESE	14
1.3. ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO	15
CAPÍTULO 2. REFERENCIAL TEÓRICO	16
2.1. CLASSIFICAÇÃO DOS RESÍDUOS	16
2.2. SISTEMAS DE DISPOSIÇÃO	17
2.3. DRENAGEM DE LÍQUIDOS E PERCOLADOS	21
2.4. FORMAS DE TRATAMENTO DO LIXIVIADO	22
2.4.1. Formação e composição do lixiviado	22
2.4.2. Tratamento primário	24
2.4.3. Tratamento oxidativo	24
2.4.4. Tratamento biológico	25
2.4.5. Nanofiltração	25
2.4.6. Recirculação	26
2.4.7 <i>Wetland</i>	26
2.5. BIODEGRADAÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS	27
2.5.1. Microbiologia	28
2.5.2. Microrganismos Presentes nos Resíduos Sólidos	31
2.5.3. Fatores que Interferem nos Processos Biodegradativos	35
2.6. MONITORAMENTO	36
CAPÍTULO 3. DESCRIÇÃO DA MACRO-REGIÃO EM ESTUDO	39
3.1. MUNICÍPIO ONDE SE LOCALIZA O ATERRO METROPOLITANO DE GRAMACHO:DUQUE DE CAXIAS	39
3.1.1. História do município	40
3.2. CORPO RECEPTOR DO LIXIVIADO DO ATERRO METROPOLITANO DE GRAMACHO: BAÍA DE GUANABARA	42
3.3. ATERRO METROPOLITANO DE GRAMACHO/RJ	46
CAPÍTULO 4. MATERIAL E MÉTODOS	55
4.1. VARIÁVEIS FÍSICO-QUÍMICAS	57
4.2. VARIÁVEIS MICROBIOLÓGICAS	58
4.2.1. Bactérias Heterotróficas Totais	58
4.2.2. Grupo Coliforme	59
4.2.3 <i>Enterococcus</i>	66

4.2.4 <i>Staphylococcus.sp.</i>	66
4.2.5. <i>Pseudomonas aeruginosa</i>	67
4.2.6. <i>Clostridium perfringens</i>	68
CAPÍTULO 5. APRESENTAÇÃO DOS RESULTADOS E DISCUSSÃO	70
5.1. pH	70
5.2. ALCALINIDADE TOTAL	72
5.3. CONDUTIVIDADE	73
5.4. CLORETO	74
5.5. DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO (DQO)	76
5.6. SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS (SST)	76
5.7. SÓLIDOS SUSPENSOS VOLÁTEIS (SSV)	77
5.8. NITROGÊNIO AMONIACAL	78
5.9. BACTÉRIAS HETEROTRÓFICAS TOTAIS	80
5.10. GRUPO COLIFORME	81
5.11. <i>Enterococcus</i>	83
5.12. <i>Staphylococcus.sp.</i>	84
5.13. <i>Pseudomonas aeruginosa</i>	85
5.14. <i>Clostridium perfringens</i>	85
CAPÍTULO 6. CONCLUSÃO	87
6.1. PRINCIPAIS CONCLUSÕES	87
6.2. SUGESTÕES PARA FUTURAS PESQUISAS	88
CAPÍTULO 7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	89

CAPÍTULO 1. INTRODUÇÃO

A questão do lixo é um grande desafio a ser enfrentado e pode ser utilizado como um item muito importante tanto para a caracterização básica da qualidade de vida da população residente em um território, bem como das atividades usuárias dos solos, das águas e dos corpos receptores.

O gerenciamento do lixo no meio urbano (armazenamento, transporte e disposição) envolve aspectos relacionados tanto com a sua origem e produção, quanto com os reflexos do comprometimento do meio ambiente. A interdependência entre estes atributos é a principal problemática dos resíduos sólidos.

Segundo a última Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (IBGE, 2000) a geração de lixo chega a 228.413,0 t/lixo.dia, com a produção *per capita* de resíduos domésticos em torno de 0,5 kg a 1,0 kg por dia dependendo do porte da cidade. Deste lixo produzido 22,48 % são aterrados na forma de lixão, 37,03 % em aterros controlados, 36,18 % em aterros sanitários e 4,31% tem outra destinação. Comparando-se os censos de 1992 e 2000 realizados pelo IBGE, o crescimento populacional brasileiro foi de 16%, enquanto que o crescimento na produção de resíduos foi de 49%. Este aumento da geração de resíduos sólidos traz consigo um grande desafio às autoridades municipais, que vai desde a promoção da coleta do lixo gerado até a determinação de áreas adequadas à sua disposição. No Brasil, assim como nos países em desenvolvimento (BHIDE & SUNDARESAN, 1983), a maior parte do lixo, segundo pesquisa do IPT/CEMPRE (2002), é composto por matéria orgânica.

A utilização de aterros tem como consequência três desvantagens: a alta emissão de metano, a possível contaminação dos corpos de água e a carência de locais para implantação de aterros (MENDES *et al.*, 2003). O controle da destinação final do lixo inclui aspectos que afetam a saúde pública e o meio ambiente (OLIVEIRA & ROSA,

2003), pois as áreas utilizadas como depósito final de lixo normalmente representadas pelos lixões e aterros controlados, são potenciais focos de poluição, influenciando negativamente a qualidade da saúde humana e ambiental nas regiões sob sua influência (SISINNO & MOREIRA, 1996).

Um sério problema que ocorre nos aterros é a formação do lixiviado, que é um líquido escuro gerado pela degradação dos resíduos, apresenta substâncias altamente solúveis e por isso pode contaminar as águas do subsolo nas proximidades do aterro e atingir poços artesianos (AMARAL *et al.*, 1994; FUSCONI & GODINHO, 1999). Sua origem pode ser a umidade natural do lixo, a água de constituição da matéria orgânica, as enzimas que as bactérias existentes no lixo expelem no processo de decomposição da matéria orgânica e a água proveniente da precipitação pluviométrica sobre o aterro, que dependendo da sua quantidade pode aumentar o volume do lixiviado.

1.1. OBJETIVOS

- Caracterizar a comunidade microbológica (Bactérias Heterotróficas Totais, Grupo Coliforme, *Enterococcus*, *Staphylococcus* sp., *Pseudomonas aeruginosa*, *Clostridium perfringens*) e parâmetros físico-químicos (pH, alcalinidade, condutividade, cloreto, demanda química de oxigênio (DQO), sólidos suspensos totais (SST), sólidos suspensos voláteis (SSV), nitrogênio amoniacal);
- Acompanhar a eficiência do processo de tratamento por nanofiltração do lixiviado do Aterro Metropolitano de Gramacho, com a quantificação e identificação de microrganismos e parâmetros físico-químicos.

1.2. HIPÓTESE

A caracterização da comunidade microbológica e a sua inter-relação com os processos físico-químicos poderá dar subsídios para o desenvolvimento de projetos que visem maior eficiência no tratamento do lixiviado e é uma medida de proteção ambiental e uma forma de garantir uma melhor qualidade de vida para a população local, pois minimiza os impactos causados pelo seu despejo nos corpos d'água receptores.

1.3. ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO

Esta dissertação está estruturada em 7 capítulos. No capítulo 1 são apresentados o tema, os objetivos e a hipótese.

No Capítulo 2 apresenta-se uma revisão bibliográfica sobre os diversos aspectos que estão relacionados com os resíduos sólidos urbanos, como as diferentes formas de disposição, tratamento, parâmetros analisados em monitoramentos e resultados de trabalhos anteriores.

No capítulo 3 foi feita a descrição da área de estudo, incluindo o município onde localiza-se o aterro, a Baía de Guanabara que é o corpo receptor e o aterro propriamente com um breve histórico de sua implantação e operação da sua estação de tratamento de lixiviado.

No Capítulo 4 são descritas as metodologias empregadas para os diferentes parâmetros e laboratórios.

No Capítulo 5 são apresentados os resultados obtidos, com discussões dos temas abordados, levando-se em consideração aspectos microbiológicos e físico-químicos.

No Capítulo 6 são apresentadas as considerações relativas ao trabalho com sugestões para futuras pesquisas.

CAPÍTULO 2. REFERENCIAL TEÓRICO

A produção de lixo aumentou dramaticamente no século XX, refletindo os níveis globais da atividade econômica, resultando na elevação da demanda por locais para despejo deste lixo (LEÃO *et al.*, 2004). O crescimento do consumo dos produtos industrializados aliado ao constante crescimento econômico e demográfico dos grandes centros urbanos, contribuem para a geração acentuada de resíduos sólidos urbanos, tendo como consequência o aumento do potencial contaminante do meio ambiente (MONTEIRO, 2003). Paralelo a esse crescimento aumenta também a preocupação com a disposição adequada dos mesmos em condições que minimizem os impactos no meio ambiente.

Os cuidados com o meio ambiente em relação aos impactos adversos da disposição de resíduos envolvem a análise da migração dos contaminantes no solo bem como a garantia de estabilidade dos locais usados para a disposição. Desse modo, é fundamental a escolha adequada do espaço físico para disposição dos resíduos sólidos.

A disposição incorreta ou o manuseio indevido de resíduos sólidos podem gerar sérios problemas para o meio ambiente e as pessoas envolvidas nestes processos (OLIVEIRA & PASQUAL, 2004).

2.1. CLASSIFICAÇÃO DOS RESÍDUOS

A norma NBR 10.004:2004 (ABNT, 2004) define resíduos sólidos como: “resíduos nos estados sólidos 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 de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornam inviável o seu lançamento na rede

pública de esgotos ou corpos de água, ou exijam para isso soluções técnica e economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia disponível.”

A NBR 10.004 classifica os resíduos em:

- Classe I (Perigosos): abrange os resíduos perigosos, ou seja, aqueles que apresentam periculosidade por inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade ou patogenicidade;
- Classe II (Não Perigosos)

Classe II A: abrange os resíduos não inertes, ou seja, todos aqueles não incluídos nas classes I e II B, podendo apresentar propriedades como combustibilidade, biodegradabilidade ou solubilidade em água;

Classe II B: abrange os resíduos que submetidos a um contato dinâmico e estático com água destilada ou desionizada, à temperatura ambiente, não tiverem nenhum de seus constituintes solubilizados a concentrações superiores aos padrões de potabilidade de água, excetuando-se aspecto, cor, turbidez, dureza e sabor.

Além das normatizações federais como a Resolução CONAMA n°. 274/2000 que define os padrões de balneabilidade das águas e a Resolução CONAMA n°. 357/2005 que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, temos ainda as normatizações de cada estado. Para o estado do Rio de Janeiro a FEEMA é o órgão responsável e a norma técnica que define os critérios e padrões para lançamento de efluentes líquidos em corpos hídricos estão dispostos na NT-202.R-10 e a diretriz de controle de carga orgânica biodegradável em efluentes líquidos de origem não industrial definido na diretriz DZ-215.R-3 (FEEMA, 1986, FEEMA, 2002).

2.2. SISTEMAS DE DISPOSIÇÃO

No Brasil a geração de resíduos sólidos vem apresentando números crescentes nas várias regiões do país e traz consigo um grande desafio às autoridades municipais, qual seja, nos locais onde não há coleta de lixo, promovê-la, e determinar áreas adequadas à disposição. Os resíduos domiciliares e urbanos são dispostos de três maneiras:

- a) Lixões ou vazadouros

Trata-se da simples descarga de lixo sobre o solo a céu aberto sem controle sobre tipo, volume e periculosidade dos resíduos depositados. Não é realizado nenhum tipo de compactação com o objetivo de minimizar o volume, sendo os resíduos dispostos sobre o solo natural. Não apresenta nenhum controle da entrada de pessoas ou animais. Como conseqüências, têm-se a proliferação de vetores de doenças, geração de odores, a poluição do solo, das águas subterrâneas e superficiais pelo lixiviado, líquido de elevado potencial poluente, ácido, e de alta demanda bioquímica de oxigênio (DBO), que provém da decomposição da matéria orgânica.

b) Aterro controlado

Difere do primeiro por apresentar um controle mínimo como: o da entrada dos resíduos, de pessoas e animais, na compactação dos resíduos e existência de uma cobertura de solo para o controle e minimização da proliferação de vetores. Esta cobertura dos resíduos sólidos é através de uma camada inerte, geralmente argila. Embora minimize alguns impactos gerados pelos lixões, não apresenta sistemas adequados de impermeabilização de base, o que compromete a qualidade das águas subterrâneas e superficiais já que não há nenhum tratamento do lixiviado ou dispersão dos gases gerados pelo lixo.

c) Aterro sanitário

Compreende todo um conjunto de técnicas operacionais tais como: divisão em células, compactação dos resíduos, cobertura, sistemas de impermeabilização, sistemas de drenagem de líquidos e gases, tratamento do lixiviado, monitoramento geotécnico e ambiental etc. Pode-se se diferenciar os aterros quanto ao tipo e ao método executivo (ENGEORPS, 1996; TCHOBANOGLOUS, 1993):

I. Quanto ao tipo de aterro

Aterros de resíduos sólidos urbanos e aterros sanitários de resíduos especiais.

II. Quanto ao método de aterramento

- Aterros em trincheiras ou células escavadas:

Pode-se optar por escavações de trincheiras ou células para disposição dos resíduos. Este método é utilizado quando não se deseja alterar a topografia original do terreno. Tem como fator limitante a posição do lençol freático e locais de terreno rochosos.

- Aterros de superfície

São usados em regiões de topografia plana, impróprios para a execução de células. Os desníveis para a implantação dos resíduos são criados a partir de diques de terra.

- Aterros em depressão

São implantados em *canyons*, ravinas, áreas de pedreiras, principalmente quando estes locais têm baixo valor comercial. Tem como uma de suas vantagens a recuperação das áreas, pós fechamento do aterro, em áreas de bosque, parque, etc.

Os aterros de resíduos sólidos urbanos, diferente dos maciços de solos compactados, são constituídos por diversos componentes (metais, plásticos, papéis, vidros, matéria orgânica, solo etc.) que, ao serem depositados, interagem formando um maciço heterogêneo e poroso com comportamento peculiar (CARVALHO, 1999), onde podem ocorrer recalques devido à decomposição do lixo.

Como uma das formas adequadas de disposição dos resíduos, o aterro sanitário se apresenta como solução necessária, mesmo nos países de mais alto nível de gerenciamento dos seus resíduos. À sua execução precede a escolha, com base em conhecimentos hidrogeológicos, do local mais adequado. É fundamentado em critérios de engenharia, onde o lixo pode ser disposto em células com dimensões predefinidas de acordo com características locais do terreno. Estas células permitem a configuração segura em termos de controle de poluição ambiental e proteção à saúde pública. Há o controle dos gases e monitoramento do lixiviado. Em alguns casos é empregada a técnica de bio-remediação a qual dinamiza a perda do poder agressivo do lixiviado, através da sua recirculação na célula (OLIVEIRA, 2002).

No atual estágio da mecânica dos resíduos ainda não existem teorias e modelos que representem de forma realista o comportamento dos resíduos sólidos urbanos e, devido a isso a seleção das áreas para implantação de novos aterros atende a recomendações e legislações específicas. Conforme a NBR 13896, os aspectos a serem verificados são: a minimização do impacto ambiental, a maximização da aceitação da população, estar de acordo com o zoneamento da região e a utilização por longo período com necessidade mínima de obras para início de operação. As tabelas 2.1 e 2.2 apresentam restrições e considerações segundo Instituto de Pesquisas Tecnológicas e USEPA (*United States Environmental Protection Agency*).

Tabela 2.1. Restrições para locação de aterros sanitários (EPA *apud* ENGECORPS, 1996).

INTERFERÊNCIA	RESTRIÇÃO
Aeroportos	3 km de aeroportos de aeronaves de grande porte
	1,5 km de aeroportos de aeronaves de médio porte
Planícies inundáveis	Período de retorno superior a 100 anos
Terrenos brejosos	Evitado. Poderá ser utilizado em casos particulares em que estudos de impacto ambiental demonstrem a viabilidade
Áreas sísmicas	Os aterros e sistemas de infra-estrutura deverão ser dimensionados para resistir a acelerações horizontais máximas
Áreas de risco, em terrenos de estabilidade	Os aterros e sistemas de infra-estrutura deverão ser projetados de maneira assegurar a estabilidade e integridade geral de seus componentes

Tabela 2.2. Critérios para avaliação das áreas para instalação de aterros sanitários (IPT, 1995).

Itens analisados	Classificação das Áreas		
	Recomendada	Recomendada com restrições	Não recomendada
Vida útil	> 10 anos	10 anos, a critério do órgão ambiental	
Distância do centro gerador	< 10 km	entre 10 e 20 km	> 20 km
Densidade populacional	baixa	Média	Alta
Zoneamento ambiental	áreas sem restrições de zoneamento ambiental		unidades de conservação ambiental e correlatas
Zoneamento urbano	vetor de crescimento mínimo	vetor de crescimento intermediário	vetor de crescimento máximo
Uso e ocupações da terra	áreas devolutas ou pouco utilizadas		ocupação intensa
Valor da terra	baixo	Médio	Alto
Aceitação popular e de sua entidades	boa	Razoável	inaceitável
Distância ao cursos d'água	> 200 m	< 200 m com aprovação do órgão de controle ambiental responsável	
Declividade	de 1 a 20 %	<1 % e > 20 %	
Profundidade do nível d'água	3 m	1,5 a 3 m	< 1,5 m
Condutividade hidráulica do solo	10 ⁻⁷ cm/s (classe I) 10 ⁻⁶ cm/s (classe II) (desejável)	5 x 10 ⁻⁵ cm/s (classe I) 5 x 10 ⁻⁵ cm/s (classe II) (mínimo)	> 5 x 10 ⁻⁵ cm/s (medidas de contenção)

São informações do meio físico necessárias para a implantação de um aterro: geologia, geomorfologia, geotecnia e condições climáticas como tipo de solos e rochas, estruturas geológicas, posição do lençol freático, precipitação pluviométrica, evaporação e direção predominante dos ventos.

Aterros bem construídos, operados com eficiência e em localização adequada são alternativas seguras para disposição de muitos resíduos (OLIVEIRA & PASQUAL, 2004).

Para entender as interações físicas, químicas e biológicas que ocorrem em depósitos de resíduos sólidos urbanos e o comportamento do aterro ao longo do tempo, faz-se necessário estudar diversos fatores que interferem no processo de degradação biológica. Vários autores têm realizados pesquisas para compreender as inter-relações entre os compartimentos físicos, químicos e biológicos que regem a dinâmica dos aterros. Entre eles podemos citar Junqueira (2000) e Christensen *et al.* (2001) que analisaram o comportamento dos resíduos e dos sistemas dreno-filtrantes em diferentes escalas e a formação das plumas de contaminantes e Espinace *et al.* (1999) que tem estudado aspectos relativos à perda de massa, temperatura e outras variáveis para o desenvolvimento de modelos matemáticos, visando entender os recalques em aterros sanitários.

Os estudos microbiológicos nestes ambientes são de importância primordial, pois os microrganismos são os responsáveis principais pela degradação que ocorre no lixo e por isso podem influenciar na variação dos parâmetros físico-químicos.

2.3. DRENAGEM DE LÍQUIDOS E PERCOLADOS (CHORUME)

Os percolados de aterros 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 (SILVA, 2002).

Nos aterros este percolado recebe o nome de lixiviado ou chorume e é gerado pelo processo de degradação do lixo e pela passagem de águas de chuva que ocorre no interior dos mesmos. Ao ser drenado do aterro, o lixiviado resultante da mistura das duas fontes, carrega materiais em suspensão e dissolvidos com alto potencial de contaminação (NASCIMENTO *et al.*, 2001). Além disto, verifica-se que apresentam

características que variam em função dos resíduos aterrados e com a idade do aterro, o que o torna uma água residuária de difícil tratamento (COUTO & BRAGA, 2004).

Um sistema de drenagem deve ser projetado e executado para a coleta e redução do lixiviado gerado no interior do maciço, conduzindo-o para fora das células para os devidos tratamentos.

2.4. FORMAS DE TRATAMENTO DO LIXIVIADO

2.4.1. Formação e composição do Lixiviado

O lixiviado é um efluente muito complexo, apresentando ainda variabilidade de composição, uma vez que cada aterro gera lixiviado com características particulares, o que demanda uma avaliação do tipo de tratamento viável e eficiente para cada caso. O lixiviado ou líquido percolado pode tanto escorrer e alcançar as coleções hídricas superficiais, como infiltrar no solo e atingir as águas subterrâneas, comprometendo sua qualidade e, por conseguinte, seu uso.

De uma maneira geral, não é possível estabelecer uma composição fixa para o lixiviado, mas Christensen *et al.* (2001) dividem os compostos presentes no lixiviado em quatro grandes categorias:

- **Matéria Orgânica Dissolvida (MOD):** correspondem a macromoléculas como ácidos húmicos e fúlvicos, lignina e ácidos graxos. Na fase ácida de decomposição quase a totalidade desses compostos têm massa molecular menor que 500 daltons, enquanto na fase metanogênica esse número sobe para 1000 daltons. A presença de substâncias húmicas e fúlvicas no lixiviado em grandes quantidades faz com que este apresente características bem definidas, como cor escura, tensoatividade, atividade fotoquímica, alta capacidade de tamponamento, as quais afetam o comportamento das substâncias químicas no ambiente e modificam processos redox, solubilizando determinados metais e variando a toxicidade.

- **Compostos Orgânicos Xenobióticos (COX):** constituem-se de hidrocarbonetos aromáticos, compostos halogenados, compostos fenólicos, álcoois, aldeídos, cetonas e ácidos carboxílicos, além de outras substâncias caracteristicamente tóxicas, presentes em concentrações muito menores que os compostos húmicos e fúlvicos, porém com toxicidade muitas vezes maior que os outros componentes presentes no lixiviado.

- **Macrocomponentes Inorgânicos:** caracterizam-se por apresentar componentes inorgânicos essenciais em grandes quantidades, como íons sódio (Na^+), potássio (K^+), cálcio (Ca^{+2}), magnésio (Mg^{+2}), ferro (Fe^{+2} , Fe^{+3}), cloretos (Cl^-), sulfato (SO_4^{2-}) e amônio (NH_4^+). As elevadas concentrações desses compostos estão associadas às suas altas solubilidades em água, variando consideravelmente suas concentrações ao longo das várias fases de decomposição do lixiviado.

- **Metais Pesados:** esses compostos em geral estão presentes em pequenas concentrações, as quais ainda diminuem ao longo dos anos. A formação de sulfeto na fase metanogênica faz com que grande quantidade desses metais seja precipitada. Uma pequena parcela presente no lixiviado está na forma complexada, e outro fator importante é a presença de colóides. Metais pesados têm alta afinidade com colóides e por isso são adsorvidos na matéria orgânica dissolvida presentes no lixiviado.

Encontram-se no lixiviado substâncias em nível traço, como boro (B), arsênio (As), selênio (Se), entre outros, porém devido à concentração extremamente baixa, comparativamente a outros compostos, sua toxicidade não chega a influenciar o sistema. Técnicas analíticas convencionais muitas vezes não chegam a detectar essas substâncias traço, devido principalmente ao seu limite de detecção e interferência de outros compostos presentes no lixiviado (NASCIMENTO *et al.*, 2001).

A toxicidade do lixiviado não pode ser associada a uma substância isoladamente e nem à soma de todas as substâncias presentes, mas, sim, ao efeito sinérgico entre as diferentes substâncias existentes no lixiviado (Bernard *et al.*, 1997).

A presença de bactérias em regiões contaminadas com lixiviado é elevada se comparada a outros poluentes em geral. Análises microbiológicas de amostras de lixiviado mostram uma quantidade de coliformes totais da ordem de 10^4 CFU g^{-1} (unidades formadoras de colônia por grama de amostra). Os microrganismos mais comuns presentes no lixiviado, além das bactérias metanogênicas e acetogênicas, são espécies patogênicas (como coliformes fecais), bactérias redutoras e desnitrificantes (Christensen *et al.* 2001).

Segundo D'Almeida e Vilhena (2000), as tecnologias de operações unitárias aplicáveis ao tratamento de lixiviado são similares ao tratamento de esgotos. Assim, os métodos de dimensionamento serão análogos àqueles utilizados no tratamento de esgotos guardando-se as devidas proporções. As diferenças marcantes estão nos valores

dos parâmetros envolvidos. De maneira geral, os parâmetros da composição do lixiviado apresentam concentrações bem mais altas que aquelas referentes ao esgoto doméstico.

A escolha entre as diversas alternativas de tratamento depende de parâmetros técnicos e econômicos (HUANG *et al.*, 1993; IM *et al.*, 2000). Como alternativas de tratamento do lixiviado podemos citar:

2.4.2. Tratamento primário

A finalidade do tratamento primário é remover partículas coloidais, material sólido em suspensão e ajustar o pH para o posterior tratamento do efluente. A parte principal do tratamento é a sedimentação nos clarificadores primários, com tempo de retenção de poucas horas onde a matéria orgânica em suspensão é retirada. O material que sedimenta é chamado de lodo primário e deve ser constantemente removido para evitar fermentações anaeróbicas com formação de gás e conseqüente ressuspensão do material.

