



Mestrado em Engenharia Ambiental

Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental

“AVALIAÇÃO DE DESEMPENHO DE SISTEMAS
DE CONTENÇÃO DE LIXIVIADO E DE DRENAGEM
POR MEIO DE DADOS DE MONITORAMENTO DE
ATERRO SANITÁRIO”

TADEU JOSÉ FIGUEIREDO LATORRACA
OURO PRETO – MG
2007

Livros Grátis

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

Milhares de livros grátis para download.



UNIVERSIDADE FEDERAL DE OURO PRETO

PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

PROGRAMA: RECURSOS HÍDRICOS

“AVALIAÇÃO DE DESEMPENHO DE SISTEMAS DE CONTENÇÃO DE LIXIVIADO E DE DRENAGEM POR MEIO DE DADOS DE MONITORAMENTO DE ATERRO SANITÁRIO”

MESTRANDO: TADEU JOSÉ FIGUEIREDO LATORRACA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação de Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Ouro Preto – MG, como parte dos requisitos para obtenção do Título de Mestre em Engenharia Ambiental.

ORIENTADOR: Prof. Dr. JOSÉ FRANCISCO DO PRADO FILHO - UFOP

CO-ORIENTADOR: Prof. Dr. LUIZ AIRTON GOMES - UFMT

OURO PRETO – MG
2007

Avaliação de Desempenho de Sistemas de Contenção de Lixiviado e de Drenagem
por Meio de Dados de Monitoramento de Aterro Sanitário

TADEU JOSÉ FIGUEIREDO LATORRACA

Dissertação submetida ao corpo docente da coordenação do programa de pós-graduação em engenharia ambiental da Universidade Federal de Ouro Preto como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de mestre em engenharia ambiental.

Dissertação defendida e aprovada, em 13 de junho de 2007, pela banca examinadora constituída pelos seguintes professores:

Prof. Dr. José Franciso do Prado Filho – Orientador
Universidade Federal de Ouro Preto

Prof. Dr. Raphael Tobias de Vasconcelos Barros
Universidade Federal de Minas Gerais

Prof. Dr. Ana Augusta Passos Rezende
Universidade Federal de Ouro Preto

OURO PRETO – MG – BRASIL
2007

L358A LATORRACA, TADEU JOSÉ FIGUEIREDO.

Avaliação de desempenho de sistemas de contenção de lixiviado e de drenagem por meio de dados de monitoramento de aterro sanitário [manuscrito] / Tadeu José Figueiredo Latorraca. – 2007.

xxiii, 277 f. : il. color., graf., tabs., mapas.

Orientador: Prof. Dr. José Francisco do Prado Filho.

Co-orientador: Prof. Dr. Luiz Airton Gomes.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Ouro Preto. Instituto de Ciências Exatas e Biológicas. Núcleo de Pesquisa em Recursos Hídricos - Pró-Água. Programa de Mestrado em Engenharia Ambiental.

Área de concentração: Recursos Hídricos – Engenharia Ambiental.

1. Aterro sanitário - Teses. 2. Resíduos sólidos - Teses. 3. Engenharia ambiental - Teses. 4. Impermeabilização – Teses. I. Universidade Federal de Ouro Preto. II. Título.

CDU: 628.4

Catlogação: sisbin@sisbin.ufop.br

DEDICATÓRIA

Dedico aos meus pais, Maria Conceição Figueiredo Latorraca e José Euzébio Latorraca* *“in Memórian”*, que me ajudaram a começar tudo.

À minha esposa Helena e aos meus filhos Ana Carolina, Victor Hugo e Thadeu Filho que souberam entender a necessidade da minha ausência para o cumprimento dos créditos e estiveram sempre ao meu lado dando apoio e incentivo nos momentos mais difíceis.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus por ter me dado força e me iluminado nesta caminhada.

Agradeço também,

Ao Professor José Francisco do Prado Filho, pela orientação e incentivos.

Ao Professor Luiz Airton Gomes, pela Co-orientação e apoio na base de estudo.

A todos os Professores da UFOP, que me deram apoio e força para continuar os estudos. Agradecimentos especiais aos Professores do Programa de Recursos Hídricos ICEB.

À Universidade Federal de Mato Grosso – Faculdade de Engenharia Sanitária e Ambiental, pelo apoio que sempre me proporcionou.

À Prefeitura Municipal de Cuiabá e à Secretaria Municipal de Infra-estrutura, que acreditou na minha proposta de trabalho e muito colaboraram para que eu obtivesse êxito.

À Secretaria Estadual de Meio Ambiente (SEMA/MT), por ter disponibilizado o seu banco de dados referente ao monitoramento do aterro sanitário de Cuiabá, sem os quais não seria possível desenvolver os trabalhos.

Ao 9º Distrito de Meteorologia do Ministério da Agricultura, com sede em Cuiabá.

Aos colegas do SEMINFE, que trabalham no gerenciamento do aterro sanitário, que muito ajudaram no fornecimento de dados e informações importantes sobre os procedimentos de operação.

RESUMO

LATORRACA, T.J. F. Avaliação de Desempenho de Sistemas de Contenção de Lixiviado e de Drenagem por Meio de Dados de Monitoramento de Aterro Sanitário. Orientador: José Francisco do Prado UFOP. Co-orientador: Luiz Airton Gomes - UFMT - Curso de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. UFOP.

A elaboração de projetos de aterros sanitários e ou industriais, bem como a devida operação, manutenção e monitoramento, requer aplicação de métodos adequados às realidades locais e obediência às normas e leis ambientais pertinentes. Este trabalho discute e avalia o desempenho dos sistemas de contenção de percolados e de drenagem de um aterro sanitário por meio de dados do monitoramento. O estudo teve como base os dados operacionais que envolvem os sistemas de cobertura final, drenagem de fundo e impermeabilização basal das células e do sistema de tratamento de efluentes do aterro sanitário do Município de Cuiabá, MT - Brasil. O aterro municipal, localizado dentro da Central de Destinação de Resíduos Sólidos, foi concebido inicialmente para receber apenas os rejeitos das duas usinas de triagem e de compostagem da central. Porém, problemas construtivos e operacionais obrigaram a desativação parcial das duas unidades, determinando alterações nas características geotécnicas e quali-quantitativas dos resíduos sólidos destinados ao aterro, que não havia sido projetado para receber elevadas cargas de material orgânico. Os estudos revelaram deficiências no funcionamento dos sistemas de cobertura final e de proteção basal, e na contaminação do lençol freático que apresentou os parâmetros coliformes, cor, turbidez, ferro e manganês em concentrações fora dos padrões estabelecidos pela Portaria nº 518 do Ministério da Saúde. O corpo receptor também apresentou os parâmetros DBO, coliformes, óleos e graxas, sólidos, cor e ferro, em concentrações acima dos padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA Nº 357/05 para rios de classe 2. Os resultados obtidos no presente estudo reforçam a necessidade do cumprimento de todas as intervenções e exigências registradas nos laudos e pareceres técnicos emitidos entre os anos de 2000 e 2005 pelo órgão Estadual de Meio Ambiente. O presente estudo poderá contribuir para a tomada de decisões quer nos aspectos corretivos na operação do aterro, como também na implantação de novas etapas previstas no mesmo empreendimento, além de subsidiar novas pesquisas.

Palavras-chave: aterro sanitário, geração de resíduos sólidos, retenção de percolados, impermeabilização.

ABSTRACT

LATORRACA, T.J.F. **“Performance of Leachate Drainage and Retention Systems in Landfill – an data basing Analysis by Data Monitoring”**. Supervisor: Dr. José Francisco do Prado - UFMT. Co-Supervisor: Dr. Luiz Airton Gomes. Ouro Preto, MG, Brazil. UFOP – Master of Science in Environmental Engineering.

Drawing urban or industrial landfill projects, including its maintenance, operation and monitoring, requires the application of appropriate methods to the local reality and also the obedience of the relevant regulations and legislation. This work discusses and evaluates the performance of leachate retention systems and the drainage of an urban landfill from the data monitoring system. The study was based on operational data that involves the final covering system, the deep drainage and the base waterproof of the cells and the effluent treatment plant from urban landfill of Cuiabá - Mato Grosso State, Brazil. This municipal landfill, located inside of the Destination Centre of Solid Wastes (DCSW), was initially conceived to receive the solid wastes from the separation and composting plant. But because of operational and constructive problems, the two units of the system were partially stopped, causing alterations in the geotechnical and quali-quantitative characteristics of the solid wastes sent to the landfill, that wasn't built to receive high organic loading. The investigations carried out demonstrated failure in the final covering system and in the base protection, and as a consequence it resulted in the ground water contamination that presented the following parameters: coliforms, color, turbidity, iron and manganese in concentrations out of the standards established by the Resolution N° 518 from the Brazilian Health Ministry. The water body receiver also presented BOD, coliforms, oil and grease, solids, color and iron, in concentrations higher than established standard by CONAMA Resolution N° 357/05, for rivers of Class 2. The results obtained in the studies prove the necessity to attend all interventions and requirements registered in the findings and technical reports issued from 2000 to 2005, by the State Environmental Authority, SEMA. The present study will be able to contribute in the decision making process on both the corrective aspects of the landfill operation, and in the implementation of the new phases foreseen in the same enterprise, besides subsidizing new researches in this field.

KEYWORDS: sanitary landfill, leachate retention, base waterproof.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	27
2 OBJETIVOS.....	31
2.1 OBJETIVO GERAL	31
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	31
3 REVISÃO DA LITERATURA	32
3.1 OS RESÍDUOS SÓLIDOS	32
3.1.1 Classificação dos Resíduos Sólidos	33
3.1.2 Características dos Resíduos Sólidos Urbanos	33
3.1.2.1 Características Químicas.....	34
3.1.2.2 Características Físicas	35
3.2 DESTINAÇÃO FINAL DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS (RSU)	36
3.2.1 Lixão ou Vazadouros	37
3.2.2 Aterro Controlado	37
3.2.3 Aterro Sanitário.....	38
3.3 SISTEMAS DE PROTEÇÃO AMBIENTAL QUE COMPÕEM OS ATERROS SANITÁRIOS.....	40
3.3.1 Sistema de Impermeabilização Basal.....	40
3.3.2 Drenagem de Lixiviado.....	41
3.3.3 Sistema de Drenos de Gases	42

3.3.4 Drenagem Superficial.....	46
3.3.5 Sistema de Cobertura Final	46
3.3.6 Revestimento em argila.....	48
3.3.6.1 Camadas de Barreira	49
3.3.6.2 Sobrevivência do Revestimento de Argila.....	49
3.3.7 Revestimento em Geomembrana	50
3.3.7.1 Propriedades Materiais da Geomembrana	50
3.4 LÍQUIDOS PERCOLADOS.....	51
3.4.1 Metais no solo	53
3.4.2 Toxologia dos metais	55
3.4.2.1 Alumínio	56
3.4.2.2 Cádmió	56
3.4.2.3 Cálcio	57
3.4.2.4 Chumbo.....	57
3.4.2.5 Cobre.....	58
3.4.2.6 Ferro	58
3.4.2.7 Magnésio.....	59
3.4.2.8 Manganês	59
3.4.2.9 Níquel.....	59
3.4.2.10 Zinco	60
3.5 A DECOMPOSIÇÃO DOS RSU EM ATERROS SANITÁRIOS	60
3.5.1 Principais Processos de Degradação dos RSU.....	61

3.5.2 Microorganismos Predominantes na Degradação de RSU.	62
3.5.3 Fase de Degradação Aeróbia dos RSU	63
3.5.4 Fase de Degradação Anaeróbia dos RSU.....	66
3.6 POLUIÇÃO DA ÁGUA	68
3.6.1 Poluição e Contaminação das Águas Relacionadas aos RSU.....	68
3.6.2 Aspectos Gerais dos Mecanismos Físicos e Químicos de Transporte e Retenção de Contaminantes em Meios Porosos Saturados.....	69
3.6.2.1 Processos Físicos.....	69
3.6.2.2 Processos Químicos	74
3.6.2.3 Oxigênio Dissolvido (OD)	76
3.6.2.4 Carbono Orgânico	77
3.6.2.5 Carbono Inorgânico.....	78
3.6.2.6 Nitrogênio	80
3.6.2.7 Fósforo	84
3.6.2.8 Enxofre.....	86
3.6.2.9 Sílicas	89
3.6.2.10 Principais Cátions e Ânions.	89
3.6.2.11 Elementos traços	90
3.7 GERAÇÃO DE LIXIVIADO NO ATERRO SANITÁRIO	91
3.7.1 Variação da Umidade no Solo (ΔS)	92
3.7.1.1 Fatores que Influenciam na Quantidade de Lixiviado Gerado.....	94
3.7.1.2 Influência da Precipitação	94

3.7.1.3 Intrusão do Lençol Freático	94
3.7.1.4 Teor de Umidade do Lixo	95
3.7.1.5 Cobertura Final (Fechamento)	95
3.7.1.6 Composição Física do Percolado	95
3.7.2 Estimativa de Produção de Lixiviado gerado por um aterro.....	96
3.7.3 Geração de Lixiviado Pré-Fechamento.....	97
3.7.4 Geração de Lixiviados em Aterros na Fase de Pós-Fechamento	98
3.7.5 Método do Balanço Hídrico	99
3.7.6 Precipitação (P)	101
3.7.6.1 Escoamento Superficial (R_0)	101
3.7.7 Evapotranspiração (ET)	102
3.8 SISTEMA DE TRATAMENTO DE LÍQUIDOS PERCOLADOS	104
3.8.1 Tratamento por Lagoas de Estabilização	105
3.8.1.1 Lagoas Aeróbias.....	105
3.8.1.2 Lagoas Anaeróbias	106
3.8.1.3 Lagoas Facultativas.....	107
3.8.1.4 Lagoas de Maturação	108
4 MATERIAIS E MÉTODOS.....	110
4.1 MÉTODOS APLICADOS NA COLETA E TRATAMENTO DOS DADOS.....	110
4.1.1 Estatística Descritiva.....	111
4.2 COLETA DOS DADOS DE AUTOMONITORAMENTO	113

4.2.1 Metodologias Empregadas no Monitoramento do Sistema de Tratamento de Efluente do Aterro (Percolados).....	113
4.3 O CORPO RECEPTOR.....	115
4.4 ÁGUAS SUBTERRÂNEAS.....	118
5 ASPECTOS GERAIS DO ATERRO SANITÁRIO DE CUIABÁ.....	121
5.1 LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.....	121
5.2 CARACTERÍSTICAS DOS SOLOS DA ÁREA DO ATERRO SANITÁRIO...	122
5.3 VEGETAÇÃO PREDOMINANTE.....	123
5.4 CARACTERÍSTICAS CLIMATOLÓGICAS.....	124
5.5 EVOLUÇÃO E HISTÓRICO DA DESTINAÇÃO FINAL DOS RSU DE CUIABÁ.....	125
5.5.1 Aspectos Demográficos de Cuiabá.....	128
5.5.2 O Local do aterro e os Potenciais Problemas Ambientais.....	128
5.6 USO FUTURO DA ÁREA DO EMPREENDIMENTO.....	129
5.7 PLANO DE MONITORAMENTO DO ATERRO SANITÁRIO DE CUIABÁ.....	129
5.7.1 Monitoramento de lençol freático.....	129
5.7.2 Monitoramento da Estação de Tratamento de Efluente do Aterro Sanitário (ETE).....	130
5.7.3 Monitoramento do lixiviado.....	131
5.7.4 Monitoramento do efluente de entrada no tanque de equalização (percolado) e saída da lagoa facultativa II.....	131
5.7.5 Monitoramento do Corpo Receptor.....	131

5.8.... CARACTERÍSTICAS FÍSICAS DOS RSU E ALGUNS DADOS RELATIVOS À COLETA E DISPOSIÇÃO FINAL EM CUIABÁ.....	134
5.9 DESCRIÇÃO DA CENTRAL DE DESTINAÇÃO FINAL DOS RESÍDUOS SÓLIDOS DE CUIABÁ	138
5.10 SETOR DE RECEPÇÃO E PESAGEM.....	141
5.11 SETOR DE TRIAGEM DE MATERIAIS RECICLÁVEIS	142
5.12 SETOR DE CLASSIFICAÇÃO, Prensagem e Armazenamento de Materiais Recicláveis	143
5.13 SETOR DE RECUPERAÇÃO E BENEFICIAMENTO DE PLÁSTICOS	143
5.14 SETOR DE COMPOSTAGEM.....	144
5.15 ATERRO SANITÁRIO	146
5.16 OS SISTEMAS DE DRENAGEM	150
5.16.1 Drenagem Horizontal para Coleta e Transporte de Percolados	150
5.16.2 Drenagem Vertical para Coleta e Transporte dos Gases.....	153
5.17 SISTEMA DE TRATAMENTO DE LÍQUIDOS PERCOLADOS	154
5.18 CARACTERÍSTICAS CONSTRUTIVAS DAS LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO	155
6 RESULTADOS E DISCUSSÕES	157
6.1 CARACTERÍSTICAS DO EFLUENTE BRUTO (PERCOLADOS).....	157
6.1.1 Discussão dos Resultados Obtidos nos Estudos do Efluente Bruto.....	160
6.2 CARACTERÍSTICAS QUALITATIVAS DO EFLUENTE TRATADO.....	164
6.3 CARACTERÍSTICAS QUALITATIVAS DO CORPO RECEPTOR RIBEIRÃO DO LIPA	172

6.3.1.1 Análise do Resultado Obtido Referente à Vazão do Corpo Receptor	185
6.4 CARACTERÍSTICAS QUALITATIVAS DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS....	185
6.5 DISCUSSÕES SOBRE O EMPREENDIMENTO	208
7 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	215
8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	219
9 ANEXOS	228

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 - Sistema de drenagem de líquidos percolados.....	41
Figura 3.2 - Detalhe do dreno de gases.....	42
Figura 3.3 - Produção proporcional da geração de gás (por componentes rapidamente degradáveis)	43
Figura 3.4 - Distribuição proporcional da geração de gás (pelos componentes lentamente degradáveis).....	44
Figura 3.5 - Características de retenção de umidade de alguns tipos de solos.....	92
Figura 3.6 - Potenciais camadas de um sistema de cobertura final em aterro sanitário.....	93
Figura 3.7 - Representação das variáveis no solo de cobertura	100
Figura 3.8 - Representação da geração do lixiviado em aterro sanitário.	101
Figura 3.9 – Sistema de impermeabilização basal.	103
Figura 3.10: Ilustração de uma lagoa anaeróbia.....	107
Figura 3.11: Ilustração de uma lagoa facultativa	108
Figura 3.12: Ilustração de uma lagoa de maturação.....	109
Figura 4.1 - Fluxograma das etapas metodológicas adotadas nas análises dos dados de automonitoramento do aterro sanitário.	112
Figura 4.2 - Mapa de localização do Ribeirão do Lipa e do aterro sanitário de Cuiabá.....	116
Figura 4.3 – Localização e uso do solo da bacia de contribuição do Ribeirão do Lipa na macro-bacia do Rio Cuiabá.	117

Figura 4.4 – Planta de localização dos poços de monitoramento do lençol freático, P ₁ , P ₂ , P ₃ , P ₄ e P ₅	119
Figura 4.5 – Perfil esquemático de poço de monitoramento implantado pela ENTERPA Ambiental S/A na área do aterro sanitário de Cuiabá.	120
Figura 5.1 - Planta de localização Central de Destinação Final de Resíduos Sólidos Urbanos de Cuiabá (MT).	121
Figura 5.2 – Mapa georeferenciamento e coordenadas geográficas da Central de destinação final de RSU de Cuiabá.....	122
Figura 5.3 - Área no módulo sul destinada à implantação de novas células do aterro.	123
Figura 5.4 – Área localizada no módulo norte, anteriormente à implantação do aterro.	124
Figura 5.5 – Localização dos pontos de coleta de amostras no corpo receptor Ribeirão do Lipa (P ₁ , P ₂ , P ₃).	132
Figura 5.6 – Distribuição dos materiais que compõe a massa de RSU de Cuiabá em porcentagem.	136
Figura 5.8 – Planta baixa da Usina de Triagem e Reciclagem.....	139
Figura 5.8 – Fluxograma da Central de Destinação Final de Resíduos Sólidos de Cuiabá	140
Figura 5.9 – Setor de recepção e pesagem da CDFLC.	141
Figura 5.10 – Fosso de recepção do RSU da CDFLC.	142
Figura 5.12 – Ilustração do caminhão em operação de descarga no fosso de recepção (1) e das gruas hidráulicas (2) alimentando as linhas de esteiras (3) para separação manual dos materiais recicláveis.....	142

Figura 5.13 - Setor de classificação, prensagem e armazenamento de materiais recicláveis.....	143
Figura 5.15 - Setor de recuperação e beneficiamento de plásticos.	144
Figura 5.15 - Setor de compostagem, apresentado no detalhe esteira de triagem de matéria orgânica.	144
Figura 5.16 - Modelo esquemático do funcionamento individualizado dos <i>containers</i> do processo de compostagem com aeração forçada da CDFRSC.....	146
Figura 5.17 - Operação de cobertura diária dos RSU no aterro sanitário de Cuiabá.	148
Figura 5.18 – Aspecto geral da cobertura intermediária e das células do aterro.	148
Figura 5.19 - Implantação de drenos horizontais nas células do aterro sanitário	153
Figura 5.20 - Implantação dos drenos de gases no aterro sanitário de Cuiabá.	154
Figura 5.21 - Fluxograma e aspectos atuais do sistema de tratamento de efluente do aterro sanitário.....	156
Figura 6.1 - Distribuição temporal da DQO e da DBO do efluente bruto do aterro sanitário de Cuiabá no período de 30/07/99 a 30/07/05.....	160
Figura 6.2 – Variação temporal da DQO do efluente bruto e do efluente tratado, com o padrão de lançamento de dois Estados brasileiros.	166
Figura 6.3 – Variação temporal da DBO do efluente bruto e do efluente tratado e padrões de lançamento de alguns estados brasileiros.	166
Figura 6.4 – Variação temporal da concentração de sólidos totais dos efluentes bruto e tratado.	167
Figura 6.5 – Variação temporal da concentração de óleos e graxas nos efluentes bruto e tratado.	167

Figura 6.6 – Variação temporal de coliformes totais nos efluentes bruto e tratado (escala Log).....	168
Figura 6.7 – Variação temporal da concentração de coliformes fecais nos efluentes bruto e tratado (escala Log), e o padrão de lançamento do Estado do Rio Grande do Sul (RS), que é igual a 3000 NMP/100mL.	168
Figura 6.8 – Variação temporal da DQO nos pontos à montante e jusante do lançamento	174
Figura 6.7 – Variação temporal da DBO nos pontos à montante e jusante do lançamento, comparado ao limite máximo estabelecido pela Resolução Conama 357/05.....	174
Figura 6.8 – Variação temporal na cor verdadeira no corpo receptor, comparado ao limite máximo estabelecido pela Resolução Conama 357/05.....	175
Figura 6.9 – Variação temporal da concentração oxigênio dissolvido no corpo receptor, comparado ao limite mínimo estabelecido pela Resolução Conama 357/05.	176
Figura 6.10 – Variação temporal da turbidez no corpo receptor, comparado ao limite máximo estabelecido pela Resolução Conama 357/05.	178
Figura 6.11 – Variação temporal da concentração de ferro total no corpo receptor, comparado ao limite máximo estabelecido pela Resolução Conama 357/05.	179
Figura 6.12 – Variação temporal da concentração de óleos e graxas no corpo receptor.....	180
Figura 6.13 – Variação temporal da concentração de coliformes totais no corpo receptor.....	181
Figura 6.14 – Variação temporal da concentração de coliformes fecais no corpo receptor.....	181

Figura 6.15 - Variação temporal da DQO e DBO no poço P2, no período de 2000, 2001, 2003, 2004 e 2005.....	195
Figura 6.16 – Concentrações de DBO e DQO nos poços de monitoramento no período de 2000 a 2005.....	195
Figura 6.17 – Concentração de turbidez nos poços de monitoramento no período de 2000 a 2005.....	197
Figura 6.18 – Concentração de cor aparente nos poços no período de 2000 a 2005.....	197
Figura 6.19 - Concentração de Sólidos Dissolvidos Totais nos poços no período de 2000 a 2005.....	198
Figura 6.20 - Concentração de Cloretos nos poços no período de 2000 a 2005.....	199
Figura 6.21 – Variação temporal da concentração de coliformes totais nos poços no período de 2000 a 2005.....	200
Figura 6.22 – Variação temporal da concentração de coliformes fecais nos poços no período de 2000 a 2005.....	200
Figura 6.23 -Variação temporal de nitrato nos poços no período de 2000 a 2005. ...	201
Figura 6.24- Variação temporal de nitrito nos poços no período de 2000 a 2005. ...	201
Figura 6.25 – Concentrações de dureza total nos poços no período de 2000 a 2005.....	202
Figura 6.26 - Concentrações de Alumínio nos poços no período de 2000 a 2005....	203
Figura 6.27 - Variação temporal de Bário nos poços no período de 2000 a 2005....	203
Figura 6.28 - Variação temporal de Ferro Total, nos poços no período de 2000 a 2005.....	204

Figura 6.29 -Variação temporal de Manganês Total, nos poços no período de 2000 a 2005.....	204
Figura 6.30 -Variação temporal de selênio nos poços no período de 2000 a 2005...	206