Os sólidos associam-se a bolhas de ar através da adição de agentes coagulantes (o mais utilizado é o sulfato de alumínio) e promovem a flotação, favorecendo a retirada deste material.

Para auxiliar no tratamento de coagulação/floculação são empregados os compostos sintéticos, denominados polieletrólitos, que são substâncias poliméricas com alto peso molecular, solúveis em água, contendo cargas elétricas em sua estrutura. O polieletrólito é uma substância que não é afetada pelo pH do meio e pode servir como coagulante, pois pode reduzir a carga efetiva das partículas coloidais (ECKENFELDER, 1989).

O lodo resultante deste processo pode ser submetido à digestão anaeróbia. A maioria dos microrganismos presentes está associada aos sólidos em suspensão, sendo removido no tratamento primário. Após o tratamento primário, o efluente tem a turbidez e nível de patogênicos reduzidos, mas apresenta pouca redução do DBO, devido à persistência de sólidos dissolvidos.

2.4.3. Tratamento oxidativo

Em busca de tecnologias limpas, com alto poder de destruição dos poluentes, surgiram os Processos Oxidativos Avançados (POAs), altamente eficientes para destruir substâncias orgânicas de difícil degradação (STEENSEN, 1997).

Os POAs são processos que envolvem a geração de radicais hidroxila ($\bullet\text{OH}$), altamente reativos, que tem a capacidade de destruição total de muitos poluentes orgânicos presentes em águas poluídas.

O processo oxidativo avançado pode empregar o reativo de fenton e apresenta-se como uma alternativa de pré-tratamento e/ou pós-tratamento que pode ser associada aos processos de tratamento biológico, já que este tipo de tratamento é o mais utilizado, no sentido de aumentar a biodegradabilidade do lixiviado, minimizando ou aumentando o tamanho das lagoas.

2.4.4. Tratamento biológico

O objetivo do tratamento biológico dos lixiviados de aterros é transformar os constituintes orgânicos em compostos estáveis, com redução eficiente de DBO, DQO e nitrogênio amoniacal do líquido tratado. Os principais microrganismos envolvidos no processo são as bactérias, protozoários, algas e fungos. Destes, as bactérias são os principais agentes de transformação da matéria orgânica (FERNANDES *et al.*, 2006).

O tipo de biodegradação que ocorre em determinado processo biológico de tratamento é definido pela tecnologia empregada. Geralmente os processos anaeróbios empregam lagoas anaeróbias, reatores de fluxo ascendente ou fluxo horizontal, filtros biológicos anaeróbios. Os processos aeróbios ocorrem em lagoas facultativas e aeróbias, lagoas aeradas, lodos ativados e suas variações, e filtros biológicos aeróbios. Os processos biológicos são condicionados pelas condições físicas e químicas do meio em que ocorre o tratamento (FERNANDES *op. cit.*).

Fatores como a biodegradabilidade do substrato, pH, disponibilidade de nutrientes, existência de componentes tóxicos, temperatura, tempo de contato e ocorrência de oxigênio dissolvido vão influir diretamente no desempenho do processo (FERNANDES *op. cit.*).

2.4.5. Nanofiltração

A literatura relata que a nanofiltração é eficiente na redução de matéria orgânica, pois este processo consegue separar os íons monovalentes e bivalentes agregados no material orgânico, dificultando assim a redução do cloreto e do sódio, que sozinhos podem passar livremente pelos poros das membranas utilizadas neste processo (PETERS, 1998).

De acordo com o estudo realizado por Peters (*op. cit.*) a aplicação de módulos com membrana de nanofiltração para efluentes específicos como o lixiviado, deve ser projetada de forma adequada para aperfeiçoar a interação dos fluxos e de parâmetros tais como: o fluxo de água através da membrana, a queda de pressão, a limpeza eficiente das membranas, a possibilidade de operar com micro-partículas e também a obtenção de uma boa relação entre custo/desempenho.

A nanofiltração remove substâncias dissolvidas, todo o material suspenso, bactérias e vírus. É uma opção de tratamento especialmente interessante com respeito a água de reuso. A desvantagem desta configuração de processo é o custo alto por causa da quantia enorme de água a ser tratada (TREBOUET *et al.*, 1999). O concentrado proveniente da nanofiltração poderia ser re-circulado em filtros biológicos ou diretamente disposto. O fluido purificado poderia ser alimentado à fase biológica ou usado para recuperação de nitrogênio.

Os resultados mostram que nanofiltração pode ser utilizada para redução de amônia. Conseguiu-se uma redução de até 66% de amônia na nanofiltração de lixiviado não-biologicamente tratado com antecedência, enquanto no tratamento combinado foi obtida 90% redução global (MARTTINEN *et al.*, 2002).

2.4.6. Recirculação

A recirculação do lixiviado pode ser considerada um método de tratamento. Além de reduzir o volume por evaporação, aumenta a degradação anaeróbia no interior do aterro com a conversão dos ácidos orgânicos em CH₄ e CO₂, promovendo a melhor distribuição de nutrientes e umidade. É uma técnica que se adapta às condições ambientais do Brasil, como temperatura, ventos e irradiação solar que favorecem a evaporação (ANDRADE, 2001; MOTA, 1997; FERREIRA, 2000).

Estudos mostraram que esta técnica aumentou a eficiência de compactação do aterro, facilitando o reaproveitamento posterior do terreno e diminuindo o tempo necessário para estabilização do aterro (REINHART & AL-YOUSFI, 1996 *apud* FERREIRA, 2000).

2.4.7. *Wetland*

Os *wetlands* são descritos como sistemas artificiais, que têm como princípio básico a modificação da qualidade da água que ocorre nos *wetlands* naturais como várzeas dos rios, igapós da Amazônia, banhados, pântanos, manguezais etc. As propriedades dos *wetlands* incluem alta produtividade das plantas presentes, existência de grandes superfícies de adsorção no solo e nas plantas, presença de regiões aeróbias e anaeróbicas e população de microrganismos ativos (URBANIC-BERCIC, 1994 *apud* MANNARINO *et al.*, 2006). Ressalta-se ainda o custo relativamente baixo de implantação de tais sistemas e a pouca demanda técnica para a sua operação (MANNARINO *et al.*, 2006).

2.5. BIODEGRADAÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS

Os resíduos sólidos dos aterros por apresentarem uma composição parte orgânica e parte inorgânica sofrem processos de oxidação e decomposição na presença ou ausência de oxigênio e água (MONTEIRO, 2003).

Os principais fatores que influenciam a biodegradabilidade nos aterros são: granulometria, composição e idade do resíduo, temperatura no aterro, aspectos quantitativos e qualitativos de nutrientes, pH dos líquidos presentes no aterro e densidade e grau de compactação dos resíduos (KELLER *et al.*, 2002; OLIVEIRA, 2002).

Segundo Barlaz *et al.* (1990) a pesquisa fundamental sobre a decomposição dos resíduos sólidos tem sido relegada a segundo plano. Estudos referentes à microbiologia e bioquímica devem ter maior importância, principalmente quanto a hidrólise e a fermentação da matéria complexa (MONTEIRO, 2003).

A decomposição dos resíduos sólidos nos aterros é realizada em três etapas: aeróbia, anaeróbia ácida e anaeróbia metanogênica. A fase aeróbia apresenta curta duração e é responsável por uma parcela curta da decomposição. A fase anaeróbia pode ser dividida em duas etapas: etapa hidrolítica, onde as enzimas extracelulares dos microrganismos desdobram as cadeias complexas dos compostos orgânicos em cadeias mais simples, e a etapa fermentativa, onde os compostos simples passam por processos de fermentação ácida. A fase anaeróbia metanogênica é a etapa final do processo de degradação, onde os compostos orgânicos são transformados em dióxido de carbono e

metano. A Figura 2.1 apresentada a seguir mostra de forma esquematizada o processo de biodegradação do lixo.

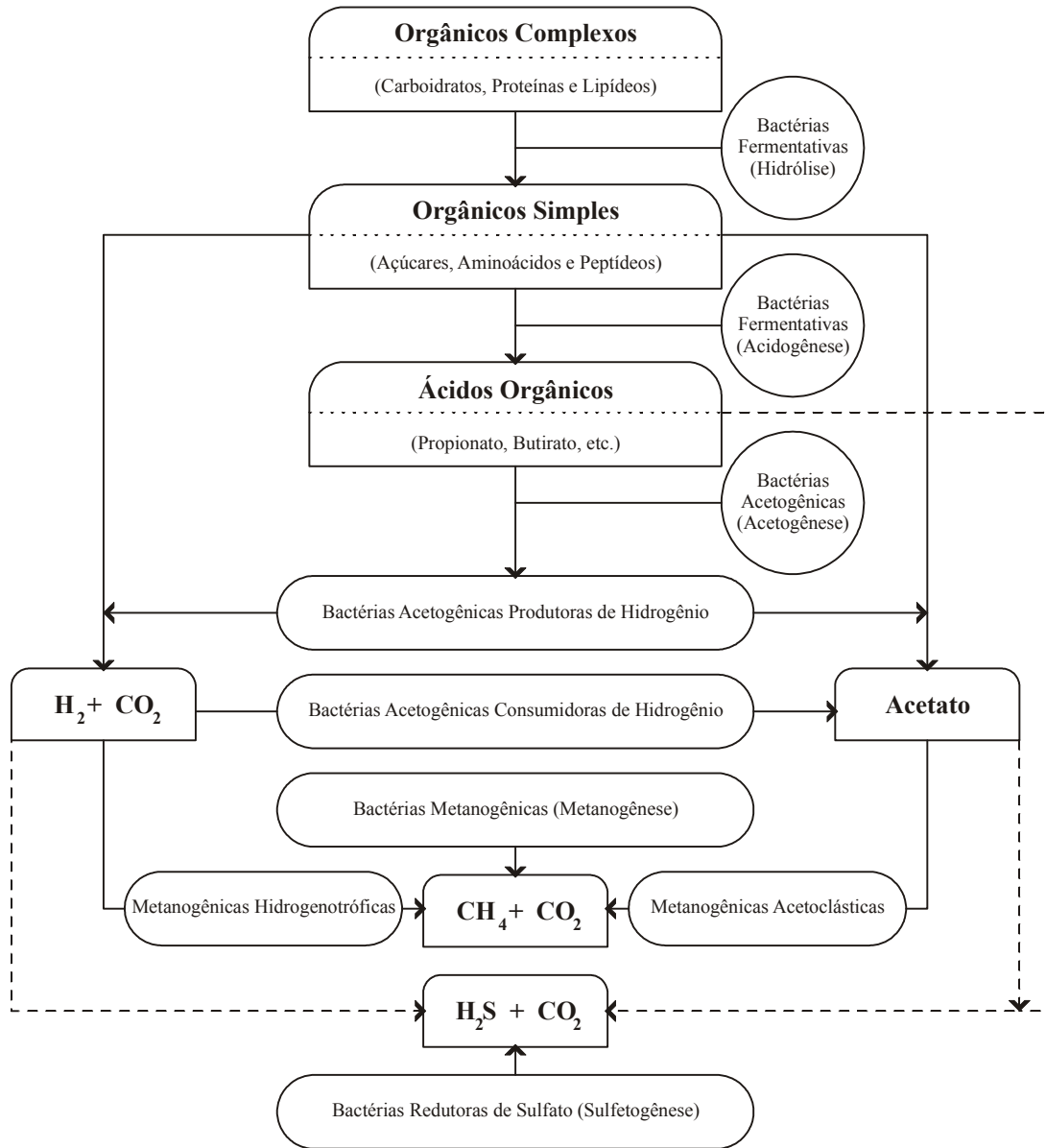


Figura 2.1. Seqüências metabólicas e grupos envolvidos na região anaeróbia do aterro de RSU (Fonte: CHERNICHARO, 2000).

2.5.1. Microbiologia

As bactérias são microrganismos do reino monera, procariotas (sem núcleo definido), unicelulares, quimio-heterotróficos ou quimioautotróficas, dependendo da espécie, e se reproduzem por divisão binária simples. A célula bacteriana é composta basicamente por parede celular, estrutura rígida que dá forma à célula; e membrana citoplasmática (interna à parede celular), que envolve o citoplasma. Bactérias não possuem membrana envolvendo o núcleo, como os seres eucariotas. Muitas bactérias

possuem flagelos – estruturas filamentosas para locomoção. A parede celular é permeável e a membrana citoplasmática é semipermeável e seletiva e controla a passagem de nutrientes e substâncias a serem excretadas para dentro e para fora da célula, respectivamente (GONÇALVES 2003).

A classificação mais amplamente aceita leva em consideração as características da parede celular, da forma e do arranjo das células, propriedades nutricionais e metabólicas, motilidade e necessidades de oxigênio (Krieg & Holt, 1984). Em grande medida, a identificação laboratorial rotineira das bactérias é baseada em respostas bioquímicas decorrentes da utilização de nutrientes específicos empregados como base para formulação de meios de cultura e de condições físicas requeridas para o crescimento. Entretanto, a biologia molecular ganha cada vez mais destaque, tanto nos esforços de classificação taxonômica quanto na identificação de bactérias (GONÇALVES 2003).

Como postulado geral, pode-se afirmar que as bactérias patogênicas necessitam da disponibilidade de nutrientes, pouca competição e predação e temperatura, pH e umidade adequados para se reproduzirem. Essas condições determinam a capacidade de sobrevivência das bactérias no meio ambiente, a qual varia de acordo com a espécie, mas que de modo geral se situa em torno de duas semanas na água e no solo (GONÇALVES 2003).

As bactérias são os organismos patogênicos mais sensíveis à ação de desinfetantes físicos e químicos e, portanto, são de inativação relativamente fácil em estações de tratamento de esgotos com tempo prolongado de exposição à ação dos raios solares ultravioleta (tempo de detenção hidráulica) ou com unidades de desinfecção (GONÇALVES 2003).

Paralelamente à desinfecção propriamente dita, a redução na contagem bacteriana de água contaminada pode ocorrer por diluição, redução física e morte natural. O mecanismo de morte natural depende de fatores como a presença da luz solar; variações da temperatura; aumento da salinidade ou da concentração de íons tóxicos, como os metais pesados; presença de bacteriófagos; parasitismo; predação e “lise” (WERF, 1995 in GONÇALVES 2003).

Em termos bioquímicos, as bactérias anaeróbias têm uma taxa metabólica e de reprodução mais lenta do que as bactérias aeróbias. As bactérias são muito versáteis

metabolicamente, com representantes em todos os grupos, e algumas delas mudam seu sistema enzimático em função das condições do meio (GONÇALVES 2003).

A maioria das bactérias possui no máximo três enzimas, enquanto os fungos e os actinomicetos podem possuir mais. Cada enzima consegue catalisar um único processo bioquímico do processo de decomposição, de modo que o processo completo de decomposição é uma seqüência de oxidações e reduções de uma substância orgânica até sua transformação final em água e gás carbônico. A mineralização completa do material orgânico só ocorre em condições de aerobiose. Em condições de anaerobiose, ou na presença de substratos orgânicos recalcitrantes, produtos intermediários são formados por meio de processos fermentativos ou alcoólicos, por exemplo (GONÇALVES 2003).

A utilização de microrganismos no saneamento básico e ambiental é prática comum desde os primórdios do desenvolvimento dos processos biológicos de tratamento de águas residuárias e resíduos sólidos (VAZOLLER, 2001a). Sua utilização cabe no aspecto do tratamento de águas residuárias, assim como, na indicação de possíveis variações no meio ambiente que denotem desequilíbrios causados por contaminações. A detecção e quantificação de todos os microrganismos patogênicos potencialmente presentes na água é laboriosa, demanda tempo, os custos são elevados e nem sempre se obtêm resultados positivos ou que confirmem a presença do microrganismo.

A escolha de qual microrganismo é difícil, pois um microrganismo que possa ser indicador, de acordo com Feachem (1983), deve apresentar as seguintes características:

- Ser membro normal da flora intestinal dos indivíduos sadios;
- Habitar exclusivamente o intestino e conseqüentemente ser de origem exclusivamente fecal quando encontrado no ambiente aquático;
- Ser exclusivamente de origem humana (não satisfeito por qualquer bactéria indicadora atualmente em uso);
- Estar presente sempre que patogênicos de origem fecal estiverem presentes;
- Estar presente em maior número do que os patogênicos fecais;
- Ser incapaz de crescer em ambiente externo ao intestino e apresentar taxa de inativação inferior aos patogênicos de origem fecal;
- Ser resistente aos fatores antagônicos naturais e aos processos de tratamento de águas e de esgotos em grau igual ou maior do que os patogênicos de origem fecal;

- Ser fácil de ser detectado e contado;
- Não ser patogênico.

A contaminação do solo, por exemplo, por metais ocasiona uma alteração na comunidade microbiana, selecionando organismos tolerantes. Algumas espécies podem ser eliminadas, enquanto outras aumentam em abundância. Esta substituição de espécies nem sempre reflete alterações nas atividades bioquímicas ou biomassa microbiana do solo. Assim, torna-se necessário estabelecer indicadores confiáveis que sejam sensíveis a estresses ambientais. Os indicadores microbiológicos regulam os processos ecológicos do solo e refletem as condições de manejos atuais (GILLER *et al.*, 1998). Stenberg (1999) enfatiza que nenhum indicador individualmente conseguirá descrever e quantificar todos os aspectos da qualidade do solo. Assim, um número de indicadores deve ser selecionado.

A microbiota tem uma função essencial na decomposição da matéria orgânica. Reduções na sua diversidade ou abundância podem afetar a ciclagem de nutrientes (GILLER *et al.*, 1998).

Os principais nutrientes inorgânicos de que os microrganismos necessitam são: nitrogênio, fósforo, enxofre, potássio, magnésio, cálcio, ferro, sódio. Os micronutrientes são: zinco, selênio, cobalto, cobre e níquel. Também necessitam de carbono para a síntese dos componentes celulares responsáveis pela sua adaptação ao meio e crescimento (TCHOBANOGLOUS *et al.*, 1994).

2.5.2. Microrganismos Presentes nos Resíduos Sólidos

Na realidade um aterro sanitário funciona como um grande reator biológico, dentro dele ocorrem processos de conversão anaeróbia, caracterizados por várias reações seqüenciais. Cada conjunto de reações ocorre pela ação de uma população bacteriana específica, distinguindo-se quatro etapas diferentes: hidrólise, acidogênese, acetogênese e a metanogênese (CAMPOS, 1999).

Os microrganismos presentes nos resíduos sólidos se dividem nas três fases de degradação. Vazoller (2001a) apresenta na Tabela 2.3 as principais espécies de bactérias e protozoários.

Tabela 2.3. Espécies de bactérias e protozoários presentes nos processos de degradação.

Tipos de Microrganismos	Espécies mais representativas
Bactérias heterotróficas	<i>Pseudomonas</i> sp, <i>Zooglea ramigera</i> , <i>Achromobacter</i> sp, <i>Flavobacterium</i> sp, <i>Bdellovibrio</i> sp, <i>Mycobacterium</i> sp, <i>Alcaligenes</i> sp, <i>Arthrobacter</i> sp e <i>Citromonas</i> sp
Bactérias filamentosas	<i>Spaherotillus natans</i> , <i>Beggiatoa</i> sp, <i>Thiothrix</i> sp, <i>Leucothrix</i> sp, <i>Microthrix</i> <i>parvicela</i> , <i>Nocardia</i> sp, <i>Nostocoidia</i> <i>limicola</i> , <i>Haliscomenobacter hydrossis</i> , <i>Flexibacter</i> sp e <i>Geotrichum</i> sp
Bactérias nitrificantes	<i>Nitrosomonas</i> sp e <i>Nitrobacter</i> sp
Protozoários	<i>Arcella discoides</i> , <i>Amoeba</i> sp, <i>Aspidisca</i> <i>costata</i> , <i>Trachelophyllum</i> sp, <i>Paramecium</i> sp, <i>Dininium</i> sp, <i>Chilodenella</i> sp, <i>Spiromonas</i> sp, <i>Bodo</i> sp, <i>Euglena</i> sp, <i>Monas</i> sp, <i>Cercobodo</i> sp
Bactérias envolvidas na hidrólise e acidogênese	<i>Clostridium</i> , <i>Acetivibrio cellulolyticus</i> , <i>Bacteroides succinogenes</i> , <i>Butyrivibrio</i> <i>fibrisolvens</i> , <i>Eubacterium cellulosolvens</i> , <i>Bacillus</i> sp, <i>Selemonas</i> sp, <i>Megasphaera</i> sp, <i>Lachnospira multiparus</i> , <i>Peptococcus</i> <i>anaerobicus</i> , <i>Bifidobacterium</i> sp, <i>Staphylococcus</i> sp
Bactérias envolvidas na acetogênese	<i>Syntrophomonas wolinii</i> , <i>S wolfei</i> , <i>Syntrophus buswellii</i> , <i>Clostridium bryantii</i> , <i>Acetobacterium woddii</i> , várias bactérias redutoras do íon sulfato – <i>Desulfovibrio</i> sp, <i>Desulfotomaculum</i> sp
Bactérias envolvidas na metanogênese acetoclástica	<i>Methanosercina</i> sp e <i>Methanotrix</i> sp
Bactérias envolvidas na metanogênese hidrogenotrófica	<i>Methanobacterium</i> sp, <i>Methanobrevibacter</i> sp e <i>Methanospirillum</i> sp

Fonte: VAZOLLER, 2001a

O conhecimento da complexa microbiota de interesse por causa da biodegradação nos aterros é de fundamental importância, pois a disposição no solo é largamente utilizada (HUANG *et al.*, 2005; VAZOLLER, 2001b).

A determinação da contaminação e detecção de agentes patogênicos é feita com estudos de organismos indicadores de contaminação fecal. Estes organismos não são necessariamente patogênicos, mas indicam quando a água está contaminada com fezes humanas ou animais, bem como podem determinar o potencial de transmitir doenças. Os organismos mais utilizados para este fim são do grupo coliforme e os principais

indicadores são: coliformes totais (CT), coliformes fecais ou termotolerantes (CF) e *Streptococcus faecalis* (EF) (SANTOS, 2003).

Os coliformes totais e fecais atuam como indicadores de lançamentos orgânicos, sendo expressos em densidade, ou seja, como o “número mais provável” (NMP) em cada 100 mL. Já o *Streptococcus faecalis* é um subgrupo importante por tratar-se de espécies do gênero *Streptococcus* que ocorrem apenas no trato intestinal do homem e de animais de sangue quente (MONTEIRO, 2003).

O extensivo emprego dos coliformes fecais como indicadores microbiológicos de qualidade da água e fundamentado pela inexequibilidade do monitoramento individual dos diversos parasitos presentes nas águas naturais. Todavia, a despeito dos avanços, tem sido constatada a fragilidade deste controle embora de grande praticidade, a análise de coliformes não garante a ausência de outros organismos patogênicos nas águas, mais resistentes (APHA, 1980; HAGLER e MENDONÇA-HAGLER, 1981; ORMEROD *et al.*, 1982).

Em relação a outros indicadores, pode-se citar:

- *Enterococcus* fecais é uma bactéria Gram-positiva, anaeróbica facultativa, coco com ocorrência solitária, em pares ou pequenas cadeias. Constituem um grupo de bactérias reconhecidas como indicadores de contaminação fecal desde o início do século passado, porém sua utilização só se fez efetiva após 1950. O *habitat* normal desse grupo de bactérias pode ser o trato intestinal humano e de outros animais, e normalmente evidenciam maior persistência e sobrevivência no solo, vegetais e alimentos. São mais resistentes à desidratação, ação de desinfetantes e às flutuações de temperatura;
- Bactérias Heterotróficas: a contagem de organismos heterotróficos pode refletir o nível de matéria orgânica assimilável pela microflora presente;
- *Staphylococcus aureus* pertence a um grupo de microrganismos Gram-positivos, não formadores de esporos. Os estafilococos são anaeróbios facultativos, ou seja, podem viver em meios aeróbios, usando oxigênio ou anaeróbios através de fermentação, mas crescem muito mais rápido aerobicamente. Não têm flagelo nem cílios, logo são incapazes de se mover por si só. A sua temperatura preferida é de 37°C, a mesma do

corpo humano. Esta bactéria é encontrada na cavidade nasal e na pele de pessoas normais e também de animais. É capaz de produzir enterotoxinas termorresistentes que causam uma doença no homem, denominada intoxicação estafilocócica. A quantidade necessária para desencadear a intoxicação em um adulto é de 1 micrograma, que corresponde à quantidade encontrada no alimento quando a contaminação por *Staphylococcus aureus* atinge 100.000 células por grama. Por sua resistência ao cloro usado no tratamento da água é recomendado como indicador de contaminação em piscinas, sendo responsável por infecções de pele e olhos tendo grande importância em águas balneáveis;

- *Pseudomonas aeruginosa* são bastonetes curtos e Gram-negativos. Tem sido a responsável pela maioria dos casos de doença infecciosa no homem. Trata-se de um microrganismo oportunista, isto é, causa doença somente em condições especiais, quando o organismo humano está debilitado por algum motivo, como, por exemplo, processos cirúrgicos e queimaduras. Nesses casos esse microrganismo pode causar bacteremias bem severas. Além disso, *Pseudomonas aeruginosa*, bem como outras espécies de *Pseudomonas*, apresentam grande importância para a indústria de alimentos, pois são microrganismos causadores de deterioração. As doenças causadas por *Pseudomonas aeruginosa* são infecções localizadas, decorrentes de uma contaminação oportunista. Este microrganismo pode causar infecções urinárias e respiratórias, pneumonias, meningites, endocardites e diversos outros tipos de infecção. Entretanto não há registro de gastroenterite em humanos causada por esse microrganismo. *Pseudomonas aeruginosa* é normalmente encontrada no solo, água e vegetais. Ocorre em frequência baixa também na pele, garganta e fezes das pessoas saudáveis. Nos hospitais as vias de transmissão são os desinfetantes, respiradores artificiais, alimentos e água, daí a necessidade de controlar a presença desse microrganismo nesses ambientes. O uso indiscriminado de antibióticos na terapia médica tem contribuído para o aumento da incidência de *Pseudomonas* resistentes a esse tipo de medicamento, tornando sua erradicação do ambiente hospitalar cada vez mais difícil. É uma bactéria

patogênica de larga distribuição e tem especial importância em águas balneáveis, podendo causar infecção de ouvido, olhos etc.

- *Clostridium perfringens*: é utilizado como indicador bacteriológico de contaminação fecal, pois sua incidência no meio aquático está constantemente associada a dejetos humanos, sendo sua presença detectada em fezes, esgotos e águas poluídas. Por serem esporuladas, essas bactérias apresentam grande resistência aos desinfetantes e às condições desfavoráveis do meio ambiente. A longevidade de seus esporos na água é útil na detecção de contaminação fecal remota em situações em que os outros indicadores menos resistentes, como *E. coli*, já não estão mais presentes.

2.5.3. Fatores que Interferem nos Processos Biodegradativos

Para que ocorra um crescimento bacteriano satisfatório há a necessidade de condições mínimas para a sobrevivência dos microrganismos e sua reprodução (TÓRTORA, 2000). Portanto vários fatores devem estar equilibrados para que o crescimento bacteriano aconteça, e entre estes fatores pode-se citar:

- pH

Em ambientes naturais o pH varia de 0,5 a 10,5 e grande parte dos procaríotos de vida livre cresce em uma escala superior a 3 unidades de pH. Cada microrganismo tem uma faixa específica de pH para sua sobrevivência, podendo ser classificados como: acidófilos, neutrófilos e basófilos.

- Temperatura

Da mesma forma a temperatura tem papel importante na degradação dos resíduos e as várias faixas de variação onde os microrganismos melhor se adaptam. Na temperatura mínima as enzimas trabalham com menor eficiência e na temperatura máxima ocorre a desnaturação das suas proteínas (BARBOSA & TORRES, 1999).

- Alcalinidade

A alcalinidade pode minimizar a ação inibidora dos metais pesados no meio, sendo um antagonista (POVINELLI, 1987). Ela provoca a neutralização da acidez aumentando o pH.

- Teor de umidade

Os microrganismos dependem de um meio aquoso para atingir o seu pleno crescimento. A água fornece nutriente e possibilita o transporte de enzimas e de outros metabólitos no processo de decomposição (HALVADAKIS *et al.*, 1983).

2.6. MONITORAMENTO

A avaliação, monitoramento e acompanhamento da contaminação provocada por aterros de resíduos é uma questão complexa e de longo prazo. O monitoramento de aterros pode ser considerado como um conjunto de medidas adotadas para avaliar os impactos e riscos ambientais que podem ser causados. Permite determinar a eficiência real dos sistemas de proteção ambiental e assegurar que sejam suficientes para manter as emissões sob controle ao longo do tempo.

Se o monitoramento se dá nos resíduos sólidos, ou, mais especificamente, na área de disposição final, os parâmetros mais empregados são a temperatura e os recalques. Pessin *et al.* (2003) recomendam, no mínimo, dois parâmetros de monitoramento de lixiviados: pH e DQO. Além destes citam, também: DBO, nitrogênio total, nitrogênio amoniacal e fosfatos totais, dependendo do modelo operacional dos sistemas. Já Al-Muzaini *et al.*, 1995; Lo, 1996; Bernard *et al.*, 1997 recomendam entre os principais parâmetros a demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), medida após cinco dias de incubação (DBO5), carbono orgânico total (COT), nitrogênio total (N-total) e amoniacal (N-NH₃), alcalinidade e pH.

A seguir serão apresentados dados obtidos em diferentes trabalhos tabulados como ilustração. Ressalta-se que quaisquer comparações de resultados relacionados à lixiviados são complexas, pois envolvem aspectos que devem levar em consideração a idade do aterro, sua caracterização ambiental, forma de operação, diferentes tratamentos e composição do lixo aterrado.

Os resultados apresentados na Tabela 2.4 correspondem aos valores de caracterização do lixiviado obtidos em diversas regiões brasileiras.

Tabela 2.4. Composição do lixiviado de aterros sanitários de diferentes localidades brasileiras e suas faixas de variação mais frequentes.

Parâmetro*	pH	Alcalinidade	Condutividade	Cloretos	DQO	SST	Nitrogênio Amoniacal
Santo André SP ¹	6,90-8,65	-	-	-	2600-8050	1230-3350	25-1000
Bandeirantes SP ¹	7,14-8,50	-	-	-	5500-7150	3560-5100	62-220
Itapecerica da Serra – SP ¹	7,05-7,14	-	-	-	2560-3700	1320-2760	-
Caucáia – CE ²	7,65-8,35	-	-	-	442-2521	2950-11860	65-425
São Giácomo Caxias do Sul - RS ³	5,71-8,40	-	-	-	558-49680	-	0,6-1258
Gramacho-RJ ⁴	8,0	-	-	3534	3275	-	934
Chorume do Jockey Club-DF ⁵	7,4-7,7	-	-	-	-	-	955
Jangurussu-CE ⁶	8,5	3325	-	4204	6027	-	526
Niterói-RJ ⁷	7,7-8,7	372	6200	22-42	5200-11500	-	-
Porto Alegre-RS ⁸	7,6	-	-	-	298	-	47,3
Biguaçu-SC ⁹	7,43-7,57	-	-	-	2370-8480	-	-
Muribeca – PE ¹⁰	7,8	5015	8900	-	1230	-	-
Bangu – RJ ¹¹	7,9	-	10872	2499	3789	-	1787
Pirai – RJ ¹²	76,9-8,2	495-7393	-	221-2199	57-2435	31-984	45-383

(*) valores em mg/L, exceto pH, adimensional e condutividade, mS/cm.

¹ MORAES *et al.*, 1995; ² CAPELO NETO & MOTA, 1999; ³ PESSIN *et al.*, 1998; ⁴ FERREIRA *et al.*(2000); ⁵SANTOS, 1996 *apud* OLIVEIRA *et al.* (1998); ⁶OLIVEIRA *et al.* (1998); ⁷SISINNO & MOREIRA (1996); ⁸ KUAJARA *et al.* (1997); ⁹LUZ (1998); ¹⁰ Melo & Jucá (1998); ¹¹ COMLURB (2003); ¹² Fernandes *et al.* (2006)

Fonte: Adaptado de Gomes *et al.*, 2006; Silva, 2002; Giordano, 2003

Os resultados apresentados na Tabela 2.5 revelam as características do lixiviado do aterro de Gramacho/RJ analisados em períodos diferentes pela COPPE, UERJ e por empresas de tecnologia ambiental.

Tabela 2.5. Composição do lixiviado do Aterro de Gramacho/RJ em diferentes trabalhos e épocas.

Parâmetro	pH	Condutividade ($\mu\text{S/cm}$)	Cloretos (mg/L)	DQO (mg/L)	Nitrogênio Amoniacal (mg/L)
COPPE-UFRJ (1991)	8,3	-	15540	9590	-
CAMMAROTA (1994)	8,3	-	8169	6924	-
GEOPROJETOS (1995)	7,9	-	-	8805	-
BARBOSA (1996)	6,4	12,7	7045	-	1330
HIDROQUIMICA (1997)	8,2	-	-	3792	-
TECMA (1998)	8,0	-	3534	2694	-
BILA (2000)	8,2	-	3700	3096	-
RITTER (2000)	-	-	5735	-	1561
RITTER (2001)	8,8	25,7	5398	-	1519
RITTER (2003)	7,9	24,4	4367	-	1815
FERNANDES (2005)	8,3	18	4175	2665	1116

Fonte: Adaptado de Silva (2002), Ritter & Campos (2006), Fernandes *et al.* (2006).

A Tabela 2.6 apresenta um resumo dos resultados de Monteiro (2003) para parâmetros microbiológicos no Aterro de Muribeca (Recife – PE), Giordano (2003) no Aterros de Gramacho e Pirai e Sisinno (1995) no Aterro Controlado do Morro do Céu. Vale ressaltar que as técnicas utilizadas para análises das amostras foram diferenciadas das utilizadas no presente estudo para algumas espécies.

Tabela 2.6. Resultados dos parâmetros microbiológicos encontrados por Monteiro (2003), Giordano (2003) e Sisinno (1995) em ordem de grandeza.

Local/ Parâmetros*	CT	CF	<i>S. aureus</i>	<i>P. aeruginosa</i>	<i>C. perfringens</i>	<i>Enterococcus</i>
Aterro da Muribeca (PE)	10^5	10^4 a 10^5	10^3 a 10^4	10^2 a 10^3	10^3 a 10^4	-
Aterro de Gramacho (RJ)	10^6 a 10^7	-	-	-	-	10^5 e 10^6
Aterro de Pirai (RJ)	10^7	-	-	-	-	10^4
Aterro de Morro do Céu (RJ)	10^2	10^2				

(*) valores expressos em NMP/100 mL.

CAPÍTULO 3. DESCRIÇÃO DA MACRO-REGIÃO EM ESTUDO

Será apresentada a seguir uma breve caracterização do município de Duque de Caxias, local onde se encontra o Aterro Metropolitano de Gramacho, da Baía de Guanabara, corpo receptor do efluente do aterro, e do Aterro de Gramacho com um breve histórico e dados gerais de seu funcionamento.

3.1. MUNICÍPIO ONDE SE LOCALIZA O ATERRO METROPOLITANO DE GRAMACHO: DUQUE DE CAXIAS

O município limita-se ao Norte com Petrópolis e Miguel Pereira; ao Leste com a Baía da Guanabara e Magé; ao Sul com a cidade do Rio de Janeiro e ao Oeste com São João de Meriti, Belford Roxo e Nova Iguaçu. Caxias possui clima quente, porém, os 3º e 4º distritos (Imbariê e Xerém) têm temperatura amena em virtude da área verde e da proximidade da Serra dos Órgãos.

O Rio Meriti separa o município de Duque de Caxias da cidade do Rio de Janeiro e o Rio Iguaçu delimita Duque de Caxias de Nova Iguaçu. Já o Rio Sarapuí faz a divisão entre o 1º e o 2º distrito e o Rio Saracuruna separa o 2º do 3º distrito. Sua população aproximada é de 842.890 habitantes segundo o IBGE (2005), divididos em 40 bairros e quatro distritos. O Aterro de Gramacho localiza-se no 1º distrito (Centro).

As principais atividades econômicas são provenientes das indústrias e do comércio. Há cerca de 700 indústrias e 10 mil estabelecimentos comerciais instalados no município. Segundo pesquisa do IBGE (Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística), o município de Duque de Caxias registra o sexto maior PIB (Produto Interno Bruto 1999 - 2002) de R\$ 14,06 bilhões no ranking nacional e o segundo maior

do Estado do Rio de Janeiro. A cidade ocupa o segundo lugar no ranking de arrecadação de ICMS do Estado, perdendo somente para a capital.

A taxa de analfabetismo é de 11,29 %. O município conta com 149 escolas, sendo 14 creches e cinco Portais do Crescimento, creches que atuam contra a desnutrição infantil (Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística-IBGE, Censo Demográfico de 2000 e Fundação Centro de Informações e Dados do Rio de Janeiro-CIDE.)

O Índice de Desenvolvimento Humano (IDH 2000) do município é de 0,753, sendo classificado no estado em 52º, com expectativa de vida de 67,49 anos. Segundo o IBGE (2005) existem 24 estabelecimentos de saúde. As doenças de maior ocorrência na população foram a dengue, tuberculose, leptospirose, meningites em geral e hanseníase, doenças que estão diretamente associadas a condições de vida da população, à carência de infra-estrutura e à deficiência dos equipamentos de saúde.

3.1.1. História do município

O povoamento da região data do século XVI, quando foram doadas sesmarias da Capitania do Rio de Janeiro. Em 1568, Braz Cubas, provedor da Fazenda Real e das Capitanias de São Vicente e Santo Amaro recebeu, em doação de sesmaria, 3.000 braças de terras de testada para o mar e 9.000 braças de terras de fundo para o rio Meriti, ou mais propriamente “Miriti”, cortando o piaçabal da aldeia Jacotinga. Outro dos agraciados foi Cristóvão Monteiro que recebeu terras às margens do Iguaçu, parte das quais, daria origem a Duque de Caxias.

A atividade econômica que ensejou a ocupação do local foi a de cultivo da cana-de-açúcar. O milho, o feijão e o arroz tornaram-se, também, importantes produtos auxiliares durante esse período.

O ciclo da mineração, com o deslocamento do eixo econômico do Nordeste para o centro-sul, daria à região uma de suas funções mais expressivas, a de ponto obrigatório de passagem daqueles que se dirigiam para a região das minas ou de lá regressavam.

Sendo os “caminhos de terra firme” poucos, precários e perigosos, nada mais natural que o transporte fosse feito através dos rios, onde estes existissem. Aqui, os rios não faltavam e, integrados com a Baía da Guanabara, faziam do local um ponto de

união entre esta e os caminhos que subiam a serra em direção ao interior. O Porto da Estrela foi o marco mais importante deste período de nossa história. À sua volta, cresceu um arraial que no século XIX foi transformado em município.

Apesar da decadência da mineração, a região manteve-se ainda “como ponto de descanso e abastecimento de tropeiros, como local de transbordo e trânsito de mercadorias”. Até o século XIX, o progresso local foi notável. Entretanto, a impiedosa devastação das matas trouxe como resultado, a obstrução dos rios e conseqüente transbordamento, o que favoreceu a formação de pântanos. Das águas paradas e poluídas surgiram mosquitos transmissores de terríveis febres.

Muitos fugiram do local que, praticamente, ficou inabitável. As terras antes salubres e férteis cobriram-se de vegetação própria dos mangues. Em 1850, a situação era de verdadeira calamidade, pois as epidemias surgiram, obrigando senhores de engenho a fugir para locais mais seguros. As propriedades foram sendo abandonadas. A situação era de grande penúria e assim permaneceria ainda por algumas décadas.

Em meados do século XIX, Meriti representava apenas um porto de escoamento de poucos produtos, dentre os quais a lenha e o carvão vegetal. A recuperação de Meriti começou a insinuar-se com o advento da estrada de ferro que levara tantas localidades ao ocaso – Estrela, Vila de Iguaçu, Porto das Caxias. Sob a égide da “maria-fumaça”, tudo se modificou. As hidrovias com seus barcos, portos e vilas, estavam com seus dias contados. Segundo o historiador Rogério Tôrres, a ferrovia, obedecendo à lógica do progresso, ditava novos traçados nos caminhos, fazendo surgir à volta de suas estações, povoados que se transformariam em populosas cidades. Quando a ferrovia atingiu o vale de Meriti, a região começou a sofrer os efeitos da expansão urbana da Cidade do Rio de Janeiro. Com a inauguração da “The Rio de Janeiro Northern Railway”, em 23 de abril de 1886, ficamos definitivamente ligados ao antigo Distrito Federal. Era o progresso que novamente se avizinhava. Entretanto, apesar dessa “insinuada recuperação”, que a ferrovia trouxera a Baixada continuava sofrendo com a falta de saneamento, fator de estancamento de seu progresso.

No início do século XX, as terras da Baixada serviam para aliviar as pressões demográficas da Cidade do Rio de Janeiro, já prenunciadas no “Bota Baixo” do prefeito Pereira Passos. Os dados estatísticos revelam que em 1910, a população era de 800 pessoas, passando em 1920, para 2920. O rápido crescimento populacional provocou o fracionamento e loteamento das antigas propriedades rurais, naquele momento,

improdutivas. O grande desenvolvimento pelo qual passava Meriti levou o Deputado Federal Dr. Manoel Reis a propor a criação do Distrito de Caxias. Dessa forma, através do Decreto Estadual 2559 de 14 de março de 1931, o Interventor Federal Plínio Casado elevou o local a 8o Distrito de Iguaçú.

Os anos 40 encontraram o distrito com uma população que já atingia a casa dos 100.000 habitantes. Nessa altura, já apresentávamos a característica de “dormitório”, pois, a população concentrava sua atividade profissional no Distrito Federal.

Em 31/12/1943, através do Decreto nº. 1055, foi criado o Município de Duque de Caxias. Porém, somente em 1947, foi eleito o primeiro prefeito por voto popular, tendo a Câmara Municipal sido instalada no mesmo ano.

3.2. CORPO RECEPTOR DO LIXIVIADO DO ATERRO METROPOLITANO DE GRAMACHO: **BAÍA DE GUANABARA**

A Baía de Guanabara (Figura 3.1), segunda maior baía do litoral brasileiro, possui uma área de cerca de 380km² da qual 56 km² ocupada por ilhas, a baía apresenta uma superfície de água da ordem de 328 km² e um volume médio de água de 1,87 x 10⁹ m³ (Kjerfve *et al.* 1997), englobando praticamente toda a Região Metropolitana do Estado do Rio de Janeiro. Esta delimitada pelas latitudes 22°40'S e 23°00'S e pelas longitudes 43°00'W e 43°20'W. A bacia de drenagem voltada para a baía abrange uma área de 4.080 km², é composta por 32 sub-bacias, sendo drenada por 45 rios e canais. Destes, apenas seis respondem por 85% da descarga média anual de 100 m³s⁻¹ (JICA 1994 *apud* Kjerfve 1997).

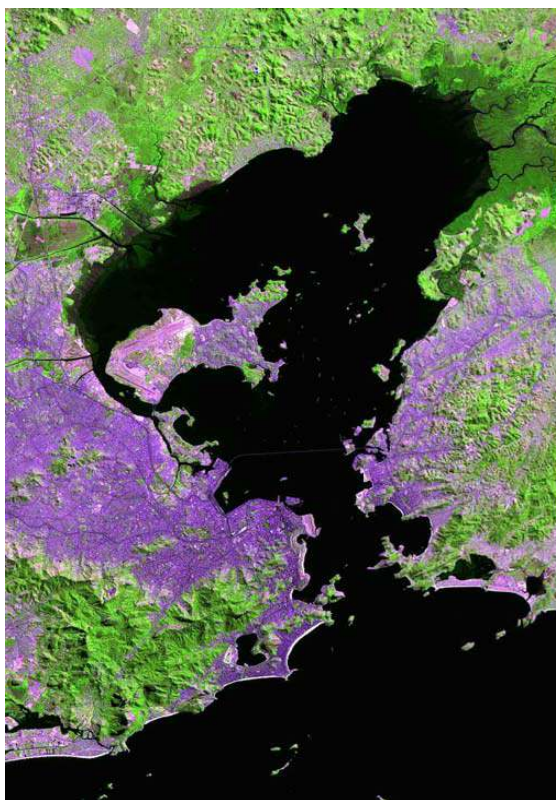


Figura 3.1. Baía de Guanabara. Fonte: Miranda & Coutinho, 2004.

A taxa média mensal de aporte de água doce foi calculada por Kjerfve *et al.* (1997) em $100 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, incluindo $25 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ de descarga doméstica oriunda do abastecimento de água domiciliar oriunda de bombeamento do rio Paraíba do Sul, com valores variando entre um mínimo de $33 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ em julho e um máximo de $186 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ em janeiro. O aporte de sedimentos, e seu incremento em função de desmatamentos e retificação de canais fluviais, têm levado, de uma maneira geral, a um aumento substancial da taxa média de assoreamento (Amador 1980) (Figura 3.2).



Figura 3.2. Assoreamento e poluição no fundo da Baía de Guanabara.

O tempo médio de renovação de 50% da água da baía é de apenas de 11,4 dias (Kjerfve *et al.* 1997), o que explica a qualidade relativamente boa da água na metade distal da baía. Para o interior da baía este tempo é mais longo e o maior aporte de poluentes, principalmente na metade oeste da baía (Mayr *et al.* 1989), cria zonas altamente poluídas apresentando elevados teores de compostos de fósforo e nitrogênio, elevadas concentrações de clorofila a e coliformes fecais, assim como baixas concentrações de oxigênio dissolvido.

Devido à sua posição estratégica, a Baía de Guanabara sempre atraiu o interesse dos homens, desde o período da colonização, levando à fundação e desenvolvimento da cidade do Rio de Janeiro, às suas margens, devido às vantagens fornecidas pelas suas águas abrigadas. Portanto, a história de degradação da baía está diretamente relacionada ao "desenvolvimento" (crescimento) dos centros urbanos a ela associados.

Desde os primórdios do surgimento e expansão da cidade do Rio de Janeiro, o homem "lutou" contra o meio ambiente, que no caso era dominado por lagoas, brejos, pântanos e manguezais, localizados entre o mar e a montanha. Portanto essa realidade física moldou, principalmente nos momentos iniciais da expansão da cidade do Rio de Janeiro, a distribuição espacial do homem que ali se fixava.

Em relação à área ocupada por manguezais na baía, Amador (1996) estima que a mesma era de cerca de 257,9 km², dos quais 179,1 km² ocupavam o fundo da baía entre o rio Suruí (Magé) e a Ponta de Itaoca (São Gonçalo). No que se refere à cobertura atual, existem algumas estimativas realizadas por Amador (1992) - 60,0 km², Pires (1992) - 70,0 km², JICA (1994) - 68,6 km² e Amador (1996) - 80,0 km².

Os atuais níveis de poluição da Baía de Guanabara são decorrentes de um processo de degradação que se intensificou, principalmente, nas décadas de 1950-1960, com o elevado crescimento urbano verificado, especialmente, na Região Sudeste do Brasil.

Intervenções nas bacias hidrográficas vêm promovendo, nos ambientes estuarinos, mudanças nos diversos compartimentos aquáticos, tais como: na qualidade das águas, nos efeitos que alteram as taxas e os padrões de sedimentação e na qualidade desses sedimentos.

Apesar da renovação cíclica de suas águas com as do mar, a baía é receptora de uma significativa bacia hidrográfica, a qual, por sua vez, recebe uma gama variada de

lançamentos líquidos e sólidos. Dentre as potenciais fontes poluidoras, encontram-se diversas tipologias industriais, terminais marítimos de produtos oleosos, dois portos comerciais, diversos estaleiros, duas refinarias de petróleo, entre outras atividades econômicas.

O crescimento populacional e o desenvolvimento industrial trouxeram, além da poluição, questões ambientais de ordem física, tais como a destruição dos ecossistemas periféricos à Baía, os aterros de seu espelho d'água, o uso descontrolado do solo e seus efeitos adversos em termos de assoreamento, sedimentação de fundo, inundações e deslizamentos de terra.

Ao mesmo tempo, sérios problemas de saúde pública vêm caracterizando a região da bacia hidrográfica da Baía de Guanabara, refletindo a inadequada gestão dos esgotos sanitários e dos resíduos sólidos urbanos. Durante todo esse tempo, a execução dos serviços de infra-estrutura de saneamento e drenagem não acompanhou o crescimento populacional.

Em relação aos rios da bacia, pode-se dizer que aqueles que atravessam as áreas mais densamente povoadas são verdadeiras canalizações de esgoto a céu aberto, recebendo ainda grandes contribuições de despejos industriais e lixo. Nessa situação estão incluídos os afluentes da costa oeste da Baía, que vão do Canal do Mangue ao Canal de Sarapuí, além dos rios Alcântara, Mutondo, Bomba e Canal do Canto do Rio, na costa leste. Estes rios são utilizados, basicamente, para diluição de despejos, embora o uso que lhes é recomendado seja a manutenção da harmonia paisagística e estética.

Os demais rios da bacia são menos degradados. Para eles, pretende-se a manutenção da qualidade própria a usos mais nobres, tais como a preservação de flora e fauna, visando a preservação do ecossistema da Baía de Guanabara. O rio Guapi-Macacu tem a água de melhor qualidade da bacia, sendo fonte de abastecimento público para os municípios de Niterói e São Gonçalo, com captação no Canal de Imunana-Estação de Laranjal.

A Feema realiza bimestralmente o monitoramento da Baía de Guanabara em 13 estações de amostragem; na bacia contribuinte são monitoradas trinta e oito (38) estações de amostragem, com o objetivo de acompanhar os principais indicadores físico-químicos, biológicos e bacteriológicos, bem como a qualidade dos sedimentos e da biota.