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 - Detalhamento quantitativo dos resíduos sólidos urbanos (estimativa)...	44
Tabela 3.2 - Análise do lixiviado do aterro sanitário em Porto Alegre (RS).....	54
Tabela 3.3 - Variação da composição química do lixiviado para diferentes aterros sanitários.	55
Tabela 3.4 - Dados típicos da composição do lixiviado para aterros jovens e antigos.....	95
Tabela 5.1 –Resumo dos dados Meteorológicos da cidade de Cuiabá, período (1998 a 2005).	125
Tabela 5.2 – Composição gravimétrica do RSU da cidade de Cuiabá.....	135
Tabela 5.3 - Comparação entre a composição gravimétrica do lixo domiciliar de Cuiabá com o de algumas outras cidades Brasileiras em (%)......	136
Tabela 5.4 – Projeção da geração diária e anual de RSU em toneladas para o Município de Cuiabá, no período de 1999-2003.....	137
Tabela 5.5 - Quantidade de RSU em toneladas, coletados em Cuiabá entre 1998 e 2003.....	138
Tabela 5.6 - Dimensões das lagoas de estabilização do sistema de tratamento de efluente do aterro sanitário de Cuiabá.....	155
Tabela 6.1 - Sumário Estatístico do efluente bruto (percolado) do aterro sanitário de Cuiabá, no período de 1999 a 2005.....	158
Tabela 6.2 – Percolados de aterro sanitário de São Giácomo em Caxias do Sul - (RS), no período de 1994 a 1997.....	159

Tabela 6.3 – Relação entre a geração de vazão de percolados e a precipitação sobre no aterro sanitário de Cuiabá, no período de janeiro a julho de 2000.....	163
Tabela 6.4 – Sumário estatístico das características do efluente do aterro sanitário tratado, no período de 1999 a 2005.....	164
Tabela 6.5 – Sumário estatístico das características do corpo receptor – no ponto P1 (à montante do lançamento), no período de 1999 a 2005.	172
Tabela 6.6 – Sumário estatístico das características do corpo receptor no ponto P2 (à jusante do lançamento), no período de 1999 a 2005.....	173
Tabela 6.7 – Aspectos qualitativos médios do Ribeirão do Lipa comparados ao padrão de rios de Classe 2.....	177
Tabela 6.8 - Sumário estatístico das características da água subterrânea do poço de monitoramento - P ₁	186
Tabela 6.9 - Sumário estatístico das características da água subterrânea do poço de monitoramento – P ₂	188
Tabela 6.10 - Sumário estatístico das características da água subterrânea do poço de monitoramento – P ₃	189
Tabela 6.11 - Sumário estatístico das características da água subterrânea do poço de monitoramento – P ₄	190
Tabela 6.12 - Sumário estatístico das características da água subterrânea do poço de monitoramento – P ₅	191
Tabela 6.13 - Aspectos qualitativos médios das águas dos poços P1; P2; P3; P4 e P5 comparados aos padrões estabelecidos pela Portaria 518/04 do Ministério da Saúde.	193

LISTA DE QUADROS

Quadro 3.1 – Tipos de destinação final de RSU no Brasil (%)	37
Quadro 3.2– Potenciais elementos de composição da camada de cobertura final	48
Quadro 3.3 - Principais efeitos da atividade microbiológica sobre os RSU em aterros sanitários.	62
Quadro 3.4 - Produtos intermediários do processo de degradação dos RSU.....	64
Quadro 3.5 - Produtos finais do processo aeróbio de degradação dos RSU	65
Quadro 3.6 - Produtos finais resultantes dos processos anaeróbio de degradação dos RSU.....	68
Quadro 4.1 – Síntese dos métodos e equipamentos empregados nas análises.....	114
Quadro 5.1 – Cronograma de monitoramento do aterro sanitário Cuiabá para 2001.	133
Quadro 5.2 – Cronograma de monitoramento do aterro sanitário Cuiabá para 2002.	133
Quadro 5.3 – Cronograma de monitoramento do aterro sanitário Cuiabá para 2003.	133
Quadro 5.4– Características físicas e químicas do RSU de São Paulo.	147
Quadro 5.5 - Parâmetros de resistência dos resíduos sólidos “novos”.	147
Quadro 5.6 – Valores dos Coeficientes de Velocidade em função do material utilizado.....	152

LISTA DE SÍMBOLOS E ABREVIATURAS

ABES	Associação Brasileira de Engenharia Sanitária
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
AGV's	Ácidos Graxos Voláteis
ASI	Aterros Sanitários Industriais
ASU	Aterros Sanitários Urbanos
CETESB	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental de São Paulo
cm/s	Centímetros por Segundo (Unidade de Velocidade)
CNTP	Condições Normais de Temperatura e Pressão.
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
COT	Carbono Orgânico Total
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
FEMA-MT	Fundação Estadual de Meio Ambiente - Mato Grosso
IBAMA	Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IPT	Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo
kg	Quilograma
m	Metro (Unidade Linear)
m ²	Metros Quadrados (Unidades de Área)
m ³	Metros Cúbicos (Unidade de Volume)
mg/l	Miligramas por Litro
NBR	Norma Brasileira
OD	Oxigênio Dissolvido
PEAD	Polietileno de Alta Densidade
pH	Potencial Hidrogeniônico
PMC	Prefeitura Municipal de Cuiabá
PNSB	Pesquisa Nacional de Saneamento Básico
ppb	parte por bilhão

PRODECAP	Progresso e Desenvolvimento da Capital Sociedade Anônima
PVC	Polyvinyl Chloride (Cloro de Polivinil)
RSSS	Resíduos Sólidos de Serviços de Saúde.
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
SDT	Sólido Dissolvido Total
ST	Sólidos Totais
STV	Sólidos Totais Voláteis
STF	Sólidos Totais Fixos
SST	Sólidos em Suspensão Totais
SSV	Sólidos em Suspensão Voláteis
SSF	Sólidos em Suspensão Fixos
SDT	Sólidos Dissolvidos Totais
SS	Sólidos Sedimentáveis
SF	Sólidos Flotáveis
SEMA	Secretaria Estadual de Meio Ambiente de Mato Grosso
SMSU	Secretaria Municipal de Serviços Urbanos – Cuiabá
T/d	Tonelada por dia
USEPA	U.S.Environmental Protection Agency.(Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos)
UV	Raios Ultra-Violeta.
VMP	Valores Máximos Permitidos
µg/L	Micro-grama por Litro
K	Condutividade Hidráulica

1. INTRODUÇÃO

A geração e disposição final de resíduos sólidos (domiciliar, público, hospitalar, industrial e agrícola), constituem hoje um dos principais problemas ambientais brasileiros e mundiais. A tendência é que o problema possa se agravar, caso não seja adotado de imediato, uma política que defina com clareza, o cenário que se pretende para o futuro, a médio e longo prazo.

Os resíduos sólidos não coletados ou indevidamente dispostos geram uma boa parte da carga poluidora que escoam diluída nas águas pluviais. Já os resíduos sólidos, coletados e dispostos inadequadamente, em aterros não controlados a céu aberto ou em áreas alagadas, acabam gerando graves problemas sanitários e de contaminação dos mananciais.

Segundo a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB), realizada pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE (2002), a população brasileira é de aproximadamente 170 milhões de habitantes, e produz diariamente cerca de 126 mil toneladas de resíduos sólidos. Quanto à destinação final, os dados revelam que 63,6% dos municípios brasileiros depositam seus resíduos sólidos em lixões a céu aberto, 13,8% utilizam aterros sanitários, 18,4% depositam seus resíduos em aterros controlados, enquanto os 5,0% dos municípios brasileiros restantes não informaram o destino final dos seus resíduos. Apenas 1% possuem processos de reciclagem. Atualmente, 69,2% da população urbana tem acesso ao serviço de coleta, transporte e destinação final de resíduos sólidos segundo o PNSB (2002).

Em uma visão sócioambiental, a questão dos resíduos sólidos tem sido colocada em discussão entre a sociedade organizada, o poder público e o setor industrial, no sentido de definir a responsabilidade sobre os seguintes aspectos: o passivo ambiental devido a poluição através de resíduos gerados pelas indústrias e acumulados nas últimas décadas; as responsabilidades pós-consumo; a implantação de coleta seletiva solidária, com a participação de cooperativas e associações de catadores em busca de soluções que apresentem melhores resultados sobre os aspectos técnicos, ambientais e sociais.

As maiores preocupações que envolvem o tratamento e a disposição final dos sólidos urbanos normalmente estão relacionadas aos crescentes volumes produzidos e que vêm recebendo uma maior atenção por parte do gestor público. Outra questão de importância, que tem sido levantada e discutida, refere-se à composição qualitativa dos RSU devido à complexidade das suas características físico-químicas.

A dinâmica de crescimento do volume de RSU, em uma comunidade, está associada ao crescimento da população, ao crescimento econômico (que tende elevar o poder aquisitivo da população), aos estímulos para o consumo e o descarte de embalagens. Tais fatores influenciam diretamente no incremento da geração “per capita” dos resíduos sólidos.

No que se refere a disposição final, tem-se que na maioria dos aterros sanitários ocorre a geração de percolados, que são compostos formados basicamente pelos líquidos que penetram na massa de resíduos sólidos aterrados, advindo de fontes externas. Essas fontes referem-se às águas pluviais por precipitações diretas sobre a área das células, pelos lençóis subterrâneos e pela água resultante da atividade metabólica dos microorganismos na decomposição da matéria orgânica que compõe a massa de lixo aterrada. Com a infiltração da água no interior da massa, através do processo de lixiviação, ocorrerá o arraste de materiais biológicos e componentes químicos dissolvidos ou em suspensão, que se incorporam à fase líquida tornando-a mais viscosa e de coloração escura, com propriedades químicas agressivas e de complexa biodegradabilidade. Tal subproduto recebe a denominação de lixiviado.

A composição química do lixiviado varia muito, dependendo principalmente da idade do aterro e dos eventos que ocorrem antes da amostragem do material. Assim, se as amostragens forem realizadas durante a fase ácida da decomposição da matéria orgânica, o pH será baixo, porém outros parâmetros como DBO, DQO, nutrientes e metais pesados deverão ser altos. Por outro lado, se a coleta da amostra for feita durante a fase metanogênica, o pH variará entre 6,5 e 7,5 sendo que os valores de DBO, DQO nutrientes serão significativamente menores (HAMADA, 1997).

A quantidade do percolado gerado em aterros sanitários depende da interação de fatores geológicos, hidrogeológicos, meteorológicos (umidade, precipitação, evapotranspiração, temperatura, vento, radiação), topográficos, condições de operação, idade do aterro e da natureza dos resíduos sólidos que compõem a massa aterrada. O potencial de formação do percolado, em aterro sanitário, pode ser determinado através do balanço hídrico. O balanço hídrico, uma das avaliações mais utilizadas atualmente em aterros sanitários, para a determinação dos volumes de lixiviados gerados foi proposto por Fenn *et al.* (1975).

As taxas de infiltração de água em aterros sanitários urbanos (ASU) e aterros industriais (AI) influenciam diretamente na geração de líquidos percolados, assim como, nos impactos ambientais. O dimensionamento dos sistemas de contenção e drenagem de lixiviado nessas obras civis, por sua vez, é fortemente influenciado pelo balanço hídrico geral, na medida em que o produto do balanço é utilizado na composição técnica e na parametrização dos projetos.

Os métodos aplicáveis na estimativa da evapotranspiração de área aterrada por RSU têm gerado muitas controvérsias, tendo em vista que a maioria dos modelos utilizados leva em consideração os parâmetros meteorológicos dos países de origem, não sendo necessariamente adequados para atender às condições climáticas do Brasil.

Considera-se que as realizações de pesquisas que proporcionem avaliações dos sistemas de contenção e drenagens nos aterros sanitários brasileiros em operação sejam consideradas interessantes, já que a partir delas pode-se obter melhores orientações para os aspectos construtivos e operacionais e que atendam às reais condições ambientais brasileiras.

O aterro sanitário de Cuiabá – MT, implantado em 1995, apresentou condições favoráveis para o desenvolvimento da presente pesquisa, depois que foram comprovados indícios de problemas construtivos que repercutem nos procedimentos da operação. O desempenho ambiental do aterro é gerenciado e monitorado, desde 1995, por empresas contratadas pela Prefeitura Municipal. Os laudos e boletins da análise dos parâmetros monitorados são apresentados mensalmente ao órgão oficial do meio ambiente do Estado de Mato Grosso, em conformidade com as exigências

da lei que condiciona a emissão do licenciamento ambiental. Com os dados resultantes do monitoramento do aterro sanitário da Central de Destinação de Resíduos Sólidos de Cuiabá, validados pelo órgão ambiental estadual, viabilizou-se o desenvolvimento e a conclusão dos estudos de avaliação do desempenho dos sistemas de contenção e drenagem de percolados.

Em decorrência do empreendimento da cidade de Cuiabá-MT constituir-se numa atividade agressiva ao meio ambiente, em função de suas características potencialmente poluidoras, aliadas aos problemas construtivos e operacionais, considerou-se imprescindível a elaboração de um estudo visando o diagnóstico do sistema de contenção de percolados e de drenagem de fundo do aterro sanitário; e da avaliação das condições ambientais da área do empreendimento e na circunvizinhança.