Frente a um quadro de degradação ambiental intenso, o Governo do Estado do Rio de Janeiro deu início, a partir de 1990, ao Programa de Despoluição da Baía de Guanabara-PDBG, com apoio financeiro do Banco Interamericano de Desenvolvimento-BID e do Banco Japonês para Cooperação Internacional-JBIC. O principal objetivo do Programa é o atendimento às necessidades nas áreas de saneamento básico, abastecimento de água, coleta e destinação final de resíduos sólidos, drenagem, controle industrial e monitoramento ambiental.

3.3. ATERRO METROPOLITANO DE GRAMACHO/RJ

Este estudo foi realizado no Aterro Metropolitano de Gramacho/RJ que está situado no segundo distrito do Município de Duque de Caxias, Baixada Fluminense e faz parte da Região Metropolitana do Rio de Janeiro.

No início do século XIX, as 560 toneladas de lixo que eram vazadas na Ilha da Sapucaia próxima à Ponta do Caju tornaram-se motivo de constantes preocupações face à proximidade com o mar (<http://www.rio.rj.gov/comlurb/arti12.htm>; <http://www.signuseditora.com.br/Sa-57/SAGramac.htm>).

Passaram-se alguns anos e, na década de 40, o problema de destino adequado para o lixo da cidade continuava com a Prefeitura ainda utilizando as imediações da Ponta do Caju para destino de lixo, onde havia os aterros do Camorim e do Retiro Saudoso, e também novos aterros: da Penha, Cavalcante e Marechal Hermes. Nessa época a produção de lixo na cidade era de 1.100 toneladas por dia.

Da década de 40 até os anos 80, o lixo se multiplicara passando de 1.100 toneladas para 5.000 toneladas por dia, correspondendo à quantidade gerada por uma população de seis milhões de habitantes, encontrando-se em início de atividades os aterros de Gramacho (Duque de Caxias), de Bangu, de Santa Cruz e de Jacarepaguá, o aterro do Camorim seguido posteriormente pelo aterro da Estrada Benvindo de Novaes (COMLURB, 2003).

Devido à ausência de políticas permanentes de saneamento por parte das prefeituras dos municípios mencionados acima, o Aterro Metropolitano de Gramacho foi operado de forma deficiente, transformando-se num depósito de lixo a céu aberto, com alto potencial poluidor, tanto para a atmosfera (biogás, particulados, produtos de combustão) como para o corpo receptor, posto que o lixiviado produzido escorria para o

Rio Iguaçu e o Rio Sarapuí e chegava até a Baía de Guanabara com conseqüências danosas para o manguezal e para a flora e a fauna.

Enfrentando um desafio, em 1995, a Prefeitura da Cidade do Rio de Janeiro, através da COMLURB, decidiu assumir a responsabilidade pela recuperação do Aterro Metropolitano de Gramacho, passando a operá-lo de forma sanitária e ambientalmente adequada.

Hoje, o aterro possui sistema de captação e tratamento de lixiviado (Figura 3.3), sistema de captação e queima de biogás, novos prédios administrativos, um centro de educação ambiental e um centro de triagem de materiais recicláveis operado pela cooperativa de catadores.



Figura 3.3. Vista aérea da Estação de Tratamento de Lixiviado do Aterro Metropolitano de Gramacho. Fonte: Giordano *et al.* (2002).

A Baía de Guanabara, corpo receptor de grande parte do lixiviado produzido, segundo Bila (2000) e Cammarota *et al.* (1994), recebia aproximadamente $800 \text{ m}^3/\text{dia}$ de um lixiviado altamente tóxico antes da construção de uma barreira de contenção em volta do aterro, resultante da percolação de líquido do Aterro Metropolitano de Gramacho (Figura 3.4), considerada uma das principais fontes de poluição desse corpo receptor e do Rio Sarapuí (Figura 3.5).



Figura 3.4. Aterro Metropolitano de Gramacho localizado entre a Baía de Guanabara. (à direita) e o rio Sarapuí (à esquerda).



Figura 3.5. Mancha de poluição em Sarapuí.

Existe também um trabalho de recuperação do manguezal do entorno com replantio de mudas e propágulos.

O lixo recolhido (cerca de 8.000 toneladas/dia) é disposto, compactado e coberto com argila, evitando focos de incêndio e proliferação de vetores. Segundo Charlet *et al.* (1999), o aterro de Gramacho possui quase a metade de sua área total ocupada por lixo velho, com mais de 10 anos, gerando lixiviado com alta salinidade e alta concentração

de compostos nitrogenados. O material orgânico é considerado recalcitrante, pois apresenta baixa biodegradabilidade, indicando que o tratamento do lixiviado gerado, por suas características, representa um desafio.

Decorridos 5 anos do início dos serviços de recuperação, o Aterro Metropolitano de Gramacho transformou-se num modelo de recuperação de áreas degradadas, sendo operado atualmente dentro das normas de engenharia sanitária ambiental.

O Aterro Metropolitano de Gramacho atualmente recebe parte do lixo do município do Rio de Janeiro (Zona Sul, Centro e parte da Zona Norte), e os resíduos provenientes dos municípios de Duque de Caxias, Nilópolis e São João de Meriti, municípios da região metropolitana do Rio de Janeiro, ficando sob responsabilidade dos outros aterros o recebimento do lixo gerado no restante da região metropolitana do Rio de Janeiro.

São dados gerais sobre o Aterro Metropolitano de Gramacho:

Área do terreno: 1.300.000 m²;

Composição do lixo (1999):

- Resíduos orgânicos = 50,50%
- Resíduos inertes = 3,00%
- Vidro = 3,40%
- Metais = 2,16%
- Papéis e papelões = 21,50%
- Plásticos = 19,44%

Quantidade de lixo já depositada no aterro: a estimativa é de 34.500.000 t de resíduos no período entre setembro/78 a junho/99.

Método de disposição: o método utilizado é de vazamento por áreas, com célula padrão para vazamento, com as dimensões de 50 m de largura x 60 m de comprimento x altura média de 4 a 6 m. Espalhamento feito de cima para baixo.

Cobertura do lixo: depois de espalhado e compactado, o lixo recebe camada de cobertura (material heterogêneo proveniente de varreduras, demolições, etc.).

Condições climáticas:

- Clima tropical úmido
- Índices pluviométricos superiores a 860 mm ao ano
- Umidade relativa do ar em média superior a 70%

Sistema de captação de gás: feita através de poços equidistantes de 50 m, em rede de tubos de polietileno de alta densidade (PEAD) com diâmetro inicial de 4 mm, conduzido ao único ponto para queima através de *flare*.

Sistema de tratamento de efluentes: objetiva enquadrar os efluentes líquidos gerados no aterro aos padrões estabelecidos pela Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente (FEEMA). Atualmente a Estação de Tratamento de Lixiviado conta com o seguinte esquema de tratamento implantado e em operação:

- ETAPA PRELIMINAR (lagoa de equalização, peneira e tanque de homogeneização aerado) e ETAPA PRIMÁRIA (coagulação química com adição de cal, tanque clarificador primário, e correção de pH): o lixiviado estocado na lagoa de equalização é bombeado para uma peneira mecânica onde os materiais sólidos finos são removidos e, em seguida alimenta o tanque de homogeneização. A homogeneização é efetuada por um aerador mecânico flutuante de baixa rotação. Após a equalização e homogeneização, o efluente é bombeado para um tanque de reação o qual recebe suspensão de hidróxido de cálcio para coagulação da matéria orgânica e redução parcial da amônia. Depois de coagulada, a mistura é sedimentada em três tipos de tanques em série, sendo o último um clarificador primário clássico. Neste primeiro tanque ocorre tanto a sedimentação, quanto a flotação. Quando estes tanques enchem-se de lodo, sua fase líquida é drenada e a fase semisólida é bombeada para caminhões tanque e disposta na área do aterro de resíduos hospitalares. A fase líquida escoar então para os tanques que foram concebidos, inicialmente, para serem suporte das calhas eletrolíticas e daí para o clarificador primário, dotado de removedor de lodo mecanizado. Após a clarificação o pH é reduzido da faixa de 11-12 para a faixa inferior a 9,0, a fim de compatibilizá-lo com o tratamento biológico subsequente (GIORDANO, 2003) (Figura 3.6).

TRATAMENTO PRIMÁRIO

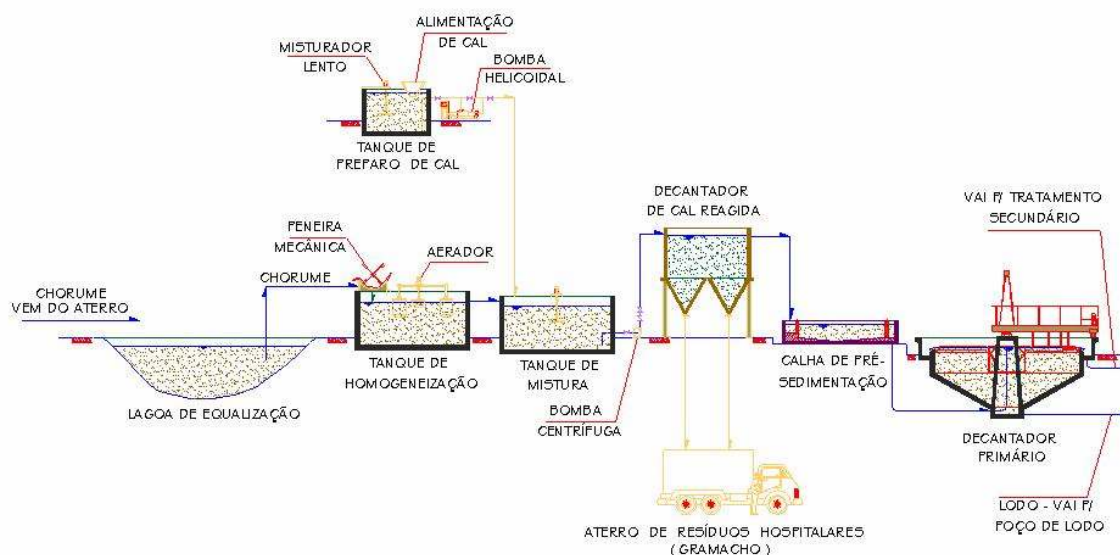


Figura 3.6. Tratamento primário do lixiviado (ETC) do Aterro Metropolitano de Gramacho. Fonte: <http://www.resol.com.br>

- **ETAPA SECUNDÁRIA (lodos ativados):** a etapa secundária do processo é a biológica aeróbia por Lodos Ativados. No tratamento biológico são necessárias adições de fósforo como nutriente e carbono para propiciar a redução da amônia residual. A concentração de sólidos em suspensão na mistura de lodos ativados é normalmente próxima de 2500 mg/L, sendo a concentração de sólidos em suspensão voláteis em torno de 1300 mg/L. A relação SSV/SST aproximadamente 0,5, no caso, deve ser atribuída à predominante composição inorgânica do lixiviado. O processo de lodos ativados pode ter sua eficiência comprometida pela alta concentração de sais no lixiviado, principalmente, para concentrações de sólidos totais dissolvidos superiores a 10.000 mg/L. O aspecto do efluente do decantador secundário é turvo em muitos períodos, e a concentração de sólidos em suspensão nunca é inferior a 250 mg/ L. Diversos fatores de stress para o processo biológico estão presentes no lixiviado a ser tratado, tais como: alta concentração de sais; baixa concentração de matéria orgânica biodegradável e presença de matéria orgânica recalcitrante; ausência de fósforo (deve ser adicionado); excesso de amônia, necessidade de adição de micronutrientes, eliminados durante o processo de alcalinização na etapa primária do tratamento e concentração de surfactantes (GIORDANO, 2003) (Figura 3.7).

TRATAMENTO SECUNDÁRIO
(Lodos Ativados, "Aeração Prolongada")

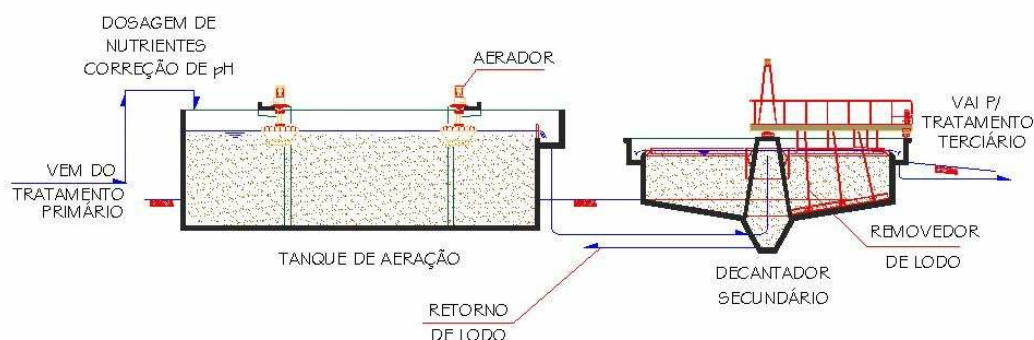


Figura 3.7. Tratamento secundário do lixiviado (ETC) do Aterro Meopolitano de Gramacho Fonte: <http://www.resol.com.br>.

- ETAPA TERCIÁRIA (membrana de nanofiltração): o efluente tratado pelo processo biológico é bombeado através de um filtro de areia para um tanque pulmão. Deste tanque o efluente é bombeado para um pré-filtro de celulose e daí para a membrana de nanofiltração. A membrana de nanofiltração tem uma capacidade de retenção para moléculas orgânicas não carregadas, de peso molecular 150-300 Dalton. A DQO do efluente é normalmente inferior a 200 mg/L, o que garante uma boa eficiência para o sistema. O fluxo não permeado é retornado para a lagoa de equalização. O efluente tratado, escoar para a Baía de Guanabara (GIORDANO, 2003) (Figura 3.8).

TRATAMENTO TERCIÁRIO

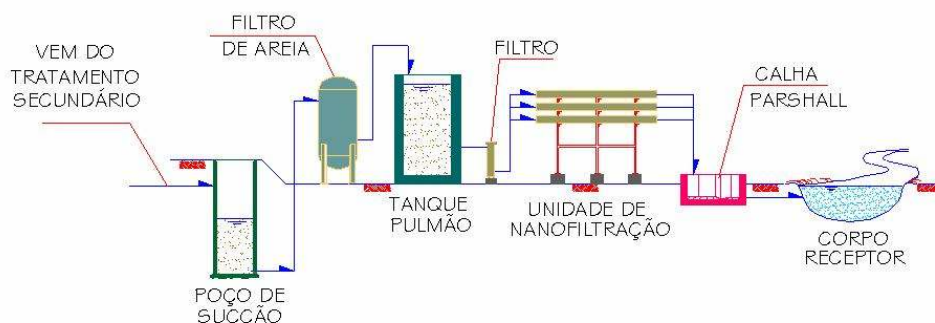


Figura 3.8. Tratamento terciário do lixiviado (ETC) do Aterro Metropolitano de Gramacho. Fonte: <http://www.resol.com.br>.

Procedimentos de remediação adotados: é provado que a área de implantação do aterro era originalmente um manguezal de importância ambiental no ecossistema marinho da Baía de Guanabara. Como soluções mitigadoras para esses problemas o processo de recuperação do aterro contou inicialmente com preparação das áreas de despejo dos resíduos, cobertura da massa de lixo, construção de via de circulação, para limitação do aterro, implantação de cortina impermeável de argila mole impedindo o transbordamento do lixiviado, instalação de drenos de gás e recirculação do lixiviado produzido, como forma de tratamento preliminar antes da implantação de uma ETE (COMLURB, 2003).

CAPÍTULO 4. MATERIAL E MÉTODOS

Foram realizadas 5 amostragens decorridas nos meses de junho, julho e agosto de 2006. Os pontos utilizados para as coletas foram após a lagoa de equalização (Figura 4.1), para o lixiviado bruto, e após o sistema de nanofiltração (Figura 4.2), para o lixiviado tratado.



Figura 4.1. Lagoa de Equalização do Aterro Metropolitano de Gramacho.



Figura 4.2. Sistema de Nanofiltração do Aterro Metropolitano de Gramacho.

Foram totalizadas 10 amostras coletadas em datas específicas e analisados parâmetros físico-químicos e microbiológicos no lixiviado bruto e tratado (Tabela 4.1).

Tabela 4.1. Datas das coletas e parâmetros analisados do lixiviado do Aterro Metropolitano de Gramacho.

Parâmetros	Lixiviado Bruto e Lixiviado Tratado				
	6/junho	20/junho	4/julho	1/agosto	8/agosto
pH	x	x	x	x	x
Alcalinidade Total	x	x	x	x	x
Condutividade	x	x	x	x	x
Cloretos	x	x	x	x	x
Demanda Química de Oxigênio	x	x	x	x	x
Sólidos Suspensos Totais	x	x	x	x	x
Sólidos Suspensos Voláteis	x	x	x	x	x
Nitrogênio Amoniacal	x	x	x	x	x
Bactérias Heterotróficas Totais	x	x	x	x	x
Coliformes Totais	x	x	x	x	x
Coliformes Fecais	x	x	x	x	x
<i>Enterococcus</i>		x	x	x	x
<i>Staphylococcus</i> sp.	x	x	x	x	x
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	x	x	x	x	x
<i>Clostridium perfringens</i>	x	x	x	x	x

Em todas as amostragens a metodologia utilizada para a coleta, preservação e análise das amostras em laboratório seguiram as orientações estabelecidas no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. As análises das amostras foram realizadas pelo Laboratório de Engenharia Sanitária e do Meio Ambiente (LES/UERJ) nos parâmetros físico-químicos e pelo Laboratório de Microbiologia Marinha da UFRJ nos parâmetros microbiológicos.

As coletas de lixiviado para exame microbiológico foram feitas em frascos de polietileno, de boca larga e tampa de rosca resistentes à autoclavação, com capacidade de 200 a 300 mL. Os frascos foram lavados com água destilada e depois de secos em estufa foram envolvidos em papel kraft e esterilizados em autoclave à 121°C por 15 minutos (APHA, 1998).

A coleta de lixiviado foi feita de forma asséptica, sem que as mãos entrassem em contato com a boca do frasco. Os frascos foram novamente tampados, identificados e acondicionados em embalagem térmica contendo gelo e água com temperatura entre 0-4°C, tomando-se o cuidado para que as bocas dos frascos não entrassem em contato com a água e o gelo (ARAUJO, 1989). As amostras foram processadas em laboratório, sendo que o tempo máximo gasto entre a coleta e o início do exame não ultrapassou 5 horas para o exame microbiológico (HAGLER & MENDONÇA-HAGLER, 1981).

4.1. VARIÁVEIS FÍSICO-QUÍMICAS

As análises foram realizadas pelo Laboratório de Engenharia Sanitária e do Meio Ambiente (LES/UERJ) seguindo as metodologias indicadas na Tabela 4.2.

Tabela 4.2. Parâmetros físico-químicos analisados do lixiviado do Aterro Metropolitano de Gramacho e normas referentes aos métodos de ensaio.

Parâmetros	Norma referente ao método de ensaio
pH	SM 4500 H ⁺
Alcalinidade Total (mg CaCO ₃ /L)	SM 2320 (B)
Condutividade (mS/cm) Obs.: $\mu = 10^{-3}$ mS	SM 2510 (B)
Cloretos (mg Cl ⁻ /L)	SM 4500 (B)
Demanda Química de Oxigênio (mg O ₂ /L)	SM 5220 (B)
Sólidos Suspensos Totais (mg/L)	SM 2540 (D)
Sólidos Suspensos Voláteis (mg/L)	SM 2540 (E)
Nitrogênio Amoniacal (mg N-NH ₄ ⁺ /L)	SM4500 NH ₃ (F)

4.2. VARIÁVEIS MICROBIOLÓGICAS

4.2.1. Bactérias Heterotróficas Totais

A metodologia utilizada para a contagem de bactérias heterotróficas totais foi realizada através de contagem padrão em placa. Cada amostra foi inoculada em réplicas com diluições de 10^{-1} a 10^{-7} a fim de determinar as melhores diluições. Após inoculação as placas foram incubadas invertidas em estufa bacteriológica a $35 \pm 1^\circ\text{C}$ por 48h.

Após o período de incubação, foram verificadas as placas que obtiveram crescimento e contadas as unidades formadoras de colônias (UFC). Foram utilizadas duas técnicas de espalhamento em placa, semeadura em profundidade (*Pour Plate*) e em superfície (*Streak Plate*), conforme descrição abaixo:

- Semeadura em profundidade: distribuir 1ml de alíquota, nas diluições escolhidas em placas de petri estéreis. Acrescentar 15 a 20 ml do ágar e misturar. Deixar solidificar e incubar de acordo com o requerido para a pesquisa específica.
- Semeadura em superfície: Utilizar meio já distribuído em placas, solidificado. Usar 0,1 mL das diluições escolhidas, podendo ser inoculado, no máximo, até 0,5 mL da diluição em questão. Observar que o inóculo deve ser depositado no centro da superfície do ágar, evitando tocar a ponta da pipeta no meio, mantendo-a, entretanto, o mais próximo possível. Espalhar, com auxílio de alça de Drigalski, por toda a superfície do ágar ou até absorção completa do inóculo. Inverter as placas e incubar como requerido.

Foi utilizado um meio de cultura não seletivo PCA (“Plate Count Agar”) cuja formulação segue abaixo.

Quadro 4.1. Formulação do meio de cultura utilizado para as bactérias heterotróficas totais.

“PLATE COUNT AGAR“ (PCA) – CONCENTRAÇÃO SIMPLES (MEIO NÃO SELETIVO)	
Fórmula:	
Extrato enzimático da caseína.....	5,0 g
Extrato de levedura.....	2,5g
Dextrose.....	1,0 g
Ágar.....	15,0g
pH final após a esterilização: $7,0 \pm 0,2$ a 25°C	
Preparo:	
Pesar 23,5 g do meio desidratado “Plate Count Agar” e acrescentar 1.000 mL de água destilada fria. Agita-se frequentemente até a completa dissolução do meio. Esterilizar em autoclave à 121°C , durante 15 minutos. Distribuir o meio em placas de petri previamente lavadas, secadas em estufa e esterilizadas em autoclave. O meio poderá ser estocado sob refrigeração com as placas invertidas.	

Foram consideradas significativas as placas que apresentaram entre 30 e 300 colônias. Para calcular o n°. de UFC/g ou mL do produto, multiplicou-se o n°. significativo encontrado na média das contagens das placas pelo fator de diluição correspondente.

4.2.2. Grupo Coliforme

Os frascos foram retirados do gelo, homogeneizados com agitação manual (vertidos 25 vezes) e deixados em repouso durante 1 minuto para permitir a saída de bolhas de ar (APHA, 1998; SANCHEZ, 1999).

Os coliformes foram quantificados pelo método padrão do Número Mais Provável (NMP) em 100 mL de meio, efetuada a partir da técnica de tubos múltiplos (figura 8) (APHA, 1998; SANCHEZ, 1999).

A técnica de tubos múltiplos (Figura 4.3) baseia-se no princípio de que as bactérias presentes em uma amostra podem ser separadas umas das outras por agitação, resultando uma suspensão de células bacterianas individuais uniformemente distribuídas na amostra original. Esta técnica consiste na inoculação de volumes decrescentes da amostra em meio de cultura adequado ao crescimento dos microrganismos pesquisados, sendo cada volume inoculado em uma série de tubos. Através de diluições sucessivas da amostra são obtidos inóculos cuja semeadura fornece resultados negativos em pelo menos um tubo da série em que estes foram inoculados e a combinação de resultados negativos e positivos permite a obtenção de uma estimativa da densidade original das bactérias pesquisadas (NMP/100 mL) através da aplicação de cálculos de probabilidade (SANCHEZ, 1999).

O método do NMP fornece uma estimativa de 95% de probabilidade (Tórtora, 2000).

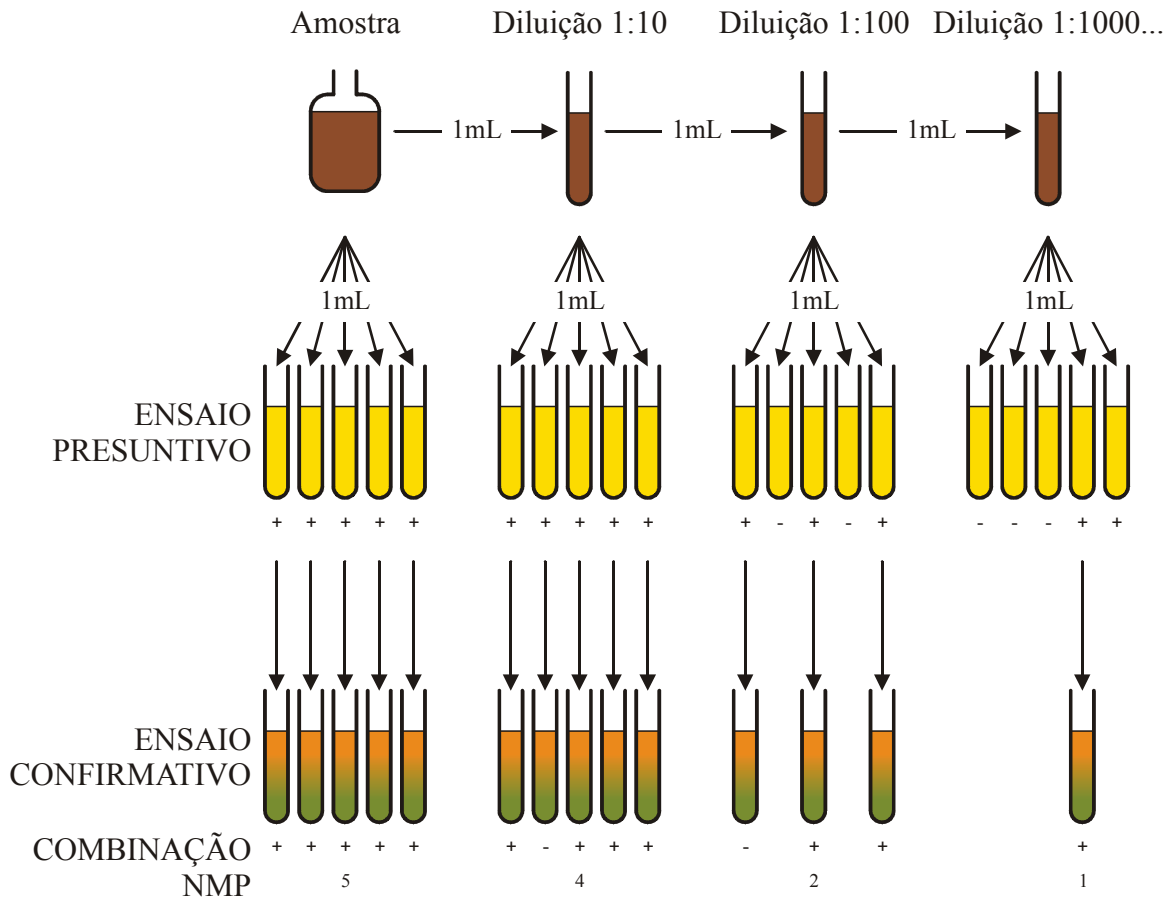


Figura 4.3. Técnica de tubos múltiplos para colimetria pelo método do NMP, teste presuntivo e confirmativo. Fonte: adaptado de SUESS, 1982.

O exame foi processado em três etapas: ensaio presuntivo, confirmativo e diferenciação em coliformes fecais (SANCHEZ, 1999). Utilizou-se para o ensaio presuntivo, o meio de cultura caldo lactosado; para o ensaio confirmativo, caldo lactosado verde brilhante bile a 2% e para a diferenciação em coliformes fecais, o caldo EC.

Para as amostras analisadas, inicialmente foram realizadas diluições sucessivas no intervalo de 10^{-1} a 10^{-7} . Cada tubo da primeira série de cinco tubos receberam 10 mL de amostra de inóculo. Cada tubo da segunda série de tubos receberam 1 mL, e do terceiro grupo de cinco tubos 0,1 mL cada. Em seguida foram verificados os tubos nos quais cresceram os microrganismos e então calculado o NMP.

A formulação dos meios de cultura utilizados segue no quadro 4.2 (SANCHEZ, 1999).

Quadro 4.2. Formulação dos meios de cultura utilizados para o grupo coliforme.

CALDO LACTOSADO (CL) – CONCENTRAÇÃO SIMPLES (MEIO PARA COLIFORMES)	
Fórmula:	
Extrato de carne.....	3,0 g
Peptona.....	5,0 g
Lactose.....	5,0 g
Água destilada.....	1.000 mL
pH final após a esterilização: 6,9 ± 0,2 a 25°C	
Preparo:	
<p>Pesar 13,0 g do meio desidratado “Lactose Broth” e acrescentar 1.000 mL de água destilada fria. Agita-se frequentemente até a completa dissolução do meio. Em tubos de ensaios contendo em seu interior tubos de Durham invertidos, distribuir volumes adequados. Tamponar e esterilizar em autoclave à 121°C, durante 15 minutos. O meio poderá ser estocado à temperatura ambiente em local limpo e livre de poeira durante, no máximo, uma semana ou sob refrigeração.</p>	
CALDO LACTOSADO (CL) VERDE BRILHANTE BILE 2% (CLVBB OU VB) – (MEIO PARA COLIFORMES TOTAIS – TTM – TESTE CONFIRMATIVO)	
Fórmula:	
Peptona.....	10,0 g
Lactose.....	10,0 g
Bile de boi desidratada.....	20,0 g
Verde brilhante.....	0,0133 g
Água destilada.....	1.000 mL
pH final após a esterilização: 7,2 ± 0,2 a 25°C	
Preparo:	
<p>Pesar 40,0 g do meio desidratado “Brilliant Green Bile Broth 2%” e acrescentar 1.000 mL de água destilada fria. Agita-se frequentemente até a completa dissolução do meio. Em tubos de ensaios contendo em seu interior tubos de Durham invertidos, distribuir volumes adequados. Tamponar e esterilizar em autoclave à 121°C, durante 15 minutos. O meio poderá ser estocado à temperatura ambiente em local limpo e livre de poeira durante, no máximo, uma semana ou sob refrigeração.</p>	
CALDO EC MEDIUM (MEIO PARA COLIFORMES FECAIS – TTM)	
Fórmula:	
Triptose ou Trypticase.....	20,0 g
Lactose.....	10,0 g
Mistura de sais biliares ou sais biliares nº 3.....	1,5 g
Fosfato dipotássico (K ₂ HPO ₄) p.a.	4,0 g
Fosfato monopotássico (KH ₂ PO ₄) p.a.	1,5 g
Cloreto de sódio (NaCl) p.a.	5,0 g
Água destilada.....	1.000 mL
pH final após a esterilização: 6,9 ± 0,2 a 25°C	
Preparo:	
<p>Pesar 37,0 g do meio desidratado “EC Medium” e acrescentar 1.000 mL de água destilada fria. Agita-se frequentemente até a completa dissolução do meio. Em tubos de ensaios contendo em seu interior tubos de Durham invertidos, distribuir volumes adequados. Tamponar e esterilizar em autoclave à 121°C, durante 15 minutos. O meio poderá ser estocado à temperatura ambiente em local limpo e livre de poeira durante, no máximo, uma semana ou sob refrigeração.</p>	

- Ensaio presuntivo

Foram semeados volumes de 10 mL, 1 mL, 0,1 mL retirados diretamente das amostras e mais duas ou três alíquotas de 0,1 mL de diluições de 1:10, 1:100 e 1:1000 em salina estéril (0,85% de Cloreto de Sódio, NaCl), em série de 5 tubos de ensaio com tubos de Durham invertidos em meio Caldo Lactosado (CL), incubados à $36^{\circ}\text{C} \pm 1^{\circ}\text{C}$ por 48-72 horas. Após esse período de incubação foi efetuada a leitura.

A ocorrência do crescimento de organismos fermentadores de lactose, observado através da produção de gás e turvação do meio decorrente da fermentação da lactose é prova presuntiva em caldo lactosado (Figura 4.4).



Figura 4.4. Tubos múltiplos apresentando tubos de Durham com gás e turvação do meio, prova presuntiva em caldo lactosado para presença de coliformes totais.

- Ensaio confirmativo

Transferiu-se de cada cultura com resultado presuntivo positivo, com o auxílio de uma alça de níquel-cromo ou uma pipeta automática, uma alíquota, para tubos de ensaio com tubos de Durham invertidos contendo Caldo lactosado com Verde Brillante e Bile à 2% (VB), sendo a incubação efetuada também à $36^{\circ}\text{C} \pm 1^{\circ}\text{C}$ por 24-72 horas. Na leitura, a produção de gás a partir da fermentação da lactose neste meio é prova

confirmativa positiva para a presença de coliformes totais (Figura 4.5). Esta etapa reduz a possibilidade dos falso-positivos decorrentes da atividade de bactérias esporuladas e bactérias Gram-positivas fermentadoras de lactose.



Figura 4.5. Tubos múltiplos apresentando tubos de Durham com gás e turvação do meio, prova confirmativa em caldo lactosado com verde brilhante e bile à 2% para presença de coliformes totais.

- Ensaio para Diferenciação em Coliformes Fecais

Foi feita a transferência de cada cultura com resultado presuntivo positivo para tubos de ensaio com tubos de Durham invertidos contendo Meio EC, sendo a incubação efetuada a $44,5^{\circ}\text{C} \pm 0,5^{\circ}\text{C}$ em banho-maria por 24-72 horas. Na leitura a produção de gás a partir da fermentação da lactose contida no meio será prova diferenciada positiva para coliformes fecais (Figura 4.6), pois estes se diferem dos coliformes totais por apresentarem capacidade de fermentarem a lactose em temperatura elevada.



Figura 4.6. Tubos múltiplos apresentando tubos de Durham com gás e turvação do meio, prova confirmativa em meio EC para presença de coliformes fecais ou termotolerantes.

- Cálculo e Expressão dos Resultados

A densidade de coliformes, expressa como NMP em 100 mL, foi obtida através de tabelas em que foram dados os limites de confiança de 95% para cada valor de NMP determinado (Tabela 4.3).

Tabela 4.3. Densidade de Coliformes expressa em NMP de Coliformes por 100 mL.

ÍNDICE DE NMP E LIMITES DE CONFIANÇA DE 95%, QUANDO SÃO UTILIZADOS INÓCULOS DE 10 ML, 1 ML E 0,1 ML EM SÉRIES DE 5 TUBOS					
Número de tubos com reação positiva quando são utilizados, em séries de 5 tubos, inóculos de:			Índice de NMP/100 mL	Limites de confiança de 95%	
10 mL	1 mL	0,1 mL		Inferior	Superior
0	0	0	<2	-	-
0	0	1	2	1	10
0	1	0	2	1	10
0	2	0	4	1	13
1	0	0	2	1	11
1	0	1	4	1	15
1	1	0	4	1	15
1	1	1	6	2	18
1	2	0	6	2	18
2	0	0	4	1	17
2	0	1	7	2	20

<i>Cont.</i>					
2	1	0	7	2	21
2	1	1	9	3	24
2	2	0	9	3	25
2	3	0	12	5	29
3	0	0	8	3	24
3	0	1	11	4	29
3	1	0	11	4	29
3	1	1	14	6	35
3	2	0	14	6	35
3	2	1	17	7	40
4	0	0	13	5	38
4	0	1	17	7	45
4	1	0	17	7	46
4	1	1	21	9	55
4	1	2	26	12	63
4	2	0	22	9	56
4	2	1	26	12	65
4	3	0	27	12	67
4	3	1	33	15	77
4	4	0	34	16	80
5	0	0	23	9	86
5	0	1	30	10	110
5	0	2	40	20	140
5	1	0	30	10	120
5	1	1	50	20	150
5	1	2	60	30	180
5	2	0	50	20	170
5	2	1	70	30	210
5	2	2	90	40	250
5	3	0	80	30	250
5	3	1	110	40	300
5	3	2	140	60	360
5	3	3	170	80	410
5	4	0	130	50	390
5	4	1	170	70	480
5	4	2	220	100	580
5	4	3	280	120	690
5	4	4	350	160	820
5	5	0	240	100	940
5	5	1	300	100	1300
5	5	2	500	200	2000
5	5	3	900	300	2900
5	5	4	1600	600	5300
5	5	5	≥ 1600	-	-

Fonte: Standard Methods 20ª edição, 1998.

4.2.3. *Enterococcus*

Os *Enterococcus* foram quantificados pelo método padrão do Número Mais Provável (NMP) em 100 mL de meio, efetuada a partir da técnica de tubos múltiplos, incubados à $35^{\circ}\text{C} \pm 1^{\circ}\text{C}$ por 48-72 horas (figura 8) (APHA, 1998; SANCHEZ, 1999).

O meio de cultura utilizado foi *Chromocult Enterococci Broth*, com concentração simples (18 g) e dupla (36 g) dissolvidas em 1000 mL de água destilada.

Para as amostras analisadas, inicialmente foram realizadas diluições sucessivas no intervalo de 10^1 a 10^{-3} . Cada tubo da primeira série de cinco tubos receberam 10 mL de amostra de inóculo. Cada tubo da segunda série de tubos receberam 1 mL, e do terceiro grupo de cinco tubos 0,1 mL cada. Em seguida foram verificados os tubos nos quais cresceram os microrganismos, indicado pela mudança de coloração, e então calculado o NMP.

4.2.4. *Staphylococcus* sp.

A metodologia utilizada para detecção de *Staphylococcus* sp. foi a contagem padrão em placas. Cada amostra foi inoculada em réplicas com alíquotas de 0,5 mL nas diluições de 10^0 a 10^{-5} , a fim de determinar as melhores diluições. Após inoculação as placas foram incubadas invertidas em estufa bacteriológica a $35 \pm 1^{\circ}\text{C}$ por 48 h. Após o período de incubação, foram verificadas as placas que obtiveram crescimento de microrganismos característicos, (colônias negras arredondadas, tendo ou não halo de precipitação), em seguida foram contadas as unidades formadoras de colônias (UFC/mL). Foram utilizadas formas de espalhamento em placa com semeadura em superfície, conforme técnica descrita no item 4.2.1.

Foram consideradas significativas as placas que apresentaram entre 30 e 300 colônias. Para calcular o n°. de UFC/g ou mL do produto, multiplicou-se o n°. significativo encontrado na média das contagens das placas pelo fator de diluição correspondente.

O meio de cultura utilizado foi Baird-Parker Agar Base cuja formulação segue abaixo.

Quadro 4.3. Formulação do meio de cultura utilizado para *Staphylococcus* sp.

“BAIRD-PARKER AGAR BASE – CONCENTRAÇÃO SIMPLES	
Fórmula:	
Extrato enzimático da caseína.....	10,0 g
Extrato de carne bovina.....	5,0 g
Extrato de levedura.....	1,0g
Glicina (H ₂ NCH ₂ COOH).....	12,0 g
Piruvato de sódio (C ₉ H ₁₁ NO).....	10,0 g
Cloreto de lítio (Li ₂ Cl.6H ₂ O).....	5,0 g
Ágar.....	20,0g
pH final após a esterilização: 6,9 ± 0,1 a 25°C	
Preparo:	
Pesar 63,0 g do meio desidratado “Baird-Parker Agar Base” e acrescentar 950 mL de água destilada. Aquecer com agitação freqüente e ferver por 1 minuto até a completa dissolução do meio. Distribuir em frascos (volume conhecido) e esterilizar em autoclave à 121°C, durante 15 minutos. Antes do uso, fundir e resfriar a 45-50°C. Assepticamente adicionar 50 mL de solução de gema de ovo e 2 mL de solução de telurito de potássio esterilizada e misturar. Distribuir o meio em placas de petri previamente lavadas, secadas em estufa e esterilizadas em autoclave. O meio poderá ser estocado sob refrigeração com as placas invertidas.	

4.2.5. *Pseudomonas aeruginosa*

A metodologia utilizada para detecção de *Pseudomonas aeruginosa* foi através de identificação bioquímica. Cada amostra foi pré-enriquecida em Caldo Casoy, com alíquotas de 1,0 mL nas diluições de 10⁰ e 10⁻² e incubados em estufa bacteriológica a 35 ± 1°C por 24-48 h. Após o período de incubação, foram realizados estriamentos com alça bacteriológica em Agar Cetrimide e incubados em estufa bacteriológica a 35 ± 1°C por 24-48h. Após o período de incubação, foram verificadas as placas que obtiveram crescimento de microorganismos característicos, (colônias esverdeadas e translúcidas, com fluorescência esverdeada sob a luz UV), em seguida as colônias foram isoladas em Agar TSA inclinado com auxílio de alça bacteriana e incubados em estufa bacteriológica a 35 ± 1°C por 24-48 h, para posterior realização de testes bioquímicos e confirmação de *Pseudomonas aeruginosa*. Após o período de incubação, a identificação bioquímica foi feita da seguinte forma: foram estriadas com o auxílio de agulha bacteriológica nos seguintes meios confirmativos:

- Caldo BHI (incubado a 41 ± 0,2°C, por 24-48 horas): Foi verificado o crescimento através de turvação no meio;
- Agar P (incubado a 36 ± 1°C, por 3 dias): Foram verificadas colônias esverdeadas e produção de pigmento azul após adição de 1 à 2 mL de Clorofórmio.

- Agar F (incubado a $36 \pm 1^\circ\text{C}$, por 3 dias): Foram verificadas colônias esverdeadas, translúcidas, com fluorescência amarela ou esverdeada sob a luz UV.
- Agar Citrato (incubado a $36 \pm 1^\circ\text{C}$, por 24-48 horas): Foi verificada a mudança de coloração do meio para azul intenso, devido a utilização do citrato.

Foi realizado também teste de oxidase, transferindo um pouco da colônia suspeita para um papel filtro com o auxílio de alça bacteriológica descartável (não pode ser alça de níquel cromo) adicionado uma gota de reagente de oxidase (solução aquosa de N,N – dimetil-p-fenilenodiamina, recentemente preparada). Verificou-se a formação de cor rosa intensa e púrpura, que passa a marrom e negro, entre 10 e 30 minutos.

4.2.6. *Clostridium perfringens*

A metodologia utilizada para *Clostridium perfringens* foi à contagem padrão em placas, através de semeadura em profundidade (*Pour plate*), conforme metodologia descrita no item 4.2.1. Cada amostra foi inoculada em réplicas com alíquotas de 1mL nas diluições de 10^0 e 10^{-1} a fim de determinar as melhores diluições. Após inoculação as placas foram incubadas invertidas em jarras de anaerobiose (anaerobac) contendo 2,5 mL para cultivo em 12 placas de petri a $35 \pm 1^\circ\text{C}$ por 48h. Após o período de incubação, foram verificadas as placas que obtiveram crescimento de microorganismos característicos, (colônias típicas negras), em seguida foram contadas as unidades formadoras de colônias (UFC/mL).

Foram consideradas significativas as placas que apresentaram entre 30 e 300 colônias. Para calcular o n°. de UFC/g ou mL do produto, multiplicou-se o n°. significativo encontrado na média das contagens das placas pelo fator de diluição correspondente.

O meio de cultura utilizado foi Ágar SPS (Sulfito-Polimixina-Sulfadiazina) cuja formulação segue abaixo.

Quadro 4.4. Formulação do meio de cultura utilizado para *Clostridium perfringens*.

“SPS (SULFITO-POLIMIXINA-SULFADIAZINA – CONCENTRAÇÃO SIMPLES	
Fórmula:	
Peptona de caseína.....	15,0 g
Extrato de levedura.....	10,0g
Citrato férrico.....	0,5 g
Sulfito de sódio (Na ₂ S0 ₃).....	0,5 g
Sulfato de polimixi4na B.....	0,01
g	
Sulfadiazina de Sódio.....	0,12 g
Ágar.....	13,9 g
pH final após a esterilização: 7,0 ± 0,2 a 25°C	
Preparo:	
<p>Pesar 40,0 g do meio desidratado “SPS” e acrescentar 1.000 mL de água destilada. Aquecer com agitação freqüente e ferver por 1 minuto até a completa dissolução do meio. Distribuir em frascos (volume conhecido) e esterilizar em autoclave à 121°C, durante 15 minutos. Distribuir o meio em placas de petri previamente lavadas, secadas em estufa e esterilizadas em autoclave. O meio poderá ser estocado sob refrigeração com as placas invertidas.</p>	

CAPÍTULO 5. APRESENTAÇÃO DOS RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados experimentais obtidos serão apresentados a seguir, de acordo com os parâmetros analisados neste estudo, bem como o comportamento do lixiviado bruto e tratado e sua relação com as taxas de redução obtidas com o tratamento.

5.1. pH

O pH tem papel fundamental na digestão dos resíduos, pois suas variações podem alterar o processo de biodegradação. A maior parte das bactérias necessita de um pH próximo da neutralidade como faixa ótima de crescimento. O pH afeta a atividade de enzimas, a solubilização dos compostos e mesmo as suas toxicidades. O pH do chorume novo é levemente ácido, tornando-se superior a 8,0 em aterros na fase metanogênica, sobretudo se houver a recirculação de lixiviado.

O pH do chorume é determinado por um sistema muito complexo. Um dos conjuntos formadores deste complexo equilíbrio é relativo ao ácido carbônico e seus sais (carbonatos e bicarbonatos). A sua capacidade de tamponamento está compreendida na faixa de pH de 6,3 a 8,5 (RAMALHO, 1991) e é quase que completamente dependente deste sistema.

No processo de tratamento existente no Aterro Metropolitano de Gramacho, o lixiviado estocado na lagoa de equalização é bombeado para uma peneira mecânica onde os materiais sólidos finos são removidos e, em seguida alimenta o tanque de homogeneização. A homogeneização é efetuada por um aerador mecânico flutuante de baixa rotação. Após a equalização e homogeneização, o efluente é bombeado para um

tanque de reação o qual recebe suspensão de hidróxido de cálcio para precipitação química da matéria orgânica e redução parcial da amônia (aproximadamente 50 %).

Depois de precipitada quimicamente, a mistura é sedimentada em três tipos de tanques em série, sendo o último um clarificador primário clássico.

Neste primeiro tanque ocorre tanto a sedimentação, quanto a flotação (efeito de ascensão de bolhas de gás amoníaco). Quando estes tanques enchem-se de lodo, sua fase líquida é drenada e a fase semisólida é bombeada para caminhões tanque e disposta na área do aterro de resíduos hospitalares. A fase líquida escoava então para os tanques que foram concebidos, inicialmente, para serem suporte das calhas eletrolíticas e daí para o clarificador primário, dotado de removedor de lodo mecanizado.

Após a clarificação o pH é reduzido da faixa de 11-12 para a faixa inferior a 9,0, a fim de compatibilizá-lo com o tratamento biológico subsequente. O efluente do tratamento primário apresenta-se claro. Caso o pH esteja na faixa alcalina, a velocidade da reação no processo eletrolítico também irá reduzir-se.

Os valores de pH variaram na faixa de 8 a 8,2 no lixiviado bruto e 6,8 a 7,8 no lixiviado tratado (Figura 5.1) indicando a predominância de lixiviado de resíduo em estado avançado de decomposição e em fase de metanogênese (PHILIPS *et al.*, 1994 in SISINNO, 1995; MONTEIRO *et al.*, 2002; MONTEIRO, 2003). Os valores encontrados estão dentro da faixa permissível para lançamento de efluentes observada na NT-202.R-10 (pH entre 5 e 9).

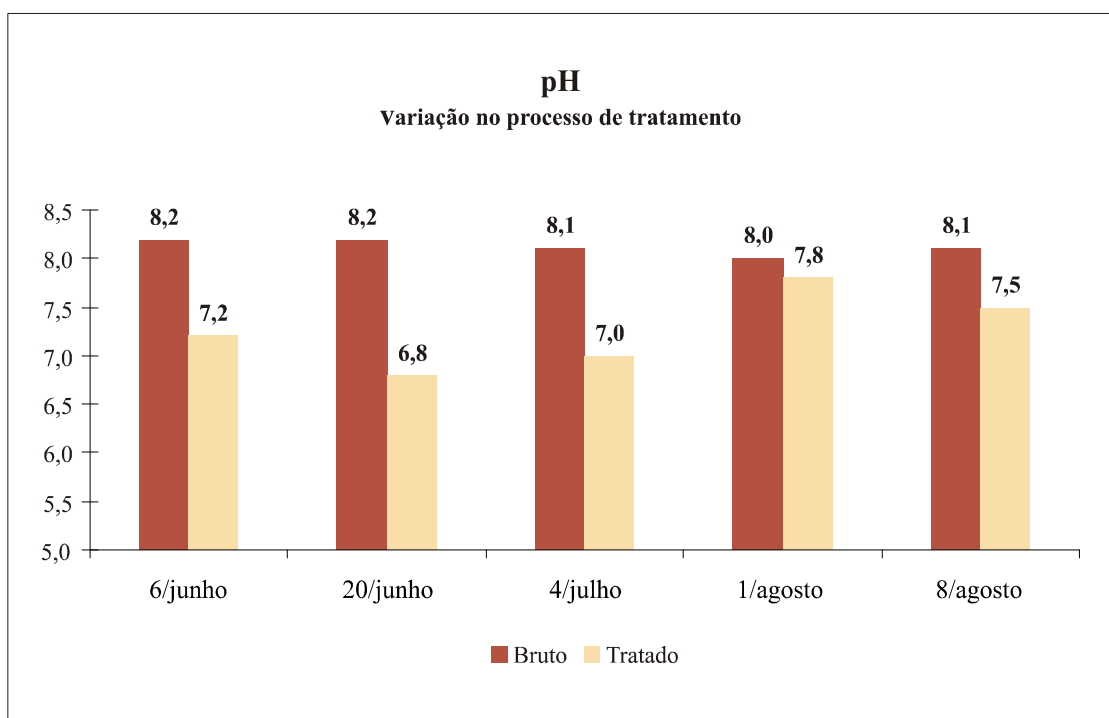


Figura 5.1. Distribuição de pH no lixiviado bruto e tratado nos dias de coleta.