A necessidade de uma análise dos parâmetros ambientais envolvidos na qualidade das águas subterrâneas e dos mananciais aflorantes próximos está relacionada diretamente ao aspecto construtivo do aterro. Isso por que, suas primeiras células operacionais e as unidades do sistema de tratamento do efluente (percolado) não receberam uma impermeabilização basal considerada adequada, pois a mesma é composta apenas por camadas compactadas de solo argilo-siltoso. Considerou-se que tal estrutura não recebeu uma impermeabilização considerada segura sob o ponto de vista ambiental, como a implantação de mantas do tipo geomembranas, que reduz consideravelmente a condutividade hidráulica.

Embora nos estudos ambientais o solo da área do aterro tenha sido classificado como argilo-siltoso (baixa condutividade hidráulica), deve-se considerar que a área em estudo está localizada em uma região de rochas areníticas fracamente metamorfizadas e pouco intemperizadas, pertencentes ao “Grupo Cuiabá” (predominância de filitos, quartzitos e veios de quartzo), conforme cita Castro Junior (1990) e Santos (1994). Neste contexto geológico, os veios de quartzo constituem canais que interligam as camadas subjacentes do subsolo, servindo como caminho preferencial dos percolados do aterro, favorecendo uma eventual e rápida contaminação do lençol freático nas adjacências do aterro sanitário.

2. OBJETIVOS

1.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar o desempenho de sistemas de contenção de lixiviado e de drenagem por meio de dados de monitoramento do aterro sanitário de Cuiabá-MT.

1.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar o desempenho e a eficiência dos sistemas de proteção ambiental (sistema de cobertura final, sistema de impermeabilização basal e o sistema de drenagem de percolados) do aterro sanitário da cidade de Cuiabá.
- Diagnosticar as condições sanitárias e ambientais nas áreas do empreendimento e circunvizinhas, utilizando os parâmetros quali-quantitativos registrados nos laudos e boletins de monitoramento validados pelo órgão Estadual de gestão ambiental, FEMA-MT atualmente SEMA-MT.
- Propor melhorias e indicar alternativas técnicas construtivas e operacionais ao aterro, buscando atender as condições ambientais preconizadas pela legislação vigente.

3. REVISÃO DA LITERATURA

1.3 OS RESÍDUOS SÓLIDOS

Segundo as normas da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), NBR 10004/2004 – resíduos sólidos são:

“aqueles resíduos no estado sólido e semi-sólido, que resultam de atividades da comunidade de origens domésticas, industriais, hospitalares, comerciais, agrícola, e de serviços de varrição de logradouros públicos. Ficam incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistema de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornam inviáveis o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos de água, ou exijam para isso condições técnicas e economicamente inviáveis em face de uma melhor tecnologia disponível”.

Pela definição evidencia-se a diversidade e complexidade dos diferentes tipos de resíduos sólidos. Os resíduos sólidos de origem urbana (RSU) compreendem aqueles produzidos pelas inúmeras atividades desenvolvidas em aglomerações humanas, abrangendo resíduos de várias origens, como residências, comércio, estabelecimentos de saúde, indústrias, limpeza pública (varrição, capina, poda de árvore, e outros) e da construção civil. Normalmente os vários tipos de RSU gerados são encaminhados para a disposição final em aterros sob responsabilidade do poder municipal.

1.3.1 Classificação dos Resíduos Sólidos

A classificação é importante para a escolha de estratégia de gerenciamento mais viável. Existem vários tipos de classificação que se baseiam em determinadas características ou propriedades identificadas.

A NBR 10004/04 trata da classificação dos resíduos sólidos quanto a sua periculosidade, ou seja, em função das suas propriedades físicas, químicas ou infecciosas que representam riscos em potencial à saúde pública e ambiental. De acordo com sua periculosidade, segundo a NBR 10004/04, os resíduos sólidos podem ser classificados em:

Classe I – Resíduos Perigosos. Caracterizam-se por apresentar inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade e patogenicidade.

Classe II – Não Perigosos. Esta classe se divide em duas: Classe IIA e Classe IIB.

Classe IIA – Não Inerte: são aqueles que não se enquadram nas classificações de resíduos de Classe I considerados perigosos, ou da Classe IIB – Inertes nos termos da NBR 10004/04. Os resíduos da classe IIA podem ter propriedades, tais como: biodegradabilidade, combustibilidade ou solubilidade em água.

Classe IIB – Inerte: quaisquer resíduos que, quando amostrados de uma forma representativa, segundo a ABNT NBR 10007/04, e submetidos a um contato dinâmico e estático com água destilada ou deionizada à temperatura ambiente, conforme ABNT NBR 10006/04, não tiverem nenhum de seus constituintes solubilizados a concentrações superiores aos padrões de potabilidade de água, excetuando-se aspecto, cor, turbidez, dureza e sabor, conforme o anexo G da NBR 10004/04.

1.3.2 Características dos Resíduos Sólidos Urbanos

As características qualitativas e quantitativas dos RSU podem variar em função de aspectos peculiares de cada comunidade, como os sociais, econômicos,

culturais, geográficos e climáticos. Quanto aos aspectos biológicos, dependendo das condições ambientais existentes, deverá ocorrer a decomposição da fração orgânica dos resíduos sólidos que naturalmente sofrem a ação de vários tipos de microorganismos aeróbios e/ou anaeróbios.

Os resíduos contaminados por dejetos humanos, animais domésticos e aqueles provenientes de serviços de saúde podem apresentar microorganismos patogênicos e, conseqüentemente, são importantes contaminantes do ambiente.

1.3.2.1 Características Químicas

Os conhecimentos das características químicas servirão de base para a seleção do processo de tratamento e das técnicas de disposição final dos RSU. Algumas das características de interesse são: poder calorífico, pH, composição química (nitrogênio, fósforo, potássio, enxofre e carbono), relação do teor de Carbono/Nitrogênio, sólidos totais fixos, sólidos voláteis e umidade. Dentre as principais características químicas dos RSU previstos na NBR 10004/04 e de acordo com a Fundação Nacional de Saúde – FNS (1999) podem ser destacadas:

O poder calorífico - indica a quantidade de calor despreendida durante a combustão de 1 Kg de resíduos sólidos. O material regularmente utilizado para este fim é a madeira, porém, o plástico é utilizado para obtenção de energia por algumas indústrias. De uma forma aproximada, esse parâmetro informa as propriedades de combustibilidade dos resíduos cuja particularidade é de importância para se avaliar a instalação de incineradores.

Os teores de matéria orgânica - são dimensionados calculando-se o potencial de cada constituinte da matéria orgânica total (macro-nutrientes, micro-nutrientes, cinza e gorduras). É de fundamental importância para o dimensionamento do processo de compostagem.

A relação entre a concentração de Carbono e o Nitrogênio (C/N) – possibilita determinar o grau de decomposição da matéria orgânica. É parâmetro importante para avaliar a forma mais adequada da disposição final do lixo e, assim como, no

caso da matéria orgânica, auxilia no dimensionamento do processo de compostagem da fração orgânica do lixo urbano.

O potencial Hidrogeniônico (pH) – facilita a determinação da idade da matéria orgânica em decomposição, expressando a acidez ou a alcalinidade da massa de resíduo. Assim como, no caso da relação C/N, o pH é importante para calcular a forma mais adequada de disposição final do lixo.

1.3.2.2 Características Físicas

A importância em se conhecer as características físicas dos RSU depositados, em um determinado ambiente, é justificada principalmente pela necessidade de estudos do comportamento dos referidos constituintes do RSU, no ambiente. Conhecer o quanto o resíduo pode ser compactado permite calcular os índices de vazios que possibilitarão a diminuição dos níveis de umidade, o que influenciará no desenvolvimento de colônias de microorganismos necessários à decomposição destes resíduos. Os processos químicos, físicos e físico-químicos atuam na massa de resíduos depositados promovendo sua decomposição, gerando subprodutos sólidos, líquidos e gasosos. Do ponto de vista geotécnico, o RSU é um meio altamente compressível, cujas deformações duram muito tempo podendo causar recalques excessivos e distorções, conforme citado por Jessberger e Kocktel (1993 *apud* JUCÁ; MELO, 1999).

Segundo Mariano e Jucá (1998), as características físicas mais importantes são: a umidade, a concentração de sólidos voláteis, a distribuição granulométrica e a densidade. A NBR 10004/04 classifica o lixo quanto as suas características físicas levando em consideração, principalmente, os seguintes parâmetros:

- Compressibilidade – os resíduos são classificados conforme a redução de volume sofrido, quando submetidos a uma determinada pressão. Este parâmetro é importante para o planejamento da coleta, seleção, armazenamento e gerenciamento do aterro (FNS, 1999);

- Umidade – é determinada pela quantidade de água existente na massa dos resíduos. Este critério tem influência sobre a velocidade de decomposição dos materiais no aterro, no poder calorífico e na determinação de outros parâmetros de interesse (FNS, 1999);
- Composição Gravimétrica - é a porcentagem de cada constituinte da massa de RSU em peso. Aqui serão definidas as proporções de cada constituinte do lixo, tais como papel, madeira, couro, plástico, vidros, metais e outros. É de grande importância para o estudo de aproveitamento das diversas frações dos resíduos para facilitar a compostagem, reciclagem e reaproveitamento (FNS, 1999);
- Peso Específico – é a relação entre o peso dos RSU e o seu volume, também denominado de densidade aparente de suma importância para o dimensionamento da coleta, transporte e tratamento dos resíduos (FNS, 1999);

1.4 DESTINAÇÃO FINAL DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS (RSU)

A busca de soluções para a destinação final de resíduos sólidos tem se constituído em um grande desafio, sobretudo, no que concerne à poluição dos solos, do ar e dos recursos hídricos do planeta (JUCÁ *et al.*, 1999).

De acordo com levantamentos do setor de saneamento, em especial com os dados da Pesquisa Nacional sobre Saneamento Básico (PNSB), realizado pelo IBGE (2000), as destinações finais mais freqüentes quanto a forma e os locais de disposição no Brasil são: lixão ou vazadouro a céu aberto; aterro controlado e aterro sanitário, conforme apresentado no Quadro 3.1.

Quadro 3.1 – Tipos de destinação final de RSU no Brasil (%)

Destinação final	Regiões					
	Brasil	Norte	Nordeste	Sudeste	Sul	Centro oeste
Vazadouro a céu aberto	21,3	57,2	48,3	9,8	25,9	22
Aterro controlado	37	28,3	14,6	46,5	24,3	32,8
Aterro Sanitário	36,2	13,3	36,2	37,1	40,5	38,8
Estação de compostagem	2,9	0	0,2	3,8	1,7	4,8
Estação de triagem	1	0	0,2	0,9	4,2	0,5
Incineração	0,5	0,1	0,1	0,7	0,2	0,2
Locais não fixos	0,5	0,9	0,3	0,6	0,6	0,7
Outra	0,7	0,2	0,1	0,7	2,6	0,2

Fonte: Jucá (2003).

1.4.1 Lixão ou Vazadouros

Caracteriza-se por uma forma inadequada deposição final de resíduos, ocorrendo o lançamento sobre o solo, em valas naturais ou artificiais sem quaisquer medidas mitigadoras de impactos, e sem um prévio estudo da área que respalde tecnicamente a utilização da mesma, para essa finalidade. Este tipo de disposição inadequada acarreta problemas à saúde pública, em decorrência da proliferação de vetores, geração e lançamento de gases com odor desagradável na atmosfera, além de causar poluição no solo, nas águas subterrâneas e superficiais (JARDIM; WELLS, 1998).

1.4.2 Aterro Controlado

Forma de disposição de RSU que utiliza alguns recursos de engenharia para contenção e confinamento. Este método confina os resíduos, cobrindo-os com uma camada de solo ao fim da jornada diária de trabalho e normalmente não possui sistema de impermeabilização de base.

1.4.3 Aterro Sanitário

Método mais moderno e ambientalmente correto para a disposição final dos RSU. Jardim e Wells (1998) definem o aterro sanitário como uma forma de disposição final de resíduos sólidos urbanos no solo através de confinamento em camadas cobertas com materiais inertes, geralmente solo, segundo normas operacionais específicas, de modo a evitar danos ou riscos à saúde pública e à segurança, minimizando os impactos ambientais.

Do ponto de vista técnico, a NBR 8419/1992 fixa as condições mínimas exigíveis na apresentação de projetos para aterros de resíduos industriais perigosos, estabelecendo definições para: acondicionamento, aterros de resíduos sólidos urbanos, lixiviação, percolado, resíduo industrial comum, resíduo industrial perigoso e lixiviado. Essa norma preconiza as condições para apresentação dos desenhos, conforme segue: concepção geral; indicação das áreas de disposição de resíduos; indicação das áreas de estocagem de resíduos; sistema de drenagem superficial e subsuperficial; sistema de tratamento de percolados; sistema de drenagem e remoção de gases; impermeabilização superior e inferior; representação do aterro concluído; cortes e detalhes importantes.