5.2. ALCALINIDADE TOTAL

A alcalinidade é uma medida da capacidade de uma amostra de água para se comportar como uma base nas reações com prótons; na prática, a alcalinidade de um corpo d'água é uma medida da capacidade do corpo d'água de resistir a acidificação (BAIRD, 2002). A alcalinidade é um parâmetro que pode confirmar a metanização do lixiviado. Quanto mais alta, maior a transformação da matéria orgânica em CO_2 e, conseqüentemente, em bicarbonatos (GIORDANO, 2003).

A presença de cálcio é devida principalmente à lixiviação de: papéis, matéria orgânica; solo utilizado na cobertura dos resíduos. A concentração do cálcio no chorume a ser tratado deve ser conhecida, pois é um parâmetro utilizado para o controle da permeabilidade do chorume pelas membranas de nanofiltração, utilizada na etapa terciária, para polimento do chorume. A importância do controle da concentração de cálcio está relacionada ao *fouling* inorgânico. Para reduzir a concentração do cálcio solúvel do chorume é necessário diminuir a concentração da alcalinidade de bicarbonatos. O segundo processo é a conversão de bicarbonatos (HCO_3^-) em carbonatos (CO_3^{2-}), permitindo a pronta precipitação de CaCO_3 em virtude da adição de cálcio. O terceiro processo, também relacionado com este aporte de cálcio ao sistema, é a precipitação de sais orgânicos do tipo CaR_2 (R=radical orgânico).

A figura 5.2 apresenta os dados de alcalinidade. Os valores de alcalinidade variaram de 5389 a 9673 mgCaCO₃/L no lixiviado bruto e 64 a 297 mgCaCO₃/L no lixiviado tratado. Os valores de alcalinidade foram crescentes ao longo das coletas no lixiviado bruto e sem um padrão definido no lixiviado tratado apresentando alternância.

Segundo Barlaz *et al.* (1989) concentrações variando entre 6900 mg/L a 8000 mg/L não provocam inibição no sistema anaeróbio, o que corrobora com os dados obtidos neste trabalho, já que a faixa de pH e a densidade de *C. perfringens* no lixiviado bruto indicam boas condições para o crescimento microbiano anaeróbio. A redução variou de 95 a 99%.

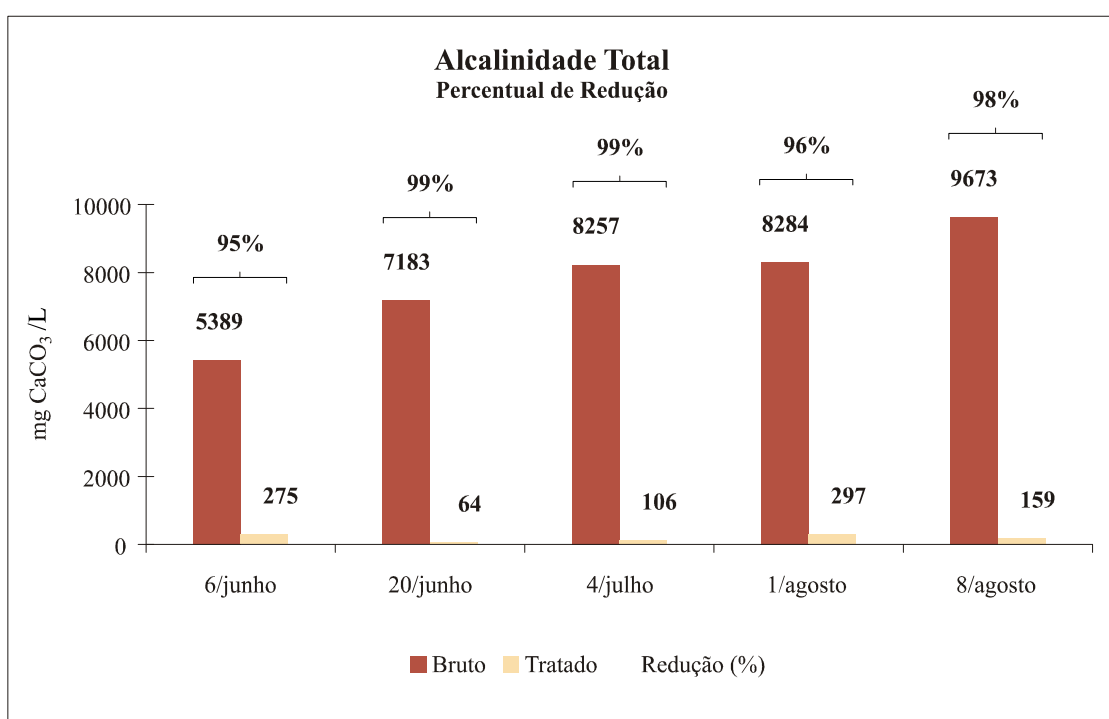


Figura 5.2. Distribuição da Alcalinidade no lixiviado bruto e tratado, expressa em mgCaCO₃/L nos dias de coleta e eficiência global de redução.

5.3. CONDUTIVIDADE

A condutividade elétrica é um parâmetro que pode ser associado aos sais/sólidos dissolvidos, sendo fácil para o controle operacional ou monitoramento. A presença de sais no lixiviado é uma característica marcante.

O aumento da concentração de sais deve sempre ser evitado, pois principalmente no caso do chorume, pode ser prejudicial ao processo biológico, sobretudo pelo efeito osmótico, sobre os microrganismos responsáveis pela biodegradação. As altas

concentrações de sais nos chorumes propiciam altas condutividades elétricas que favorecem o processo eletrolítico (GIORDANO, 2003).

A figura 5.3 apresenta os dados de condutividade. Os valores de condutividade variaram de 19 a 29 mS/cm no lixiviado bruto e 4 a 9 mS/cm no lixiviado tratado. Em média o lixiviado bruto apresentou valores 74% superiores aos do lixiviado tratado. Normalmente a condutividade aumenta ao longo dos processos de tratamento (introdução de sais coagulantes e carbonatos/bicarbonatos gerados pela biodegradação da matéria orgânica). No caso em estudo ocorrem as precipitações químicas de sais orgânicos e inorgânicos e com isto há redução da condutividade.

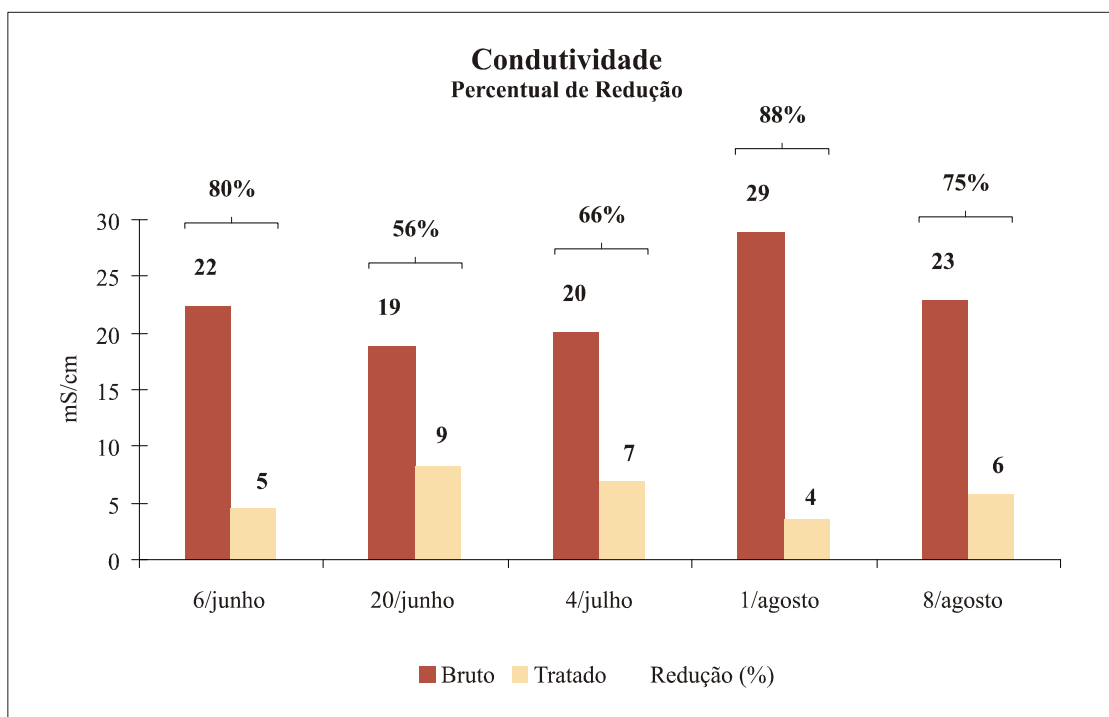


Figura 5.3. Distribuição da Condutividade no lixiviado bruto e tratado, expressa em mS/cm, nos dias de coleta e eficiência global de redução.

5.4. CLORETO

A figura 5.4 apresenta os dados de cloreto. Os valores de cloreto variaram de 4095 a 4612 mg Cl⁻/L no lixiviado bruto e 893 a 2121 mg/L no lixiviado tratado. O percentual de redução de cloreto variou de 49 a 80% (Figura 20). A caracterização revela a presença de altas concentrações de cloretos, estando dentro da faixa de variação correspondente da fase metanogênica (EHRIG *apud* O'leary & Walsh, 1997 in Silva, 2002).

A recirculação total do choroume pelo aterro, fato que ocorreu até o fim de 1999, favoreceu a ocorrência da redução da matéria orgânica e simultaneamente um aumento da concentração do íon cloreto. O íon cloreto é um íon solúvel quando associado aos íons sódio e potássio. Se a recirculação apresentou a vantagem da redução do teor de matéria orgânica, a carga remanescente tornou-se mais refratária ao tratamento biológico, como consequência da biodegradação anaeróbia exaustiva no leito do aterro (GIORDANO, 2003).

O aumento da concentração de sais também é um fator limitante para processos biológicos que venham a ser aplicados, devido ao efeito osmótico. Seria interessante que o choroume fosse diluído em outro efluente com baixa concentração de sais e para isto, até mesmo o esgoto sanitário poderia ser utilizado.

Segundo Carlson-Ekval e Morrison (1995) a presença de íons cloreto contribui para o aumento da toxicidade, determinada no teste com Microtox, pois ocorre diminuição de emissão de luz quando este íon está presente em grande quantidade na amostra, devido à formação de complexos com íons de metais dissolvidos.

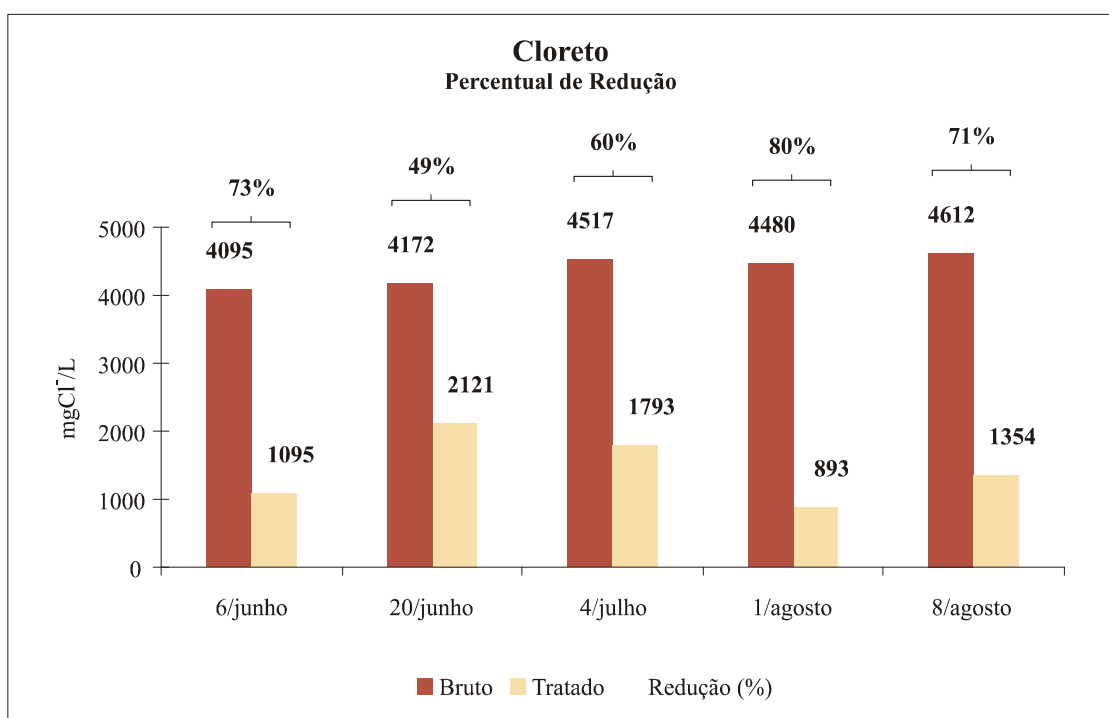


Figura 5.4. Distribuição do Cloreto no lixiviado bruto e tratado, expressa em mgCl⁻/L, nos dias de coleta e eficiência global de redução.

5.5. DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO (DQO)

Este parâmetro determina a quantidade de oxigênio consumido pela oxidação química da matéria orgânica presente na água e é muito utilizado para medir a poluição orgânica que estará afetando um corpo d'água (FEEMA, 1991). A figura 5.5 apresenta os dados de DQO. Os valores de DQO variaram de 2273 a 3384 mgO₂/L no lixiviado bruto e 165 a 1393 mgO₂/L no lixiviado tratado. Os valores de DQO estiveram constantes na ordem de 10³ no lixiviado bruto e 10² no lixiviado tratado, excetuando-se o dado da coleta do dia 4 de julho quando o lixiviado tratado atingiu o valor de 1393 mgO₂/L. O percentual médio de redução de DQO no lixiviado bruto esteve em torno de 81%.

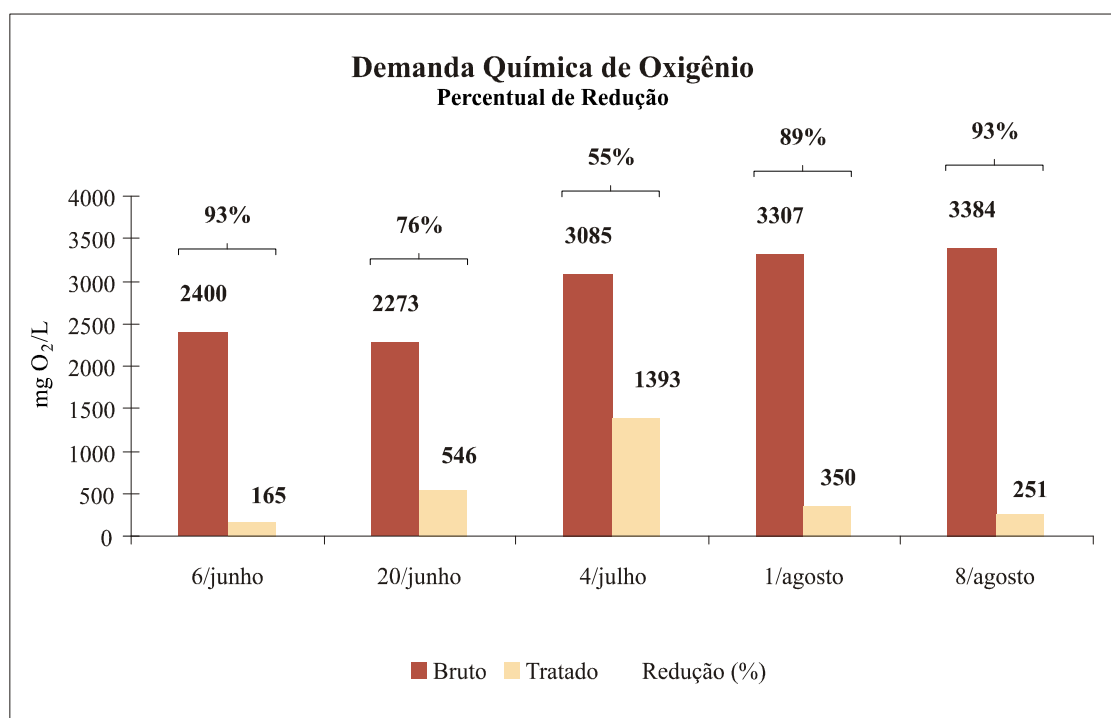


Figura 5.5. Distribuição do DQO no lixiviado bruto e tratado, expressa em mgO₂/L, nos dias de coleta e eficiência global de redução.

5.6. SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS (SST)

A figura 5.6 apresenta os dados de sólidos suspensos totais. Os valores de sólidos suspensos totais no lixiviado bruto variaram de 71,0 a 145 mg/L e 13,2 a 35,0 mg/L no lixiviado tratado. Os valores de SST estiveram constantes na ordem de 10¹ a 10² no lixiviado bruto e tratado. O percentual de remoção de SST no lixiviado bruto variou de 75 a 87%.

A membrana de nanofiltração tem uma capacidade de retenção (*cut off*) para moléculas orgânicas não carregadas, de peso molecular 150-300 Dalton. O rejeito da nanofiltração era inicialmente 40% da vazão total. Atualmente, após o desenvolvimento do processo com a redução do *fouling* nas membranas, a vazão do rejeito foi reduzida para 20%, com a conseqüente redução dos custos operacionais. A pressão de trabalho é inferior a 140 psi. O fluxo não permeado (rejeito) é retornado para a lagoa de equalização, servindo inclusive para a preparação do leite de cal (suspensão de cal na concentração p/V de 10%) (GIORDANO, 2003).

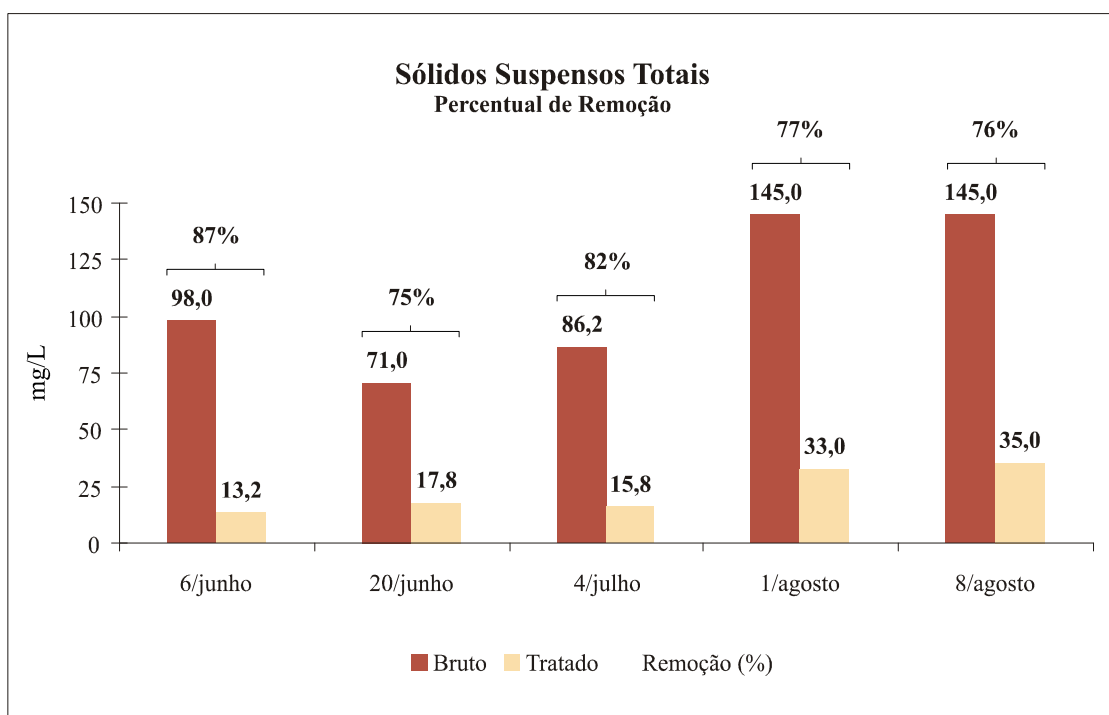


Figura 5.6. Distribuição do SST no líquido bruto e tratado, expressa em mg/L, nos dias de coleta e eficiência global de remoção.

5.7. SÓLIDOS SUSPENSOS VOLÁTEIS (SSV)

A figura 5.7 apresenta os dados de sólidos suspensos voláteis. Os valores de sólidos suspensos voláteis no líquido bruto variaram de 43,3 a 91,7 mg/L e 12,0 a 18,0 mg/L no líquido tratado. Os valores de SSV estiveram constantes na ordem de 10^1 no líquido bruto e tratado. O percentual médio de remoção de SSV no líquido bruto esteve em torno de 77%. Os sólidos suspensos voláteis (SSV) na saída do tratamento são compostos pela matéria orgânica residual (não degradada) e flocos biológicos que formam o inóculo de um sistema de lodos ativados. A qualidade do inóculo, para um

determinado efluente, está relacionada com sua capacidade de depuração desse material (SILVEIRA, 2004).

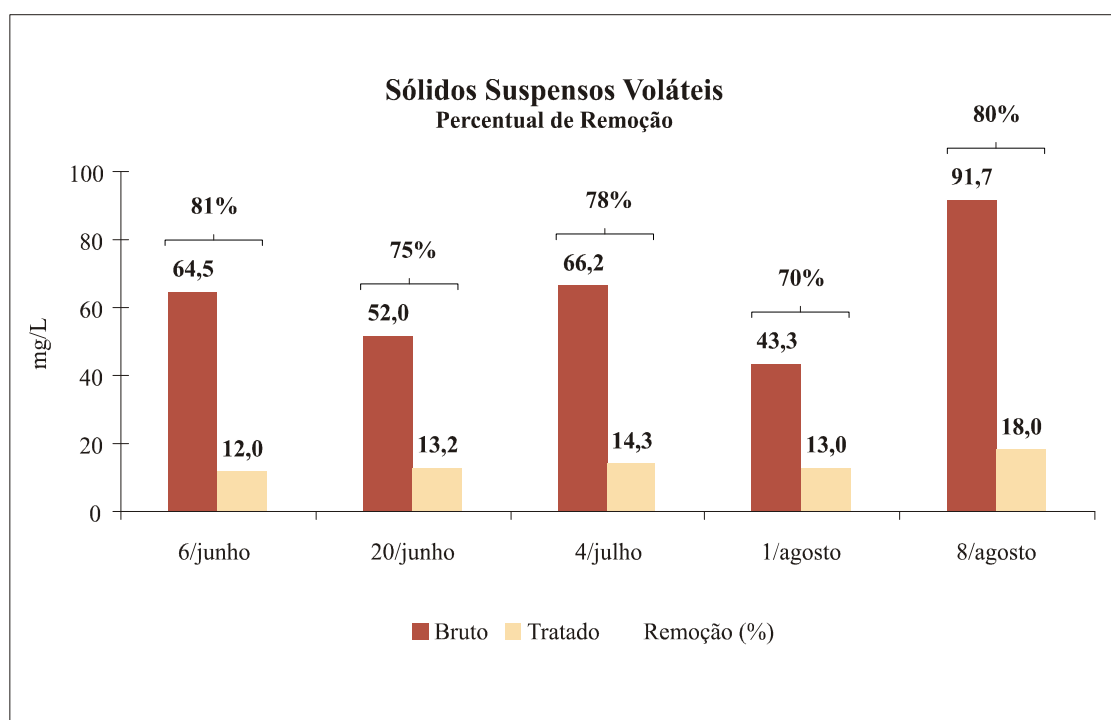


Figura 5.7. Distribuição do SSV no lixiviado bruto e tratado, expressa em mg/L, nos dias de coleta e eficiência global de remoção.

5.8. NITROGÊNIO AMONIACAL

O nitrogênio amoniacal é um parâmetro marcante, podendo inclusive ser utilizado como parâmetro de monitoramento para verificação de contaminação do aquífero, devido à sua solubilidade.

A figura 5.8 apresenta os dados de nitrogênio amoniacal. Os valores de nitrogênio amoniacal no lixiviado bruto variaram de 1294 a 1875 mg N-NH₄⁺/L e 1 a 35 mg N-NH₄⁺/L no lixiviado tratado. Os valores de nitrogênio amoniacal estiveram constantes na ordem de 10³ no lixiviado bruto corroborando com os dados de Giordano (2003) que, também encontrou dados sempre superiores a 10³ mg N-NH₄⁺/L. O percentual médio de remoção de nitrogênio amoniacal no lixiviado bruto esteve em torno de 99%.

Comparando com os dados obtidos por Silva (2002) houve uma melhora no tratamento com aumento de 50% do poder de remoção de nitrogênio amoniacal.

A remoção da amônia do lixiviado se impõe, pois esta é tóxica aos peixes, aos microrganismos e à vegetação. A concentração de nitrogênio amoniacal para lançamento de efluentes em corpos d'água é restrita a 10 mg NH₃/L segundo a NT-202.R-10. Altas concentrações de nitrogênio amoniacal presentes no lixiviado podem ser conseqüência da degradação biológica de aminoácidos e outros compostos orgânicos nitrogenados, durante a fase acetogênica, podendo ocorrer elevadas concentrações de amônia (OLIVEIRA & MOTA, 1998; ILIES & MAVINIC, 2001; IM *et al.*, 2000)

Estas altas concentrações de amônia no lixiviado são importantes complicadores nos processos de tratamento, pois esta substância é solúvel, sendo difícil a sua remoção em uma única etapa de tratamento. A amônia acaba definindo a associação de operações unitárias complementares ao tratamento do lixiviado. Trata-se de um dos desafios a minimização deste elemento de modo a atender a resolução CONAMA, inclusive para aterros de pequeno porte (GIORDANO, 2003).

A combinação da grande área interfacial entre o ar e a água, a agitação mecânica e a alta volatilidade relativa da amônia podem resultar em remoções significativas. No caso do tratamento do lixiviado, as lagoas de equalização utilizadas à montante dos processos de tratamento podem oferecer razoável remoção de amônia. Parte do nitrogênio amoniacal também é removida pela ação das bactérias nitrificantes e pela incorporação do nitrogênio amoniacal na biomassa formada no reator biológico. O *stripping* é a forma mais eficiente para a remoção de amônia quando presente em concentrações elevadas, como é o caso do lixiviado.

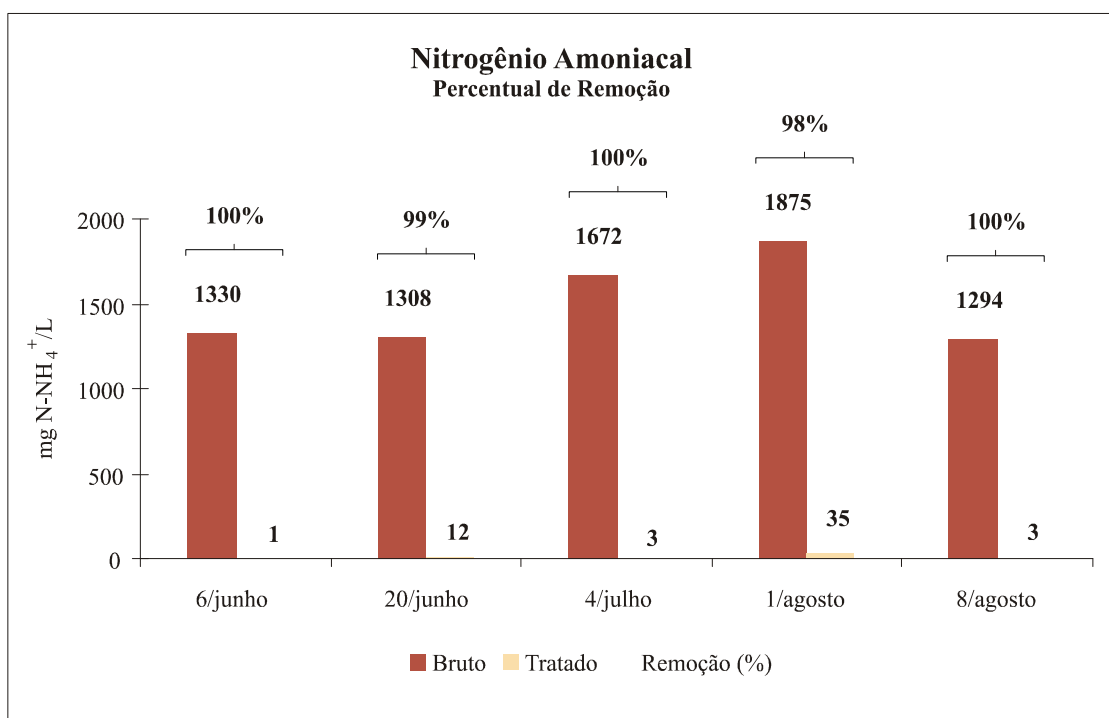


Figura 5.8. Distribuição do nitrogênio amoniaco no lixiviado bruto e tratado, expressa em mg N-NH₄⁺/L, nos dias de coleta e eficiência global de remoção.

5.9. BACTÉRIAS HETEROTRÓFICAS TOTAIS

Em relação às análises microbiológicas pode-se verificar que apesar do lixiviado apresentar altas densidades de microrganismos, essas densidades são inferiores às normalmente encontradas nos esgotos sanitários.

A figura 5.9 apresenta os dados das Bactérias Heterotróficas Totais (BHT). Os valores de BHT variaram de $2,6 \cdot 10^3$ a $5,3 \cdot 10^6$ UFC/mL (Unidades Formadoras de Colônias por mililitro) no lixiviado bruto ($10^3 - 10^6$) e $1,2 \cdot 10^3$ a $5,3 \cdot 10^5$ UFC/mL no lixiviado tratado (10^3 a 10^5). Em média a redução da densidade estimada de bactérias atingiu 90%. As densidades de microrganismos do lixiviado bruto se por um lado indicam o seu potencial contaminador, por outro indicam parcialmente a viabilidade do seu tratamento por via biológica (GIORDANO, 2003).

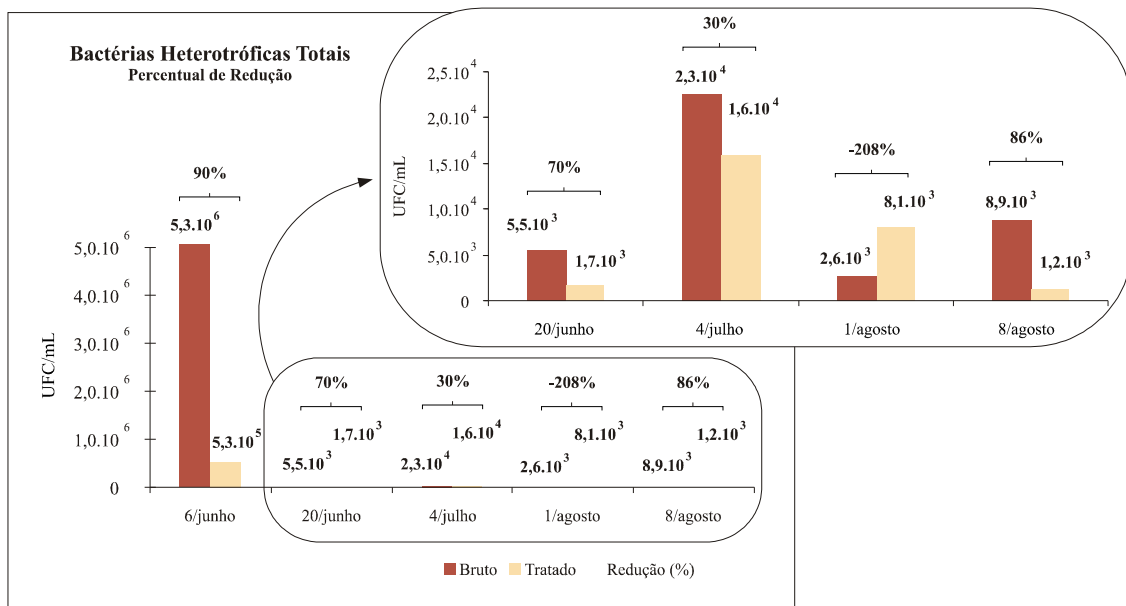


Figura 5.9. Distribuição das bactérias heterotróficas totais no lixiviado bruto e tratado, expresso UFC/mL, nos dias de coleta e eficiência global de redução.

5.10. GRUPO COLIFORME

A figura 5.10 apresenta os dados de Coliformes Totais e Fecais. Seus valores apresentam-se bastante variados, sem um padrão definido. A estimativa da densidade original do coliforme total expressa pelo Número Mais Provável em 100 mL variou de $3,3 \cdot 10^1$ a $1,1 \cdot 10^3$ no lixiviado bruto e de $7,9 \cdot 10^1$ a $3,5 \cdot 10^2$ no lixiviado tratado.

Os maiores valores encontrados no lixiviado bruto ocorreram nas coletas do dia 6 de junho ($1300 \text{ NMP}/100 \text{ mL}$) e do dia 1 de agosto ($1100 \text{ NMP}/100 \text{ mL}$). A eficiência do tratamento reduz até 35% na quantidade de coliforme total.

A densidade estimada do coliforme fecal variou de $7,0 \cdot 10^0$ a $3,5 \cdot 10^2 \text{ NMP}/100 \text{ mL}$ no lixiviado bruto e de $3,3 \cdot 10^1$ a $2,2 \cdot 10^2 \text{ NMP}/100 \text{ mL}$ no lixiviado tratado.

Os dados elevados na amostragem do dia 8/agosto são pontuais e podem ser consequência do ajuste da estação de tratamento após 15 dias de parada para sua manutenção e/ou melhor adaptação das bactérias ao reator biológico utilizado no tratamento, podendo ser um indicativo para a necessidade de desinfecção do lixiviado pós-tratamento.

Todos os valores encontrados neste trabalho para o lixiviado bruto são inferiores aos encontrados para o Aterro de Muribeca, Gramacho e Piraí e dentro da mesma ordem de grandeza que os valores encontrados no Aterro do Morro do Céu, reportados na Tabela 2.6.

Os percentuais de redução foram variados para ambos os grupos, indicando que o efluente pode estar tóxico ou não para as populações microbianas provavelmente dependendo da operação da estação e dos compostos presentes no lixiviado. São necessários estudos mais aprofundados para determinar os fatores de crescimento e inibição.

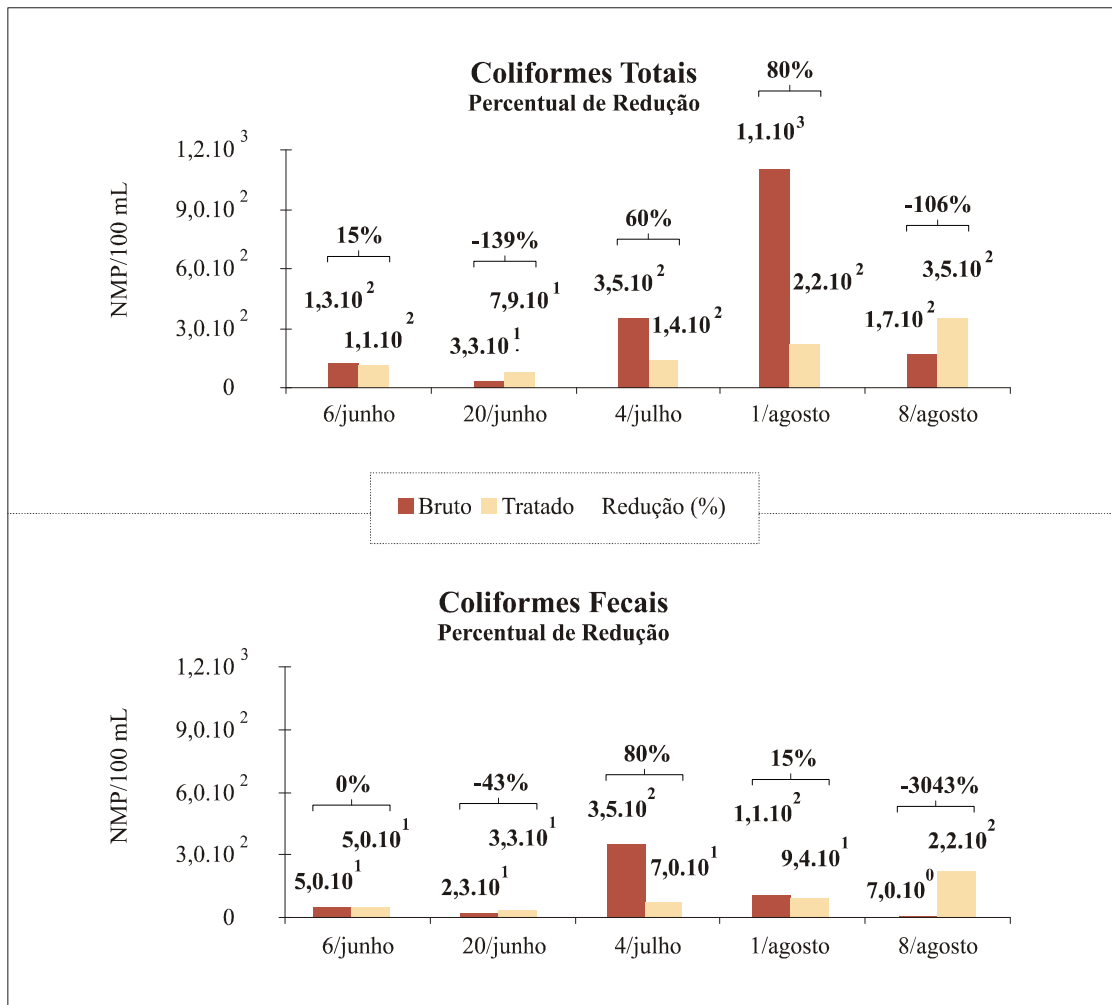


Figura 5.10. Distribuição dos coliformes totais e fecais no lixiviado bruto e tratado, expresso pelo NMP/100 mL, nos dias de coleta e eficiência global de redução.

Em termos práticos, admite-se que o grau de poluição/contaminação da água é proporcional à densidade de indicadores presente. Em função das grandes quantidades de microrganismos a serem inativados, a eficiência de redução necessária para que o efluente tratado atinja os padrões de qualidade microbiológica para coliformes fecais ou termotolerantes não deverá ser excedido um limite de 2500 por 100 mL em 80% ou mais de pelo menos 6 amostras coletadas durante o período de um ano, com frequência bimestral para corpos hídricos até a classe 2.

5.11. *Enterococcus*

A figura 5.11 apresenta os dados de *Enterococcus*. Os valores de *Enterococcus* apresentam-se bastante uniformes no lixiviado bruto (10^5 NMP/100 mL) e no lixiviado tratado (10^2 NMP/100 mL). Em média a redução da densidade estimada de bactérias atingiu 99,7%. Estes valores estão na mesma ordem de grandeza aos anteriormente encontrados por Giordano (2003) no Aterro de Gramacho.

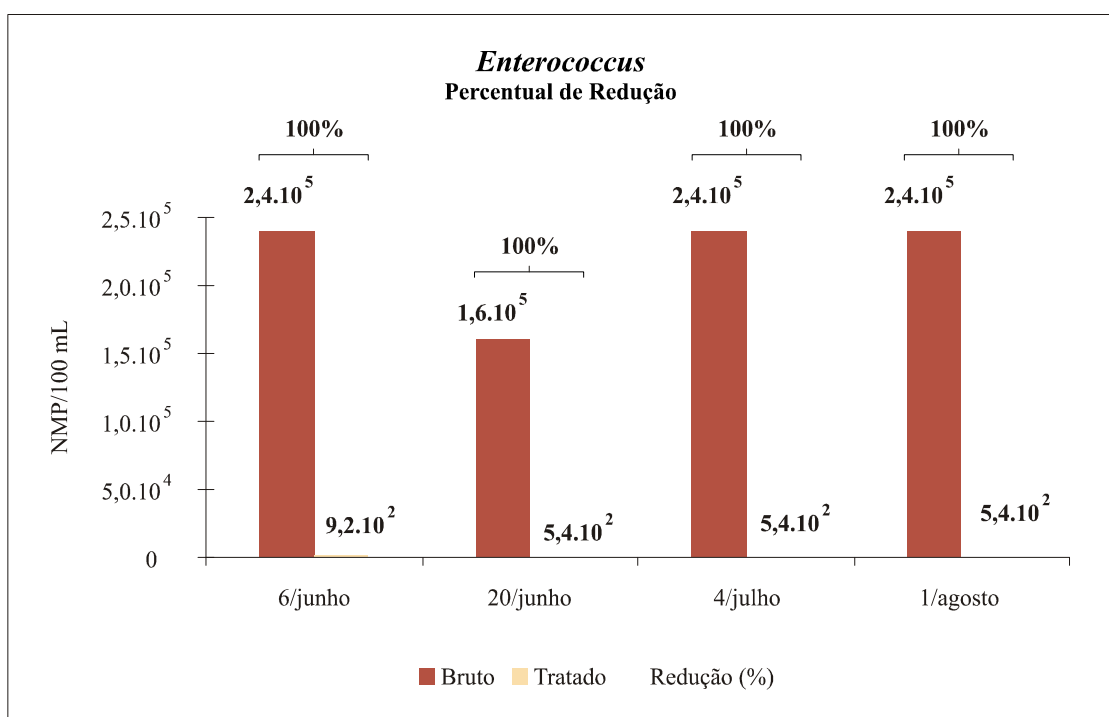


Figura 5.11. Distribuição do *Enterococcus* no lixiviado bruto e tratado, expresso pelo NMP/100 mL, nos dias de coleta e eficiência global de redução.

Os membros do gênero *Enterococcus* representam atualmente o melhor indicador de contaminação tardia e mais resistente entre os microorganismos analisados, sem que se deva considerar erro o controle por outros organismos. Enterococos (pertencentes ao gênero

Enterococcus) inclui as espécies mais estreitamente associadas aos dejetos humanos: *E. avium*, *E. casseliflavus*, *E. cecorum*, *E. durans*, *E. faecalis*, *E. faecium*, *E. gallinarum*, *E. hirae*, *E. malodoratus*, *E. mundtii*, *E. solitarius* (GONÇALVES 2003).

5.12. *Staphylococcus* sp.

A figura 5.12 apresenta os dados de *Staphylococcus* sp.. Os valores de *Staphylococcus* sp. variaram de $3,4 \cdot 10^2$ a $1,0 \cdot 10^3$ UFC/mL (Unidades Formadoras de Colônias) no lixiviado bruto e atingiram até $1,9 \cdot 10^3$ UFC/mL no lixiviado tratado. Nos dias 6 de junho e 4 de julho houve redução de 100% do número de bactérias, no entanto no dia 20 de junho o número de bactérias pós-tratamento atingiu valores até 5 vezes superiores aos encontrados no lixiviado bruto.

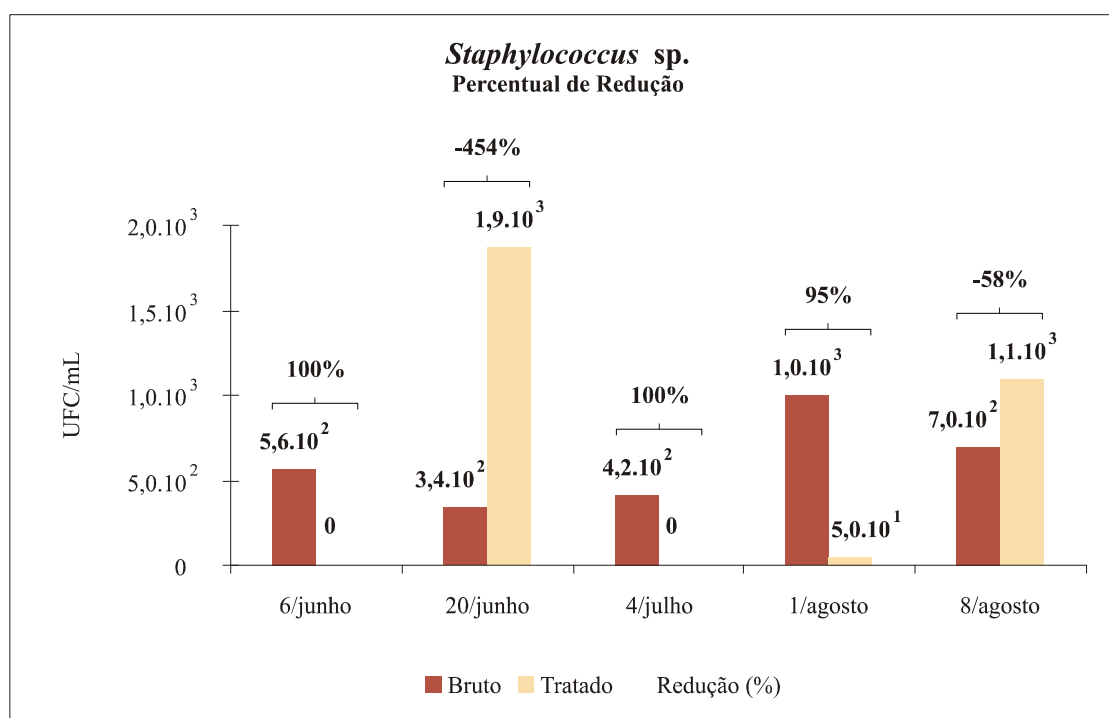


Figura 5.12. Distribuição de *Staphylococcus* sp. no lixiviado bruto e tratado, expresso UFC/mL, nos dias de coleta e eficiência global de redução.

5.13. *Pseudomonas aeruginosa*

A tabela 5.1 apresenta os dados de presença e ausência de *Pseudomonas aeruginosa*. Sua presença ocorreu somente no lixiviado tratado e em 40% das amostras.

Tabela 5.1. Presença (1) e ausência (0) de *Pseudomonas aeruginosa* no lixiviado do Aterro Metropolitano de Gramacho.

Datas das Coletas	LIXIVIADO BRUTO	LIXIVIADO TRATADO
6/junho	-	-
20/junho	-	-
4/julho	-	-
1/agosto	-	+
8/agosto	-	+

5.14. *Clostridium perfringens*

A figura 5.13 apresenta os dados de *Clostridium perfringens*. Sua presença ocorreu somente no lixiviado bruto e em 4 das 5 amostras. Sua densidade variou de $2,0 \cdot 10^1$ a $1,4 \cdot 10^2$ UFC/mL. Estes valores são inferiores aos encontrados por Monteiro (2003) que estiveram na faixa de 10^3 a 10^4 (Tabela 2.6).

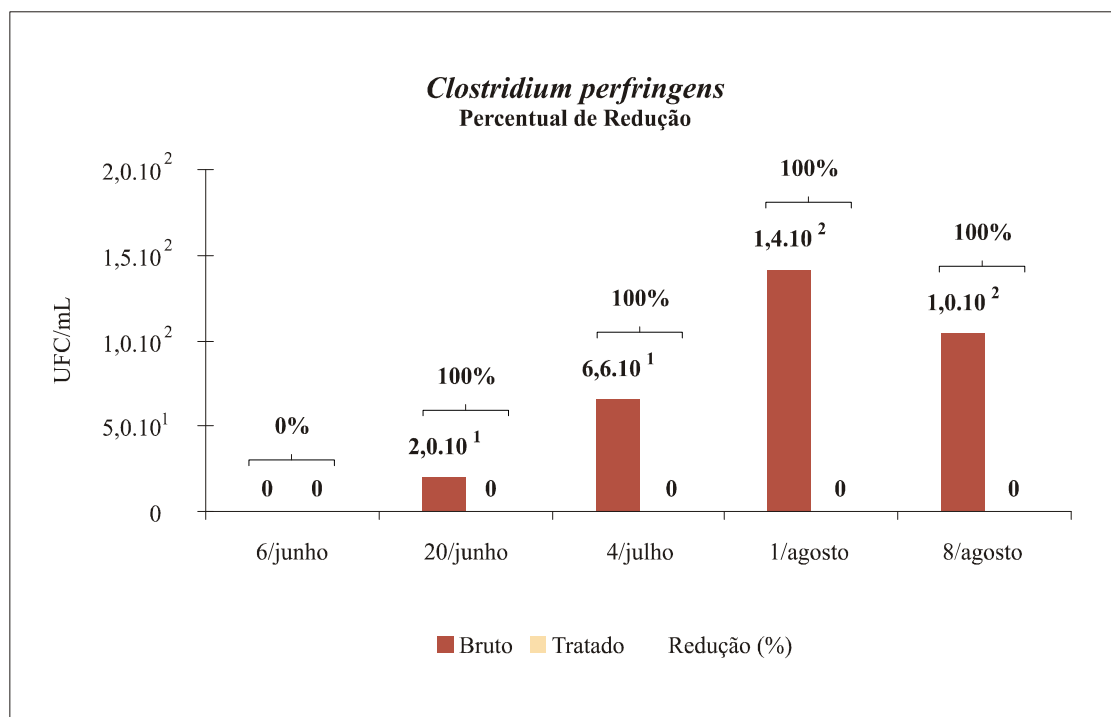


Figura 5.13. Distribuição de *Clostridium perfringens* no lixiviado bruto e tratado, expresso UFC/mL, nos dias de coleta e eficiência global de redução.

CAPÍTULO 6. CONSIDERAÇÕES FINAIS E CONCLUSÃO

6.1. PRINCIPAIS CONCLUSÕES

O pH do chorume é determinado por um sistema muito complexo. Um dos conjuntos formadores deste complexo equilíbrio é relativo ao ácido carbônico e seus sais (carbonatos e bicarbonatos). Os valores de pH encontrados pós-tratamento estão dentro da faixa permissível para lançamento de efluentes observada na NT-202.R-10.

A caracterização confirma a metanização do lixiviado com os valores de alcalinidade e as altas concentrações de cloretos. A recirculação total do chorume pelo aterro favoreceu um aumento da concentração do íon cloreto. Se a recirculação apresentou a vantagem da redução do teor de matéria orgânica, a carga remanescente tornou-se mais refratária ao tratamento biológico, como consequência da biodegradação anaeróbia exaustiva no leito do aterro.