Em se tratando de aterros de resíduos sólidos não perigosos, a NBR 13896/1997 estabelece critérios para elaboração de projetos, implantação e operação. Esta Norma estabelece as condições mínimas exigíveis, visando a proteger adequadamente as coleções hídricas superficiais e subterrâneas próximas, bem como os operadores destas instalações e população vizinha.

Segundo Valente, 1980 *apud* SILVA, 2001, os aterros podem ser classificados conforme a forma como foram executados. Os tipos mais comuns são:

- a) Aterros de superfícies, executados em regiões planas, como estuários, pântanos e várzeas;

- b) Aterros com depressões e ondulações, construídos normalmente em regiões topográficas acidentadas, como grotas, fundo de vales, lagoas profundas e pedreiras extintas;

Estes tipos de aterros têm a vantagem de oferecer material de cobertura nas encostas adjacentes e, normalmente, são utilizados para a recuperação topográfica da área.

Segundo Leme (1984), os aterros sanitários são classificados também de acordo com as técnicas de construção, adaptadas para as características locais das áreas onde deverão ser implantados, conforme apresentada a seguir:

- a) Terrenos planos impróprios para se efetuar escavações – os resíduos sólidos são descarregados e espalhados ao longo da área, em faixas estreitas superficiais numa série sucessiva de camadas, que variam em espessura na faixa de 0,40 a 0,75 m. Cada camada é devidamente compactada à medida que progride o enchimento ao longo do dia, até que se atinja uma altura variável de aterro de 1,80 a 3,00 m. No final, cobre-se a parte aterrada com uma camada de solo de 0,15 a 0,30 m, sendo que o material empregado para esta cobertura final é trazido de outros locais ou retirado do próprio local da implantação do aterro, quando as suas características geotécnicas o permitirem. Ao leito parcial completo, que inclui o material de aterro e de cobertura dá-se o nome de célula, e várias células podem ser sobrepostas até que se atinja a altura final prevista no projeto. Este método é denominado de Método da Área;
- b) Terrenos onde se aterram os resíduos em trincheira, próprios para escavações – são caracterizados por áreas que apresentam profundidades adequadas de solo (solos profundos) disponíveis para cobertura, e que apresente nível de lençol freático mínimo admitido por normas técnicas. Essas trincheiras variam de 30,00 a 120,00 m de comprimento por 4,50 a 7,50 m de largura e de 1,20 a 1,80 m de profundidade, dentro dos estudos hidrogeológicos da região. Os resíduos são dispostos em trincheiras, espalhados em camadas finas que variam de 0,45 a 0,60 m, compactadas,

cuja operação se repetirá até o final da jornada de trabalho diário. Este método é conhecido como Método de Trincheira;

- c) Áreas constituídas de depressões naturais existentes – são áreas caracterizadas por ribanceiras e ravinas, sendo que as técnicas de disposição variam com a geometria do local, as características do material para cobertura, a geotecnia, a geologia, a hidrogeologia local, bem como, a facilidade de acesso. Este método recebe a denominação de Método da Rampa;

Outras técnicas de aterramento podem ser empregadas em conformidade com a NBR 10157/1987. O aterro sanitário de Cuiabá, objeto de estudo, por exemplo, aproveitou uma área de garimpo com profundas grotas escavadas sendo, portanto, um aterro de depressão (SILVA, 2001).

1.5 SISTEMAS DE PROTEÇÃO AMBIENTAL QUE COMPÕEM OS ATERROS SANITÁRIOS.

Vários são os dispositivos de proteção utilizados para mitigar impactos ambientais nos aterros sanitários, como se descreve a seguir.

1.5.1 Sistema de Impermeabilização Basal

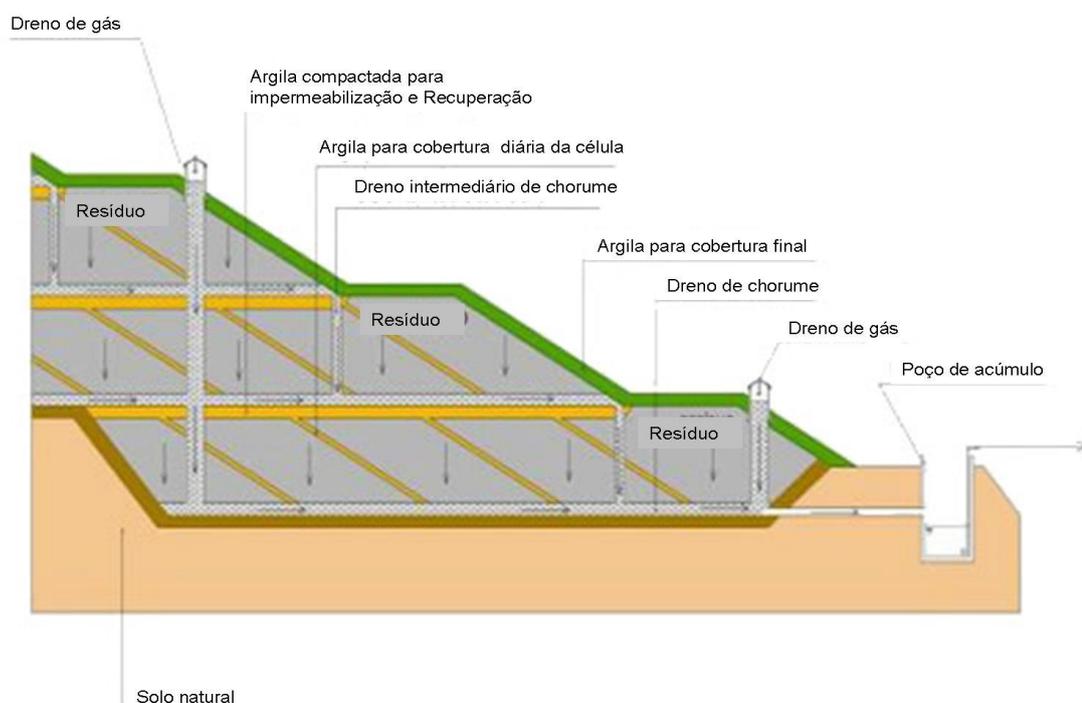
O sistema de impermeabilização basal representa um dos mais importantes dispositivos de proteção ambiental que compõem o aterro. Tem como função precípua impedir a percolação de lixiviado no subsolo, protegendo os aquíferos de potenciais contaminações. A impermeabilização de base, que pode ser natural ou artificial, limita o movimento de gases e de lixiviado para fora da área do aterro, sendo que a natural é feita por compactação do solo argiloso. O uso da argila como material de impermeabilização tem sido muito adotado em projetos de aterros sanitários, uma vez que ela tem boa capacidade de retenção e adsorção de muitos componentes químicos encontrados no lixiviado, assim como a capacidade de limitar o seu escoamento. Ultimamente, com a maior divulgação do uso de geomembranas

(geossintéticos), uma maneira considerada mais moderna tem sido a alternativa predominante, com a conjugação do emprego de camadas de argila com geomembranas, cuja técnica tem apresentado bons resultados e constitui uma das práticas mais seguras.

1.5.2 Drenagem de Lixiviado

O sistema de drenos horizontais tem a finalidade de retirar a fase líquida ou lixiviados inseridas na massa de lixo confinada, conduzindo-as até o dreno principal ou de fundo. Este dreno normalmente é implantado acima da camada de impermeabilização basal e se encontra interligado a um coletor que promove a adução dos percolados até um sistema próprio de tratamento.

O sistema de drenos de lixiviado desempenha a importante função de drenar toda fase líquida que eventualmente vier a infiltrar na massa de lixo, impedindo a estagnação da mesma sobre as camadas de impermeabilização de fundo como mostra a Figura 3.1.

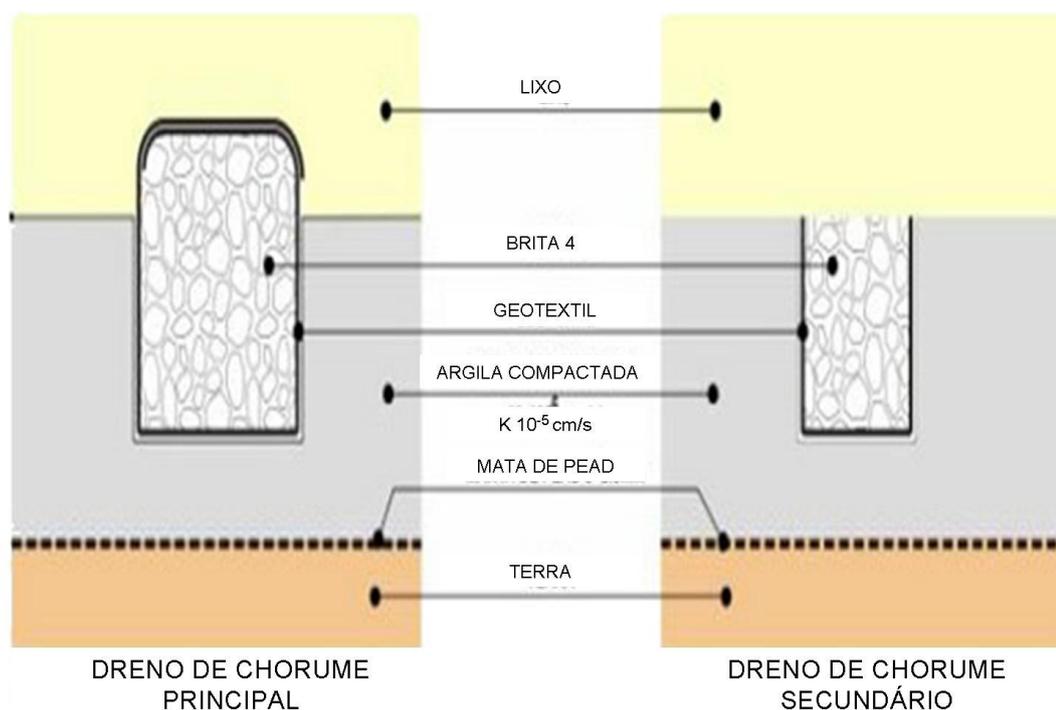


Fonte: Quitaúna Serviços S/C Ltda (2006)

Figura 3.1 - Sistema de drenagem de líquidos percolados

1.5.3 Sistema de Drenos de Gases

A geração de gases no aterro sanitário pode ser estimada com base na composição química esperada para os resíduos sólidos aterrados, especificamente os componentes orgânicos biodegradáveis, que podem ser removidos por meio de sistemas como o apresentado na Figura 3.2.



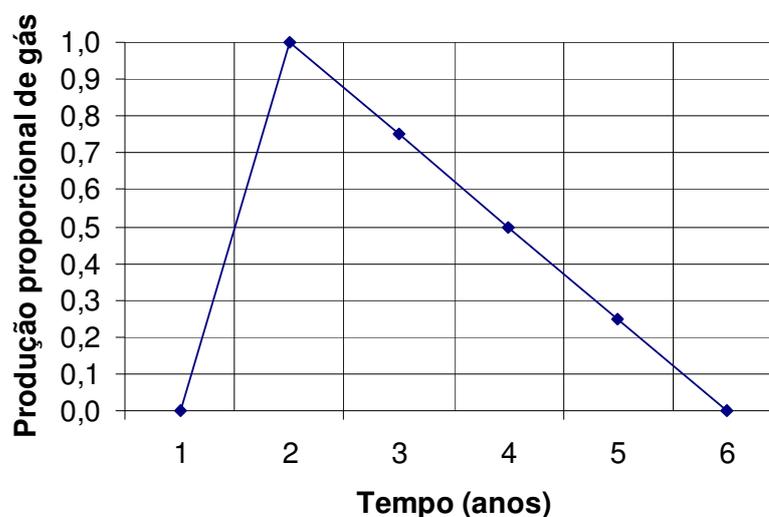
Fonte: Quitaúna Serviços S/C Ltda.

Figura 3.2 - Detalhe do dreno de gases

A velocidade de degradação, dependendo da natureza do componente do lixo, pode ser classificada em duas categorias básicas: rapidamente degradável e lentamente degradável. A primeira categoria inclui restos de alimentos, papéis e papelões. Do ponto de vista prático, esses materiais, sob condições normais dentro do aterro, demoram, em média seis anos para estabilização. Durante esse período, o primeiro ano de confinamento de resíduos sólidos compreende uma fase de adaptação das colônias de microorganismos, e a geração de gases é praticamente nula. Após essa fase, inicia-se a produção de metano, atingindo um pico próximo ao

final do segundo ano. Como forma de se estabelecer critérios para a quantificação dos gases gerados no aterro, considera-se razoável a distribuição triangular conforme gráfico mostrado por Hamada (1997).