As altas concentrações de sais nos chorumes propiciam altas condutividades elétricas que favorecem o processo eletrolítico.

Houve uma melhora no tratamento com aumento de 50% do poder de redução de nitrogênio amoniacal comparando com os dados obtidos em trabalhos anteriores.

Em relação às análises microbiológicas pode-se verificar que apesar do lixiviado apresentar altas densidades de microrganismos, essas densidades são inferiores às normalmente encontradas nos esgotos sanitários.

Dados elevados para algumas espécies são pontuais e podem ser consequência do ajuste da estação de tratamento após 15 dias de parada para sua manutenção.

Os membros do gênero *Enterococcus* representam atualmente o melhor indicador de contaminação tardia e mais resistente entre os microrganismos analisados, sem que se deva considerar erro o controle por outros organismos.

6.2. SUGESTÕES PARA FUTURAS PESQUISAS

- Estudos mais detalhados devem ser desenvolvidos para caracterizar a comunidade microbiana e suas inter-relações físico-químicas, principalmente em aterros cuja possível contaminação das águas superficiais e subterrâneas tenha maior risco;
- São necessários estudos mais aprofundados para determinar os fatores de crescimento e inibição, indicando o nível de toxicidade do efluente para as populações microbianas;

CAPÍTULO 7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AL-MUZAINI, S.; BEG, M. U.; MUSLMANI, K. Characterization of landfill leachates at waste disposal site in Kuwait. **Environmental International**. v. 21, n. 4, p. 399-405, 1995.

AMADOR, E.S. Assoreamento da Baía de Guanabara - Taxas de Sedimentação. **An. Acad. brasil. Cienc.**, 52 (4): 723-742, 1980.

AMADOR, E. S. Baía de Guanabara: um balanço histórico. In: ABREU, M. A.(Org.). **Natureza e sociedade no Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro: Biblioteca Carioca, p.201-258, 1992.

AMADOR, E. S. **Baía de Guanabara e ecossistemas periféricos: homem e natureza**. Tese de Doutorado, Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 539 p., 1996.

AMARAL, L. A., JÚNIOR, O. D. R., FILHO, A. N. & ALEXANDRE, A. V. Avaliação da qualidade higiênico-sanitária da água de poços rasos localizados em uma área urbana: utilização de colifagos em comparação com indicadores bacterianos de poluição fecal. **Rev. Saúde Pública**, 28 (5): 345-8, 1994.

ANDRADE, J. **Tratamento de percolado de Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos enfatizando o uso de Processos Oxidativos Avançados**. Disciplina-Processos Oxidativos Avançados no Tratamento de Efluentes - PEQ/COPPE/UFRJ, janeiro 2001.

APHA – American Public Health Association. **Standard Methods for the examination of water and wastewater**, 15 th Ed. American Public Health Association, New York. 1980.

APHA – American Public Health Association. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. Washington, DC, 1992.

APHA - American Public Health Association, American water works association, water environment federation. **Standard Methods for the examination of water and wastewater**. 20 th Ed. Washington, D.C.: APHA, AWWA, WEF, 1998. 1157 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13869**: Aterros de resíduos não perigosos – critérios para projeto, implantação e operação. Rio de Janeiro, 1997.

_____. **NBR 10004**: Resíduos sólidos: classificação. Rio Janeiro, 2004.

BAIRD, C. **Química Ambiental**. Trad. Maria Angeles Lobo Recio e Luiz Carlos Marques Carrera – Ed. Bookman, 2ª ed. Porto Alegre, 2002.

BARBOSA, M. C., Almeida, M. S. S. & Ehrlich, M. Ions diffusion through an organic saline clay soil. **Proceedings of the Second International Congress on Environmental Geotechnics**; Osaka Japan, pp. 7-12, vol. 1, 1996.

BARBOSA, H. R. & TORRES, B. B. Nutrição e metabolismo bacteriano. In: Trabulsi, L. R., Altherthum, F., Gompertz, O. F. & Candeias, J. A. N. (eds) **Microbiologia**. 3ª ed., Atheneu, São Paulo, Cap. 3, pp. 585, 1999.

BARLAZ, M. A.; SCHAEFER, D. M., HAM, R. K. Inhibition of methane formation from municipal refuse in laboratory scale lysimeters. **Biochem. And Biotechnol.** v. 20-22, 1989, pp. 181-295.

BARLAZ, M.; HAM, R.K.; SCHAEFER, D.M. **Methane production from municipal refuse: A review of enhancement techniques and microbial dynamics**, v. 19, pp. 557-585, 1990.

BERNARD, C.; COLIN, J. R.; ANNE, L. D. -D. Estimation of the hazard of landfill leachates through toxicity testing of leachates. **Chemosphere**. v. 35, n. 11, p. 2783-2796, 1997.

BHIDE, A. & SUNDARESAN, B. Solid waste management in developing countries. **Indian National Scientific Documentation Centre**, pp. 1-55, 1983.

BILA, D. M. **Aplicação de Processos Combinados no Tratamento do Chorume**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Universidade Federal do Rio de Janeiro. 2000, 200p.

CAMMAROTA, M. C., RUSSO, C. e SANT'ANA, G. L. Jr., Tratabilidade do Chorume Gerado no aterro Sanitário Metropolitano do Rio de Janeiro, **Anais do I Encontro Brasileiro de Ciências Ambientais**, v. 2, pp. 453-473, 1994.

CAMPOS, J. R. (Coord.). Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo. Rio de Janeiro: Projeto PROSAB, **ABES**, 1999. 464 p.

CAPELO-NETO, J.; MOTA, S. Caracterização e avaliação da tratabilidade biológica do percolado gerado no Aterro Sanitário Oeste, em Caucaia, Ceará. In: **20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. ABES. Rio de Janeiro, 1999.

CARLSON-EKVALL & MORRISON, G. M. Contact toxicity of metals in sewage sludge: evaluation of alternatives to sodium chloride in the microtox assay”, **Environmental Technology and Chemistry**, vol. 14, pp. 17–22. 1995.

CARVALHO, M. F. **Comportamento geotécnico de resíduos sólidos urbanos**, Tese (Doutorado): Escola de Engenharia de São Paulo, Universidade de São Carlos. 1999, 300p.

CHARLET, P. **Landfill Leachate Treatment**, report #: R&DWW001/1999, White Martins. 1999

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores Anaeróbios.(Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. 1a ed., 2ª reimpressão. Belo Horizonte (MG): Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental-UFMG, 2000, v.5, 246 p.

CHRISTENSEN , T. H., KJELDSSEN, P., BJERG, P. L., JENSEN, D. L., CHRISTENSEN, J. B., BAUN, A., ALBRECHTSEN, H. & HERON, G. Biogeochemistry of landfill leachate plume. **Applied Geochemistry**, 16: 659-718, 2001.

COMLURB. Publicações no site da empresa de informações sobre os resíduos da Cidade do Rio de Janeiro, 2003.

CONAMA.. **Resolução n.º357**, 2005.

CONAMA.. **Resolução n.º 274**, 2000.

COUTO, M. C. L. & BRAGA, F. S. Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por associação de reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo e reator aneróbio por infiltração rápida. **ABES**, Joinvile, Santa Catarina, 2003.

D'ALMEIDA, M. L. O. & VILHENA, A. **Lixo Municipal: Manual de Gerenciamento Integrado**. São Paulo-SP. 2a ed. IPT/CEMPRE, 2000.

ECKENFELDER Jr, W. W. **Industrial Water Pollution Control**. Singapore. Mc Graw Hill Book Company, 1989, 400 p.

ENGENCORPS – Corpo de engenheiros consultores. **Rel: 064-SSO-NOD-B173. Estado da arte dos aterros sanitários – Parte II**, abril, 1996, 233p.

ESPINACE, R., PALMA, J. & SANCHEZ-ALCITURRI, J. M.. Experiencias de aplicación de modelos para la determinación de los asentamientos de rellenos sanitarios. **XI Congreso Panamericano de Mecánica de Suelos e Ingeniería Geotécnica**, Foz de Iguaçu, Brasil, 1999.

FEACHEM, R. G. Detection, survival, and removal of pathogens in the environment. In: **Sanitation and disease health aspects of excreta and wastewater management**. 1983. John Wiley & Sons.

FEEMA. DZ-215.R-3, aprovada pela Deliberação CECA nº4221, de 21 de novembro de 2002. Diretriz de controle de carga orgânica biodegradável em efluentes líquidos de origem não industrial. Diário Oficial (do Estado do Rio de Janeiro), Rio de Janeiro, 30 de dezembro de 2002.

FEEMA. NT-202.R-10, aprovada pela Deliberação CECA nº1007, de 04 de dezembro de 1986. Critérios e padrões para lançamento de efluentes líquidos. Diário Oficial (do Estado do Rio de Janeiro), Rio de Janeiro, 12 de dezembro de 1986.

FEEMA. Qualidade das Águas do Estado do Rio de Janeiro - Período de 1987 -1989, 1991, 180 pp.

FERREIRA, J.A. **Revisão sobre Técnicas de Tratamento de Chorume de Aterros Sanitários e Relato de casos no Estado do Rio de Janeiro**, 2000.

FUSCONI, R. & GODINHO, M. J. L. Bacteria and protozoa populations in groundwater in a landfill area in São Carlos, SP. **Revista de Microbiologia**, 30: 196-202, 1999.

GILLER, K. E.; WITTER, E.; McGRATH, S. P. Toxicity of heavy metals to microorganisms and microbial processes in agriculture soils: a review. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 30, p. 1389-1414, 1998.

GIORDANO, G., FERREIRA, J.A., RITTER,E., ROSSO, T.C.A., PIRES, J.C.A. **Tratamento do Chorume do Aterro Metropolitano de Gramacho. Rio de Janeiro, Brasil.** In: Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, XXVIII. 2002, Cancún (QROO)-México: Anais AIDIS/ABES Capítulo Nacional, Rio de Janeiro. CD-ROM, 2002.

GIORDANO, G. **Análise e formulação de processos para tratamento dos chorumes gerados em aterros de resíduos sólidos urbanos.** Tese (doutorado) – Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Departamento de Ciência dos Materiais e Metalurgia. – Rio de Janeiro: Departamento de Ciência dos Materiais e Metalurgia, 2003. 257 p.

GOMES, L. P.; LANGE, L. C.; JUCÁ, J. F. T.; FERNADES & SILVA, S. M. C. P. 2006. Processos e Monitoramento da Digestão Anaeróbia de Resíduos Sólidos Urbanos. In: **Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos com ênfase na proteção de corpos d'água: prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterros sanitários.** Armando Borges de Castilhos Junior (coordenador). Rio de Janeiro: ABES, 2006. 494 p.

GONÇALVES, R. F. (Coord.). **Desinfecção de efluentes sanitários.** Rio de Janeiro: ABES, RiMA, 2003. 438 p.: il. Projeto PROSAB.

HAGLER, A. N. & MENDONÇA-HAGLER, L. C. Yeasts from marine and estuarine waters with different levels of pollution in the state of Rio de Janeiro, Brazil. **Appl. Environ. Microbiol.**, 41: 173-178, 1981.

HALVADAKIS, C. P., ROBERTSON, A. P. & LECKIE, J. O. Landfill methanogenesis: Literature review and critique. **Env. Eng. And Science Department of civil Eng.** Stanford University, 1983.

<http://www.resol.com.br>

<http://www.rio.rj.gov/comlurb/arti12.htm>;

<http://www.signuseditora.com.br/Sa-57/SAGramac.htm>

HUANG, S.; DIYAMANDOGLU, V. & FILLOS, J. Ozonation of leachates from aged domestic landfill. **Ozone Science & Engineering**, v. 15, p. 433 - 444, 1993.

HUANG, L., ZHU, S., ZHOU, H. & QU, L.. Molecular phylogenetic diversity of bacteria associated with the leachate of a closed municipal solid waste landfill. **FEMS Microbiology Letters**, 242: 297-303, 2005.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística: banco de dados. **Censo 2000**. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br> acesso em: 14/07/2003.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. PNSB - **Pesquisa Nacional do Saneamento Básico**, 2000. Disponível em <http://www.ibge.gov.br>. Acesso em 11/11/2004.

ILIES, P. & MAVINIC, D. S. The effect of decreased ambient temperature on the biological nitrification and denitrification of a high ammonia landfill leachate. **Water Research**, vol. 35, pp. 2065–2072, 2001.

IM, J. -H.; WOO, H.-J.; CHOI, M.-W.; HAN, K.-B. & KIM, C.-W. **Simultaneous organic and nitrogen removal from municipal landfill leachate using an anaerobic/aerobic system**, 2000.

IPT. **Manual do gerenciamento integrado do lixo municipal**. 1ª edição, São Paulo, IPT/CEMPRE, 1995, 278p.

JICA (Japan International Cooperation Agency). The study on recuperation of the Guanabara Bay ecosystem, 3, Tokyo: Kokusai Kogyo Co. Ltd., 1994, 797 p.

JUNQUEIRA, F. F. **Análise do comportamento de resíduos urbanos e sistemas dreno filtrantes em diferentes escalas, com referências ao aterro do Jóquei Clube**. Tese (Doutorado): Universidade de Brasília, 2000.

KELLER, A. H., VERA, R. A. & BRIONES, M. E. **Estudio a escala de laboratorio para la determinación de los parámetros hidrológicos óptimos para la generación de metano em rellenos sanitarios em Chile**. Proyecto de Investigación nº 202.788/2001. Universidad Católica de Valparaíso, Chile, 2002.

KJERFVE, B.; Ribeiro, C. A.; Dias, G. T. M.; Filippo, A. & Quaresma, V. S. Oceanographic characteristics of an impacted coastal bay: Baía de Guanabara, Rio de Janeiro, Brazil. **Continental Shelf Research**, 17: 1609-1643, 1997.

KRIEG, N. R.; HOLT, N. G. (Eds.). **Bergey's manual of systematic bacteriology**. Baltimore: William and Wilkins, 1984.

KUAJARA, O.; SANCHEZ, J.; BALLESTRIN, R. & TEXEIRA, E. Environmental monitoring of the north porto alegre landfill, Brazil, **Water Environment Research**, vol. 69, pp. 1170–1177, 1997.

LEÃO, S., BISHOP, I., & EVANS, D. Spatial-temporal model for demand and allocation of waste landfills in growing urban regions. **Computers, Environment and Urban Systems**, 28: 353-385, 2004.

LO, I. M. Characteristics and treatment of leachates from domestic landfills. **Environment International**. v. 22, n. 4, p. 433-442, 1996.

LUZ, L. B. D. **Estudo da toxicidade de percolados de aterro sanitário**, tech. rep., setembro 1998.

MANNARINO, C. F.; FERREIRA, J. A; CAMPOS, J. C. & RITTER, E. Wetlands para tratamento de lixiviados de aterros sanitários – experiências no aterro sanitário de Pirai e no aterro metropolitano de Gramacho (RJ). **Eng. Sanit. Ambient.**, v. 11, nº2, abr-jun, pp. 108-112, 2006.

MARTTINEN, S. K.; KETTUNEN, R. H.; SORMUNEN, K. M.; SOIMASUO, R.M.; RINTALA, J. A. Screening of physical-chemical methods for removal of organic material, nitrogen and toxicity from low strength landfill leachates. **Chemosphere**. V.46, p. 851–858, 2002.

MAYR, L.M., TENEMBAUM, D.R., VILLAC, M.C., PARANHOS, R., NOGUEIRA, C.R., BONECKER, S.L.C. & BONECKER, A.C.T Hydrobiological Characterization of Guanabara Bay. In : MAGOON, O.T., NEVES, C. (Eds.) **Coastlines of Brazil**, American Society of Civil Engineers, New York. 1989, p. 124-139.

MELO, V. L. A.; JUCÁ, J. F. T. Estudos de Referência Para Diagnóstico Ambiental em Aterros de Resíduos Sólidos. In: **Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental**, XXVII. 2000, Porto Alegre (RS): Anais ABES, Rio de Janeiro. CD-ROM, 2000.

MENDES, M. R., ARAMAKI, T & HANAKI, K. Assesment of the environmental impact of management measures for the biodegradable fraction of municipal solid waste in São Paulo city. **Waste Management**, 23: 403-409, 2003.

- MIRANDA, E. E. de & COUTINHO, A. C. (Coord.). **Brasil Visto do Espaço**. Campinas: Embrapa Monitoramento por satélite, 2004. Disponível em: <<http://www.cdbrasil.cnpm.embrapa.br>>. Acesso em: 13 de jan. 2006.
- MONTEIRO, V. E. D. **Interações físicas, químicas e biológicas no estudo do comportamento do Aterro da Muribeca Recife**. Tese (Doutorado): Universidade Federal de Pernambuco, 2003, 251p.
- MONTEIRO, V. E. D., MELO, M. C., JUCÁ, J. F. T.. “Biological degradation analysis in Muribeca solid waste landfill associate with local climate – Recife, Brazil”, **Forth International Congress on Environmental Geotechnics**, 41SEG, 2002. Rio de Janeiro, RJ, Brazil.
- MORAES, V. A. *et al.*. **Caracterização e estudo de tratabilidade de líquido percolado de Aterros Sanitários**. São Paulo: CETESB (Relatório Técnico). 66p. 1995.
- MOTA, S. **Introdução à Engenharia Ambiental**. ABES, Rio de Janeiro, 1997.
- NASCIMENTO, I. F., MÜHLEN, C. V. & CARAMÃO, E. B. Estudo de compostos orgânicos em lixiviados de aterros sanitários por EFS e CG/EM. **Quím. Nova**, 24 (4): 554-556, 2001.
- OLIVEIRA, M. R. L.; MOTA, S. Caracterização do percolado do “Lixão” do Jangurussu, Fortaleza, Ceará. **Revista de Limpeza Pública**. Brasil, no 48, 1998.
- OLIVEIRA, D. A. F. **Estabilidade de taludes de maciços de resíduos sólidos urbanos**. Tese (Mestrado): Faculdade de Tecnologia, Universidade de Brasília, 2002, 154p.
- OLIVEIRA, L. B. & ROSA, L. P. Brazilian waste potential: energy, environmental, social and economic benefits. **Energy Policy**, 31: 1481-1491, 2003.
- OLIVEIRA, S. & PASQUAL, A. Avaliação de parâmetros indicadores de poluição por efluente líquido de um aterro sanitário. **Eng. Sanit. Ambient.**, v. 9, nº 3 – jul/set, pp. 240-249, 2004.
- ORMEROD, K.; BONDE, G. J. & KRISTENESEN, K. K. Bacterial examination. In **Examination of water for pollution control: a reference handbook**, v. 3, M. J. Suess (ed.) world Health Organization, Pergamon Press, Oxford, pp. 273-461, 1982.

PESSIN, N. *et al.*. Variação da composição dos líquidos percolados do Aterro Sanitário de São Giacom. Caxias do Sul, RS. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 19., 1998, **ANAIS**. ABES. pp. 1686-1694.

PESSIN, N.; SILVA, A. R.; PANAROTTO, C. T. Monitoramento de aterros sustentáveis para municípios de pequeno porte. In: CASTILHOS JUNIOR, armando Borges de (Org.), LANGE, Lisete Celina (Org.), GOMES, Luciana Paulo (Org.), PESSIN, Neide (Org.). **Resíduos Sólidos Urbanos: Aterro Sustentável para Municípios de Pequeno Porte**. Rio de Janeiro: ABES, RiMA, 2003, 294p.

PETERS, T. A., Purifications of landfill leachate with reverse osmosis and nanofiltration, **Desalination**, v. 119, pp. 289-293, 1998.

PIRES, I.O. **Monitoramento de manguezais através de correlação de dados da fitomassa e de radiância TM/LANDSAT**. Exemplo: APA-Guapimirim (RJ). Tese de Doutorado. Departamento de Geografia. FFLCH- Universidade de São Paulo. 1992, 144 p.

PHILIPS, P. S.; FRESTONE, N. P. & HALL, R. S. Dealing with Leachate. **Chemistry in Britain**, 30: 828-830, 1994.

POVINELLI, J. **Ação dos metais pesados nos processos biológicos de tratamento de águas residuárias**. Tese de livre docência, EESC – USP, 1987.

PULGARIN, C. et al. Electrochemical Detoxification of a 1,4 – Benzoquinone Solution Wastewater Treatment. *Wat. Res.*, Great Britain, v. 28, n.4, p. 887-893, 1994.

RAMALHO, R. S. Tratamiento de Aguas Residuales. 1 ed. Barcelona: Editorial Reverté S.A., 1991. 705 p.

REINHART, D. R.; AL-YOUSFI, A. B. The impact of leachate recirculation on Municipal solid waste landfill operating characteristics. **Waste Management & Research**, n.14, 1996, p.337-346.

RITTER, E. & CAMPOS, J. C. Avaliação da Sorção e Difusão Molecular de Íons Inorgânicos do Chorume e da Argila Orgânica do Aterro Metropolitano de Gramacho (RJ). **Solos e Rochas: revista latino-americana de geotecnia**. (ABMS/ABGE). São Paulo-SP, Brasil, v. 29, nº 1, 2006.

SANCHEZ, P. S. **Atualização em técnicas para o controle microbiológico de águas minerais**. Universidade Mackensie, Pós graduação em Ciências ambientais, SP.

SANTOS, A. D. **Estudo das possibilidades de reciclagem dos resíduos de tratamento de esgoto da região metropolitana de São Paulo**. Tese (Mestrado): Universidade de São Paulo, 2003.

SILVA, A. C. **Tratamento do percolado de aterro sanitário e avaliação da toxicidade do efluente bruto e tratado**. Tese (Mestrado): Universidade Federal do Rio de Janeiro – COPPE, 2002, 79 p.

SILVEIRA, A. M. DE M. **Estudo do Peso Específico de Resíduos Sólidos Urbanos**. Tese (Mestrado): Universidade Federal do Rio de Janeiro – COPPE, 2004, 106p

SISINNO, C. L. S., **Estudo Preliminar da Contaminação Ambiental em Área de Influência do Aterro Controlado do Morro do Céu (Niterói - RJ)**. Dissertação de Mestrado, Rio de Janeiro: Escola Nacional de Saúde Pública, Fundação Oswaldo Cruz.1995.

SISINNO, C. L. S. & MOREIRA, J. C. Avaliação da contaminação e poluição ambiental na área de influência da aterro controlado do Morro do Céu, Niterói, Brasil. **Cad. Saúde Públ.**, Rio de Janeiro, 12(4): 515-523, 1996.

SISINNO, C. L.; OLIVEIRA-FILHO, E. C.; DUFRAYER, M. C.; MOREIRA, J. C. & PAUMGARTTEN, F. J. Toxicity evaluation of a municipal dump leachate using zebrafish acute test. **Bulletin Environmental Contamination and Toxicology**, vol. 64, pp. 107–113, 2000.

STEENSEN, M. Organics from leachate by chemical oxidation. In: **International Landfill Symposium**, Fifth. 1995, Cagliari, Italy: Proceedings Sardinia 95.

STEENSEN, M. Chemical oxidation for the treatment of leachate – process comparison and results from full-scale plants. **Water Science Technology**, v. 35, No. 4, pp. 249–256, 1997.

STENBERG, B.. Monitoring soil quality of arable land: microbiological indicators. **Soil and Plant Science**, v. 49, p. 1-24, 1999.

TCHOBANOGLIOUS, G., THEISEN, H. & VIGIL, S. **Integrated solid waste management engennering principles and management issues**. McGraw-Hill, Inc., 1993, 978 p.

TCHOBANOGLIOUS, G., THEISEN, H. & VIGIL, S. **Gestión integral de residuos sólidos**. McGraw-Hill, Madrid., 1994, pp. 1-1080.

TORTORA, G. J. FUNKE, B. R. & CASE, C. L. **Microbiologia**. Editora Artimed, 6^a ed., Porto Alegre – RS, 2000, pp. 1-827.

TREBOUET, D.; SCHLUMPF, J. P.; JAOUEN, P.; QUÉMENÉOUR, F. Effect of operating conditions on the nanofiltration of landfill leachates : pilot-scale studies. **Environmental Technology**. v. 20, p. 587–596, 1999.

URBANIC-BERCIC, O. Investigation into the use of constructed reedbeds for municipal waste dump leachate treatment. **Water Science & Technology**, Great Britain, v. 29, pp. 289-294, 1994.

VAZOLLER, R. F.. **Microbiologia e Saneamento Ambiental**. USP, 2001a.

VAZOLLER, R. F., GOMES, L. P., BALDOCHI, V. M. Z., VILLAS-BÔAS, D. M. F., BADRA, R. J. & POLVINELLI, J. Biodegradability potential of two experimental landfills in Brazil. **Brazilian Journal of Microbiology**, 32: 87-92, 2001b.

WERF–Water Environment Research Foundation. Disinfection: comparison of UV irradiation to chlorination: guidance for achieving optimal performance. USA, 1995.

YEH, R. S.; WANG, Y.Y.; WAN, C. Removal of Cu-EDTA compounds via Electrochemical Process With Coagulation. *Wat.Res.*, Great Britain, v. 29 n.2 p.597-599, 1995.