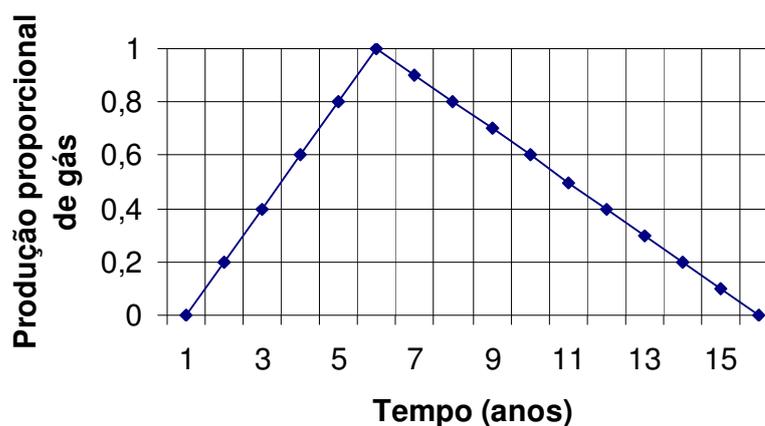
A Figura 3.3 mostra a curva produção de gases resultantes da degradação dos componentes orgânicos que apresentam cadeias químicas mais simples e fáceis de serem quebradas pelos microorganismos presentes na massa de resíduos aterrados.



Fonte: Hamada (1997)

Figura 3.3 - Produção proporcional da geração de gás (por componentes rapidamente degradáveis)

Já na segunda categoria de degradação de resíduos, em condições normais, estima-se um tempo médio total de 16 anos para estabilização. Da mesma forma como ocorre nos resíduos rapidamente degradáveis, ao final do primeiro ano verifica-se o início de produção de gases, que atinge um pico somente no fim do sexto ano, reduzindo gradativamente a zero até o final do décimo sexto ano. A Figura 3.4 apresenta a geração de gases, considerando a degradação das cadeias orgânicas mais complexas presentes no resíduos aterrados.



Fonte: Hamada (1997)

Figura 3.4 - Distribuição proporcional da geração de gás (pelos componentes lentamente degradáveis)

Os valores médios em percentuais dos componentes do RSU, determinados através de pesquisas a partir de parâmetros equivalentes de alguns municípios de São Paulo, são apresentados na Tabela 3.1.

Tabela 3.1 - Detalhamento quantitativo dos resíduos sólidos urbanos (estimativa)

Componentes	Categoria	Massa (Base Úmida) (%)	Umidade Típica (%)	Massa (Base Seca) (%)	C (%)	H (%)	O (%)	N (%)	S (%)	Cinzas (%)
Restos de Alimento	R	55	70	16,5	48	6,4	37,6	2,6	0,4	5
Papel, Papelão	R	21	6	19,74	44	6	44	0,3	0,2	6
Têxteis	L	5	10	4,5	55	6,6	31,2	4,6	0,2	2,5
Madeira	L	4,4	20	0,88	49	6	42,7	0,2	0,1	1,5
Plástico	N	8,9	2	8,72	60	7,2	22,8	0	0	10
Vidro	N	2,6	2	2,55	R- Rapidamente Degradado					
Metais	N	5,4	2	5,29	L- Lentamente Degradado					
Outros	N	1	5	0,95	N - Não Degradado					
TOTAL		100								

Fonte: Hamada (1997)

A partir desses valores e da composição química típica para esses componentes, como mostrado na Tabela 3.1, é possível estimar as formulações básicas dos compostos orgânicos que compõem os resíduos sólidos considerados rapidamente degradáveis (restos de alimentos, papel e papelão) e lentamente degradáveis (têxteis e madeiras):

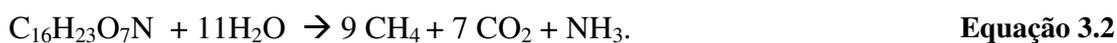


Resumidamente, as reações químicas que resultam na geração do metano (CH₄) e dióxido de carbono (CO₂), com consumo de água, podem ser descritas da seguinte maneira:

- Materiais rapidamente degradáveis



- Materiais lentamente degradáveis



Para determinar o volume de metano e dióxido de carbono gerados nessas reações, basta conhecer os pesos moleculares, o percentual de componentes degradáveis (seco) e seu peso molecular (com base na formulação), e os pesos específicos dos respectivos gases. Nas condições naturais de temperatura e pressão (CNTP), o peso molecular do metano é de 7,04 N/m³ e do dióxido de carbono é de 19,41 N/m³ (HAMADA, 1997).

Os valores assim computados representam a quantidade máxima de gases que podem ser gerados sob condições ótimas de degradação do material sólido volátil. Porém, considera-se que a quantidade real de gás gerado será sempre menor, pois

nem toda matéria orgânica biodegradável sofrerá a decomposição, como os papéis retidos em recipientes plásticos, compostos orgânicos não efetivamente expostos e aqueles que não apresentam umidade suficiente para sustentar atividades biológicas. Sob essas condições, valores típicos de disponibilidade de 75% e 50% podem ser empregados para caracterizar resíduos rapidamente e lentamente degradáveis, respectivamente.

Os sistemas de drenagem de gás, como mostra a Figura 3.2 (pág. 42) são projetados verticalmente e promovem a coleta dos gases nas diversas camadas sobrepostas, transportando-os, por exaustão até a superfície, onde poderão ser queimados através de dispositivos específicos ou encaminhados a uma central de purificação e posterior envasamento para sua utilização como combustível. Neste caso, os aterros sanitários têm a denominação de aterros sanitários energéticos. Os dutos condutores de gás são construídos com a superposição de tubos de concreto com diâmetros variando entre 0,30 a 1,0 m perfurados, possibilitando a entrada do gás sob o lixo e ao mesmo tempo funcionando como uma chaminé.

1.5.4 Drenagem Superficial

Os drenos de superfície são compostos por um conjunto de tubos e canalizações projetadas em torno das áreas das células, com a função de coletar e encaminhar as águas de escoamento superficial proveniente de precipitações até um ponto de lançamento, impedindo a sua infiltração na massa de lixo confinada, e conseqüentemente amenizando a geração de lixiviado.

1.5.5 Sistema de Cobertura Final

Na prática, três tipos de coberturas fazem parte da operação nos aterros sanitários e também de aterros industriais: a cobertura diária, a intermediária e a final.

Coberturas diárias e intermediárias deverão apresentar camadas de solos argilosos, cuja espessura pode variar entre 0,15 e 0,30 metros, correspondendo aproximadamente a 20% do volume total do aterro. A prática recomenda uma razão

de 4: 1 entre a altura de resíduo aterrado compactado e a altura de cobertura com solo argiloso compactado.

O sistema de cobertura final deve ser selecionado para atender importantes requisitos como: minimizar à infiltração de águas de precipitação no interior do aterro; resistir à erosão; restringir a migração de gases para a superfície, evitando liberação dos mesmos ao meio ambiente; impedir a proliferação de vetores, tais como insetos, roedores etc.; melhorar a estética; minimizar a manutenção a longo prazo e proteger a saúde humana e o meio ambiente.

Os fatores complicadores e que podem interferir no desempenho do sistema de cobertura final estão relacionados principalmente aos eventuais ciclos do aumento da umidade e da secagem dos solos; a penetração de raízes de plantas; na proliferação de insetos roedores; na ocorrência de recalque diferencial causado por assentamento irregular de camadas de resíduo subjacente ou do solo de fundação; no escorregamento do talude de baixo; no movimento de veículos em acessos sobre a cobertura; na erosão provocada por água e vento e nas deformações causadas por terremoto (em áreas susceptíveis) (USEPA, 1992 *apud* BAGCHI, 1994). Em termos gerais, existem duas “filosofias” que norteiam os projetos dos sistemas de cobertura final: o de alta e o de baixa infiltração. Os de alta infiltração podem ser elaborados em caráter especial, e requerem algumas considerações operacionais para protegerem mananciais e para impedir que o lixiviado e percolados aflorem na superfície do talude nas laterais. Os projetos de baixa infiltração poderão requerer um monitoramento constante sendo necessário manter o controle da dispersão de contaminante por um período muito longo quando instalado por ocasião do encerramento do aterro.

A inclinação do talude em camada de terra comumente utilizado é de 5% (1:20) e as inclinações nas margens laterais de 25% (1:4). A finalidade dessas inclinações é de promover a infiltração direta em todos os pontos da cobertura de camada de terra, favorecendo uma redução da velocidade no escoamento superficial, além de prevenir excessivos alagamentos (manter alta permeabilidade). A infiltração das águas superficiais na cobertura do aterro, proporciona a redução do coeficiente de escoamento superficial, e, conseqüentemente, evita que águas contaminadas

possam atingir mananciais adjacentes. Um tipo de estrutura de cobertura final das células dos aterros sanitários, proposta por Bagchi (1994), está discriminado no Quadro 3.2.

Quadro 3.2– Potenciais elementos de composição da camada de cobertura final

PERFIL	CAMADAS	FUNÇÃO PRINCIPAL	MATERIAL USUAL	CONSIDERAÇÕES GERAIS
	1. CAMADA DE SUPERFÍCIE	Promover a fixação de vegetais e a evapotranspiração; prevenir a erosão.	Húmus (terra preta); paralelepípedos; geossintéticos.	Tem função de controlar a água da chuva e controlar a ação do vento (Controla os Processo de Erosão).
	2. CAMADA DE PROTEÇÃO	Armazenar água; impedir a penetração de raízes de plantas; proteger contra a ação do homem e animais; protege a camada barreira das alternâncias de ciclos (úmidos e secos) que geram trincas e finalmente manter a estabilidade.	Solos misturados (húmus e solos comuns).	A camada de superfície e a camada de proteção podem formar no interior da massa uma única camada de solo de cobertura.
	3. CAMADA DE DRENO	Drenar águas de infiltração; minimizar o contato e dissipar energia aplicada na camada barreira.	Areia; cascalho; geotêxteis; geocompostos.	A camada de drenagem é opcional, somente será requerida quando houver alta taxa de infiltração, ou aliviar a transmissão de forças excessivas.
	4. CAMADA BARREIRA	Minimizar infiltrações de água e impedir a migração de gás para as camadas superiores.	Camada de argila compactada; geocompostos (argilas e geossintéticos).	A camada barreira é usualmente requerida, porém, pode não ser necessária em local extremamente seco.
	5. CAMADA DE COLETA DE GÁS	Transmitir o gás dos pontos de coleta até o ponto de queima ou aproveitamento.	Areia e geotêxteis.	Requerida quando o resíduo sólido for rico em matéria orgânica.

Fonte: Bagchi (1994)

1.5.6 Revestimento em argila

Embora apresentando limitações, o solo compactado de baixa condutividade hidráulica tem sido amplamente usado em sistemas de cobertura, mas existem vários problemas que tornam questionáveis a sua performance em longo prazo. Esses tipos

de revestimentos estão relacionados com a dificuldade na compactação, principalmente quando se trata de fundação em solos de baixa resistência e de pouca consistência, condicionando a argila compactada a ciclos úmido e seco, impondo às camadas a tendência de dissecar, acima ou abaixo, desencadeando trincas na cobertura final. O problema pode ser evitado quando a cobertura final, formada por camadas de argilas, for protegida adequadamente por uma espessa camada de solo rico em material orgânico, tendo como objetivo a implantação da cobertura vegetal, que irá promover uma maior estabilidade, principalmente nos taludes.

1.5.6.1 Camadas de Barreira

As especificações orientam a busca de materiais apropriados para produzir procedimentos adequados de construção e executar testes específicos necessários para se obter a permeabilidade desejada da barreira.

Os fatores que afetam a permeabilidade estão relacionados com os tipos de solos; conteúdo da água; densidade; grau de saturação; preparo do solo (mistura e umidade); destruição de torrões de solo; tipo de rolos e pesos utilizados; coberturas; número de passadas; apoio subjacente; procedimentos de construção e influências ambientais. Testes durante a construção do revestimento de argila incluem densidade e determinação da umidade.

Muitas vezes, limites de Atterbert, conteúdos finos, classificação e testes de permeabilidade de laboratório podem ser também necessários para avaliar a consistência do material e se o revestimento de argila compactada está encontrando a permeabilidade exigida.

1.5.6.2 Sobrevivência do Revestimento de Argila

Da mesma forma que o revestimento de contenção, o de cobertura de argila também é susceptível à dissecação. A implantação de uma cobertura de solo e de geomembrana acima do revestimento de argila pode contribuir para o impedimento do processo de dissecação na interface superior, porém, o mesmo procedimento não

tem revelado bons resultados quando implantado abaixo da camada de argila compactada (interface inferior).

Os revestimentos de argila também estão susceptíveis a rupturas em função do crescimento inconveniente de vegetação de médio e grande porte através de suas raízes. Tais dispositivos podem ser rompidos através da penetração de roedores em busca de alimentos, e por eventuais ações de catadores. A implantação de uma camada de solo rico em compostos orgânicos, com espessura suficiente para o desenvolvimento e cultivo de vegetações rasteiras, pode amenizar estas preocupações (BAGCHI, 1994).

1.5.7 Revestimento em Geomembrana

Frequentemente tem-se verificado o uso de mantas poliméricas flexíveis de permeabilidade extremamente baixa (10^{-7} cm/s), com cobertura final e impermeabilização basal em aterros sanitários. Esses materiais são utilizados como barreiras impermeabilizantes para líquidos e vapores.

As especificações da geomembrana devem levar em conta as garantias oferecidas, as qualificações e experiências do instalador, o certificado de qualidade do fabricante, os serviços de entrega, armazenagem e negociação, as exigências de peculiaridade e os testes de propriedade (peculiaridade, característica) do material, a preparação e aceitação do subleito, o layout e a disposição do painel da geomembrana, o campo e os testes de costuras (soldas) destrutivos e não destrutivos, reparos e trincheiras de âncora permanentes e temporárias (BAGCHI, 1994).

1.5.7.1 Propriedades Materiais da Geomembrana

As propriedades da geomembrana estão relacionadas principalmente à espessura, massa por unidade de áreas, força de alongamento de tração em profundidade, força e alongamento de tração e ruptura multiaxial, coeficiente de expansão térmica linear, atrito de interface e cisalhamento direto.

A sobrevivência da construção é um fator que depende diretamente do alongamento e resistência, à tração, à rasgos, ao impacto, e resistência à radiação ultravioleta (UV) e ao conteúdo de carbono. Além desses fatores listados podem-se citar outros parâmetros de importância como a durabilidade, a densidade, a análise termogravimétrica, a calorimetria de varredura diferencial, resistência à rachadura de tensão ambiental e dispersão, resistência química, resistência à aterramento do solo, estabilidade dimensional e fragilidade à baixa temperatura (BAGCHI, 1994).

1.6 LÍQUIDOS PERCOLADOS

Como o lixiviado gerado infiltra através das subcamadas de base do aterro, os componentes químicos e biológicos contidos originalmente nele podem ser removidos pela ação da filtração e adsorção do subsolo. Em geral a eficiência desse processo depende das características do solo, especialmente se este for argiloso. Contudo, em função dos riscos envolvidos na possibilidade da movimentação do lixiviado para o lençol subterrâneo, devem ser empregadas técnicas adequadas de proteção do solo e das águas.

A umidade presente nos resíduos sólidos sofre evaporação e esta pode minimizar a contaminação de outros compartimentos do aterro, uma vez que é a água que carrega os poluentes dos resíduos para o solo.

As águas subterrâneas podem ser contaminadas por percolação do lixiviado no solo, que pode ocorrer de forma instantânea ou lentamente, estando condicionado à profundidade do lençol freático. Esse fenômeno é também dependente da formação geológica do solo, uma vez que solos arenosos são mais permeáveis, facilitando a infiltração e solos argilosos são menos permeáveis, dificultando a infiltração (OLIVEIRA; BRITO, 1998).

Segundo Segato e Silva (2000), altos teores de umidade no solo e dos resíduos favorecem a decomposição anaeróbia que atua na formação do lixiviado. O excesso de umidade eleva a percolação, e conseqüentemente, em períodos chuvosos

à contaminação de águas subterrâneas é mais pronunciada. Neste período, no entanto, os poluentes encontram-se mais diluídos na fase líquida do solo.

Uma das preocupações freqüentes com a contaminação das águas subterrâneas refere-se aos traços de metais. Consideram-se traços de metais todos aqueles que apresentam concentração superior a $5,0 \text{ g/cm}^3$, que podem retardar ou inibir o processo biológico aeróbio ou anaeróbio e serem tóxicos aos organismos vivos (OLIVEIRA; PASQUAL, 2000). Alguns desses metais, tais como o cobre, ferro, manganês, magnésio, molibdênio, níquel, selênio, silício e zinco são indispensáveis ao desenvolvimento dos seres vivos, e são denominados elementos essenciais.

Existem outros elementos que pertencem ao grupo dos metais que não desempenham função biológica nos organismos vivos e são denominados de metais não essenciais. Por causarem efeitos tóxicos mesmo em concentrações muito baixas, possuem uma alta capacidade de bioacumulação. Entre estes estão o Mercúrio, Cadmio, Cromo, Alumínio e os metais considerados essenciais que, quando absorvidos pelos organismos em doses acima dos níveis toleráveis tornam-se tóxicos.

Oliveira e Pasqual (2000) assim como Sisino (1995), afirmam que a fração de matéria orgânica é a principal fonte de metais pesados no RSU como Cu, Ni, Zn, Cr, Cd e Pb. Os autores também reforçam que os plásticos representam a principal fonte de Cádmiio, e que os metais ferrosos possuem Chumbo e Cobre enquanto que o papel é principal fonte de Chumbo. Dentre os metais presentes no lixo, vários deles podem causar algum tipo de distúrbio aos vegetais, podendo ser transferidos e acumulados ao longo da cadeia alimentar, causando sérios riscos aos animais inclusive ao ser humano. Neste estudo serão relatados alguns metais, de maior interesse ambiental, presentes nos boletins de automonitoramento do aterro sanitário de Cuiabá - MT.

O lixiviado, além de sua característica físico-química altamente agressiva ao meio ambiente, apresentam altas concentrações de metais pesados que poderão estar na forma dissolvida ou particulada e também microorganismos patogênicos. Os traços de metais dissolvidos são facilmente incorporados pela fauna e flora, enquanto que os metais particulados estão associados à partículas em suspensão. Esta

distribuição está condicionada principalmente ao pH do meio. Para valores de pH ácido, os metais apresentam a tendência de serem encontrados dissolvidos, enquanto que em pH alcalino não se verifica a predominância de especiações na forma dissolvida. Na forma iônica, os traços de metais apresentam uma maior toxidez à biota dos ambientes aquáticos, por estar numa forma mais suscetível à sua absorção.

1.6.1 Metais no solo

Os solos em geral apresentam cargas elétricas negativas que lhes conferem a característica da grande incidência de trocas catiônicas (RAIJ *et al.*, 1987 *apud* SILVA, 2001). O potencial de carga negativa predominante nos solos tem origem nos argilo-minerais e na dissorção de óxido e hidróxidos de ferro, de alumínio ou da matéria orgânica como R – COOH. Os fatores que influenciam na retenção quando há o interesse de avaliar a presença de metais no solo são os diversos componentes orgânicos e inorgânicos nele presentes. A capacidade do solo de reter os metais depende de suas propriedades químicas, físicas e biológicas, assim como a forma química em que o elemento foi introduzido e está presente no solo (TOMÉ JR., 1997 *apud* SILVA, 2001).

Pastore *et al.* (1999) ressaltam a importância da sorção na concentração de metais no solo. Sorção é o efeito pelo qual alguns contaminantes dissolvidos tendem a se aderir às superfícies das partículas do solo, podendo reduzir a concentração e a velocidade de migração de eventuais plumas de contaminantes.

Um dos principais processos de intemperismo físico-químico que ocorre nos solos, e que é responsável pela perda de elementos, é a hidrólise por lixiviação. A lixiviação pode ocorrer com todos os cátions (Ca^{++} , Mg^{++} , K^+ e outros), ocorrendo principalmente em solos de baixa capacidade de retenção, que são aqueles normalmente pobres em matéria orgânica e argilosa.

Os solos do cerrado, por exemplo, caracterizam-se por serem formados pelo processo de laterização, são intemperizados e apresentam baixa fertilidade natural. Este fenômeno causa diferentes conseqüências, destacando-se, principalmente, as baixas concentrações de nutrientes, acidez elevada e alta saturação de alumínio. O

alumínio é uma substância tóxica que está presente no solo, mas muitas vezes apenas sua presença não representa risco. A fração argila é formada por argilo minerais do grupo II e óxidos de ferro e alumínio. Possui, por isso, uma baixa densidade de carga superficial e baixa capacidade de troca catiônica (VARGAS, 1977).

Nos ecossistemas aquáticos, os elementos-traços podem sofrer transformações químicas que os tornam ainda mais nocivos ao ambiente. Este é o caso, por exemplo, do mercúrio, que pode chegar aos corpos d'água como metais, sais ou compostos orgânicos (Fenil-Mercúrio). Estas formas não representam perigo, mas podem ser transformadas pelos microorganismos em metil-mercúrio, composto extremamente prejudicial. Pesquisa realizada por Harris (1971 *apud* SIQUEIRA 2004) demonstra que 1 ppb de qualquer complexo orgânico associado ao mercúrio é suficiente para reduzir o crescimento do fitoplâncton à metade, enquanto que em concentrações superiores a 50 ppb não ocorre nenhum crescimento.

Para que os teores de traços de metais presentes no lixiviado sejam analisados, serão necessários parâmetros de comparação. Vários são os autores que desenvolvem trabalhos analisando a presença desses metais em resíduos sólidos urbanos nos aterros sanitários. As Tabelas 3.2 e 3.3 apresentam, de forma resumida, alguns dos resultados da análise de metais pesados presentes no lixiviado publicado por Bidone *et al.* (1998) e Santos *et al.* (1998).

Tabela 3.2 - Análise do lixiviado do aterro sanitário em Porto Alegre (RS).

Parâmetros		Unidades	Medida menor	Medida maior
Zinco	Zn	Cmol/ dm ³	0,090	0,72
Chumbo	Pb	Cmol/ dm ³	0,034	0,45
Ferro	Fe	Cmol/ dm ³	13,93	29,33
Cobre	Cu	Cmol/ dm ³	nd	<0,02
Alumínio	Al	Cmol/ dm ³	nd	0,32
Níquel	Ni	Cmol/ dm ³	nd	<0,003

Fonte: Bidone *et al.* (1998).

nd – Não Detectado.

Tabela 3.3 - Variação da composição química do lixiviado para diferentes aterros sanitários.

Parâmetros		Aterro 1*		Aterro 2**		Aterro 3***		Aterro 4****	Aterro 5*****	
pH		3,7	8,9	3,5	8,5	7,2	8,0	8,2	7,5	7,7
Ferro	Zn	nd	4000	200	5500	1,14	3,25	153	4,9	9,89
Magnésio	Mg	4,0	780	3	15600	35	63	1,507	17,5	36,2
Alumínio	Al	nd	85	-	-	-	-	-	0,265	0,779
Zinco	Fe	nd	731	0,6	220	0,24	2,55	50	0,064	0,168
Manganês	Mn	nd	400	0,6	41	0,05	0,24	25	0,058	0,130
Níquel	Ni	nd	7,5	0,2	79	0,07	0,18	74	0,153	0,248
Cobre	Cu	nd	9,0	0,1	9,0	<0,05	<0,05	25	0,014	0,036

Fonte: Santos *et al.* (1998). Obs.: Todos os parâmetros apresentados em Cmol./dm³ exceto pH

* Variações de acordo com Bagchi (1990); **Variações segundo EPA (1989); ***Aterro de Junk Bay China - Chu *et al.* (1994 *apud* Prosab; ****Aterro de Gramacho/RJ – Barbosa (1994); ***** Aterro do Jokey Club DF – Santos *et al.* (1998);
nd – Não Detectado.

1.6.2 Toxologia dos metais

Metal pesado é um termo aplicado geralmente a alguns elementos que tem suas formas iônicas pertencentes ao grupo de transição da Tabela Periódica. Embora o título de metais pesados inclua vários elementos da Tabela Periódica, o termo é largamente utilizado na denominação substâncias de maior toxicidade e, especialmente, aqueles cuja mobilidade é induzida pelo homem (Cd, Ni, Cr, Co, Hg, V, Zn, As, Pb e Cu).

Grande parte dos traços de metais não são biodegradáveis, o que causa, portanto, um efeito acumulativo no meio ambiente. A sua concentração é determinada por sua mobilidade no meio, que é função da solubilização e liberação de depósitos minerais e das reações de adsorção e precipitação que ocorrem nos solos, meios aquáticos e sedimentos. A ocorrência destes processos e a disponibilidade dos metais no meio dependem das propriedades destes (valência, raio, grau de hidratação); das propriedades físico-químicas do meio (pH e redox); da natureza do adsorvente, outros metais presentes e das suas concentrações. Na Tabela 3.3, observa-se que em pH elevado, predomina uma maior concentração de metais no lixiviado.

Os metais podem se acumular no solo, na água e serem incorporados às plantas por absorção e através da troca catiônica. A toxidez dos elementos traços reside principalmente na sua capacidade de interferir em processos enzimáticos e na sua pouca mobilidade no organismo em virtude do pequeno tamanho e das cargas duplas ou triplas. Esta baixa mobilidade faz com que os elementos traços se acumulem, provocando profundas modificações no metabolismo, podendo causar a morte de organismos contaminados. A seguir será apresentado um levantamento toxicológico dos metais de maior incidência nos efluentes de aterros sanitários.

1.6.2.1 Alumínio

Elemento químico com densidade de $8,6 \text{ g/cm}^3$, causador de uma toxicidade relativa no solo, sendo que sua mobilidade depende de condições de pH abaixo de 5,5 (ISEA *et al.*, 2000). Nos animais, as formas de contaminação mais comuns são por via oral e inalatória. Quando ingerido causa ulcerações das mucosas, gastroenterites, dor e queimaduras na boca, esôfago e estômago, cólicas intestinais, diarreia aquosa ou sanguinolenta, hepatite, glomerulonefrite, anúria, eritema popular, hipertemia, icterícia, excitação psicomotora e convulsão, conforme apresentado por Alcântara (1985 *apud* SILVA, 2001). A Resolução do CONAMA nº 357/05 não faz referência a este metal quanto à indicação de padrões de lançamento de efluentes.

1.6.2.2 Cádmi

Elemento com densidade de $6,65 \text{ g/cm}^3$, que nas condições naturais é encontrado na água em traços mínimos. Damasceno (1996 *apud* SILVA, 2001), afirma que a concentração deste metal em águas poluídas está em torno de $1,0 \text{ µg/L}$. Palacios *et al.* (2000) afirma que este elemento é emitido naturalmente ao meio ambiente através de erupções vulcânicas e erosão. É potencialmente tóxico e tem alta mobilidade no solo e em ambientes aquáticos. O teor máximo permissível é de $5,0 \text{ mg/l}$.

Na forma metálica o cádmio é utilizado industrialmente em pinturas, galvanoplastia, plásticos, pilhas e baterias alcalinas, cerâmicas, fotografia, reatores nucleares e fertilizantes (VALENZUELA, 1999). Dispostos no solo, este elemento pode lixiviar-se, especialmente em condições de pH ácido, alterando a qualidade de águas subterrâneas.

No Brasil, a Resolução CONAMA Nº 357/05 preconiza uma concentração máxima para este metal em efluentes líquidos de 0,2 mg /L. Tal metal causa doenças cardiovasculares e hipertensão, estando mais relacionado com o câncer do que outros metais, embora a carcinogenicidade seja discutível conforme cita Figueiredo (2001). Cerca de 50 a 75% do cádmio absorvido pelo organismo humano é depositado no fígado e nos rins.

1.6.2.3 Cálcio

Nos animais é um elemento essencial e o mais abundante dos elementos inorgânicos. Está localizado principalmente nos ossos e nos dentes sob a forma de fosfato de cálcio. O cálcio é encontrado em todos os tecidos animais e tem diversas funções, como, a de controlar a transmissão de impulsos nervosos e a ação muscular na coagulação sanguínea e na permeabilidade celular. Nas plantas, desempenha importante função na síntese dos cloroplastos e é essencial para fixação do nitrogênio nas leguminosas. Rajj *et al.* (1987 *apud* SILVA, 2001), afirmou que o cálcio é o cátion mais suscetível à troca se comparados aos outros íons positivos presente nos solos.

1.6.2.4 Chumbo

Tem densidade de 11,34 g / cm³. A contaminação do solo por chumbo pode ocorrer de forma natural ou geológica e principalmente pela ação antropogênica. Damasceno (1996 *apud* SILVA, 2001), afirma que as águas não poluídas possuem um teor de Pb na faixa de 1 a 10 µg/L. O teor máximo de Pb permitido pela CETESB (1985) para sedimentos de fundo de rio é de 20 mg/L. O chumbo é largamente utilizado na fabricação de tintas, acumuladoras de baterias, em corantes, na produção

de cerâmica, na indústria gráfica, entre outras (LARINI, 1987 *apud* SILVA, 2001). Os níveis de absorção pelos organismos dos animais dependerão das propriedades físico-químicas do chumbo, dos níveis de cálcio, magnésio, fósforo e vitamina D presente na dieta (FIGUEIREDO, 2001). A intoxicação crônica por chumbo é denominada saturnismo, que é caracterizada pela substituição do cálcio pelo chumbo na formação óssea, provocando queda dos dentes e osteoporose.

1.6.2.5 Cobre

O cobre apresenta densidade de 8,96 g/cm³ e é um elemento reconhecido como essencial tanto aos vegetais quanto aos animais. É tóxico em concentrações extremamente baixas e o teor no solo pode variar muito. Jakson (1964 *apud* SILVA, 1991), ressalta que para solos de regiões tropicais, a variação esperada é 5 a 40 mg/Kg. Para o cobre solúvel, Valadares (1975 *apud* SILVA, 2001) sugere uma variação de 0,1 a 10 mg / Kg. O Artigo 21 da Resolução CONAMA n° 357/05 indica padrão aceitável deste metal em efluentes líquidos em 1,0 mg/L. Os íons de cobre em pH igual ou superior a 7,0 precipitam como carbonatos e hidróxidos, sendo removidos por adsorção ou sedimentação.

1.6.2.6 Ferro

Possui densidade de 7, 86 g/cm³. É um elemento essencial tanto para as plantas quanto para os animais. Nas plantas tem funções na fotossíntese e na fixação do nitrogênio, entre outras, enquanto que nos animais sua principal função é na síntese de hemoglobina conforme Oga (1996 *apud* SILVA, 2001).

Raij *et. al* (1987 *apud* SILVA, 2001) consideram que dentre os micronutrientes catiônicos o Fe é o mais abundante nos solos além dos seus principais constituintes. Ferreira e Cruz (1991 *apud* SILVA, 2001) afirmam que o referido metal ocorre em níveis bem elevados no solo na forma de ferro total, mas os teores solúveis são muito reduzidos. Em solos intemperizados, os óxidos de ferro se acumulam como óxidos hidratados na fração de argila, dessa forma, junto com os

óxidos de alumínio e caulinita predominam em todos os perfis. Quanto mais básico o meio maior será a precipitação do hidróxido de ferro, diminuindo assim a solubilidade no solo. Em solos ácidos a disponibilidade de Fe para absorção plantas é maior que em solos básicos. Algumas bactérias utilizam o ferro como matéria oxidável, e transformam o carbonato ferroso em férrico. Essa oxidação promove a alteração da água, turvando e dando uma coloração avermelhada e ferruginosa. Essas bactérias liberam gases fétidos para o ambiente (VALENZUELA, 1999).

1.6.2.7 Magnésio

É um dos elementos muito encontrados em rochas calcárias, e tem densidade de 1,74 g / cm³. No solo é encontrado nos minerais primários, nos carbonatos e sulfatos, como trocável e solúvel e na matéria orgânica. É um metal comum em produtos químicos como fertilizantes e linóleos.

1.6.2.8 Manganês

Elemento amplamente disseminado na natureza, estando presente em aproximadamente 250 minerais e compostos naturais, como sulfato, cloretos, boratos, carbonatos, fosfatos, óxidos hidróxidos e silicatos, entre outros. O manganês possui densidade de 7,43 g/cm³, e é muito utilizado na manufatura do aço, de compostos químicos e de baterias secas. Nas rochas, o teor de manganês elemento varia de 350 a 2000 mg/Kg. As formas mais comuns dessa substância no solo são os óxidos e os sulfetos, estando sempre associados ao ferro (SILVA, 2001).

Os elementos traços Pb, Ba, Li, K e mais os metais de transição Ni, Co, Cu e Zn normalmente possuem teores mais elevados nas formações manganésíferas e ferro magnésíferas (CARVALHO, 1995 *apud* SILVA, 2001).

1.6.2.9 Níquel

É um metal branco acinzentado com densidade de 8,90 g/cm³ e trata-se de um elemento siderófilo. É encontrado em mais de 80 minerais, ocorrendo altas

concentrações de minerais ferromagnesianos e sulfetados. A dispersão do Ni é elevada devido a grande capacidade de estabilidade do íon Ni em solução aquosa (solubilizado).

Segundo Damasceno (1996 *apud* SILVA, 2001), os níveis deste metal nas águas superficiais não poluídas variam entre 5 à 20 µg/L.

1.6.2.10 Zinco

Este elemento é uma base fraca e normalmente é encontrado em ligação iônica com o oxigênio, possuindo densidade de 7,14 g/cm³. Sua função no metabolismo está na síntese de proteínas e ácidos nucleicos, e na divisão mitótica das células (FERREIRA & CRUZ, 1991 *apud* SILVA, 2001).

1.7 A DECOMPOSIÇÃO DOS RSU EM ATERROS SANITÁRIOS

O resíduo sólido urbano (RSU) quando disposto em aterro sanitário é submetido aos processos de decomposição físicos, químicos e biológicos. Nos físicos podemos citar a elevação da temperatura; os químicos como a transformação da matéria orgânica e as liberações dos metais; e os biológicos pelo crescimento de microorganismos (bactérias, fungos) na massa de lixo confinada quando esta apresentar condições favoráveis.

Esses três processos são interdependentes, pois uma leve oscilação de pH interfere diretamente na decomposição do material orgânico devido às condições restritas ao desenvolvimento e manutenção dos microorganismos envolvidos no processo.

Os fatores que interferem nos processos físico-químicos e biológicos no interior da massa de resíduos são decorrentes da natureza e concernentes à composição dos resíduos, ao modo em que serão compactados, ao teor de umidade presente nos compostos, a presença de substâncias inibidoras da atividade de

microorganismos potencialmente decompositores, a taxa de movimentação de água e a temperatura (SISINNO, 1995).

Estudos comprovam que a velocidade de decomposição da matéria orgânica em aterros sanitários difere da decomposição em meio líquido, principalmente pela heterogeneidade do meio que é basicamente sólido (LIMA, 1988).

Os mecanismos biológicos de degradações dos RSU são implementados a partir da presença de microorganismos heterótrofos, os quais oxidam substratos orgânicos para suas necessidades energéticas.

1.7.1 Principais Processos de Degradação dos RSU

O processo de degradação dos compostos orgânicos e inorgânicos é um fenômeno complexo constituído essencialmente pela superposição do mecanismo biológico e físico-químico, catalisados pela água presente nos resíduos, pela umidade natural do solo e pelas águas das precipitações que atinge o aterro sanitário.

Entre os processos de degradação dos resíduos sólidos urbanos, que ocorrem no interior da célula do aterro, podem-se destacar a dissolução dos elementos minerais presentes, a bioconversão da matéria orgânica em formas solúveis e gasosas e o carreamento pela água de percolação das partículas finas e do material solúvel.

Os elementos minerais que compõem os resíduos sólidos urbanos sofrem processos físico-químicos de dissolução, cujos fatores determinantes da solubilização das espécies químicas estão condicionados não só ao transporte por advecção, difusão e gravidade, como também pelas reações químicas, tais como: solubilização, complexação, hidrólise; e os efeitos biológicos diretos (metabolização) e indiretos (por intermédio do pH, óxido-redução, etc). Todos esses processos ocorrem mediante trocas de matéria e energia com o meio exterior.

Os metabolismos predominantes no ambiente do aterro são os aeróbios e os anaeróbios, os quais ficam condicionados à disponibilidade ou não de oxigênio de origem atmosférica, e o retido entre as camadas de resíduos, conforme cita Castilho (2000 *apud* PROSAB, 2003). No aeróbio, os microorganismos se desenvolvem em

presença de oxigênio molecular ou excepcionalmente incorporado a elementos minerais (nitratos). No anaeróbio, os microorganismos se desenvolvem na ausência de oxigênio livre, podendo ser, entretanto, tolerado (anaeróbios facultativos) ou não (anaeróbios estritos). Os principais microorganismos anaeróbios são as bactérias, as leveduras e os fungos.

O Quadro 3.3 apresenta os principais efeitos resultantes da atividade microbiológica sobre os resíduos sólidos urbanos.

Quadro 3.3 - Principais efeitos da atividade microbiológica sobre os RSU em aterros sanitários.

Tipos de Efeito	Natureza dos efeitos
Efeitos Diretos	Geração de produtos solúveis: minerais, orgânicos Geração de produtos gasosos Produção de Biomassa em excesso
Efeitos Indiretos	Efeito sobre as condições do meio: pH, oxi-redução, temperatura e influência destas condições sobre: Solubilização da matéria sólida Precipitação de espécies Reações químicas e físico-químicas dos produtos com o resíduo ou seus produtos

Fonte: Castilho (2000).

1.7.2 Microorganismos Predominantes na Degradação de RSU.

A heterogeneidade dos resíduos sólidos urbanos implica numa importante diversidade microbiana, permitindo a ocorrência das mais variadas reações. O consumo de substrato e a obtenção de produtos resultantes dessa degradação poderão formar substratos de outras populações, gerando novos produtos. Dessa intrínseca correlação de reações possíveis de serem realizadas por microorganismos presentes na massa de resíduos sólidos urbanos resulta a denominada “degradação dos resíduos sólidos”.

O entendimento das reações e das correlações microbianas em aterros sanitários está relacionado diretamente às velocidades de degradação dos resíduos sólidos e, ainda, à qualidade do efluente gerado, à produção do biogás e, conseqüentemente, aos cuidados ambientais de toda a área de disposição final. Nos resíduos sólidos urbanos ocorrem degradações dos mais variados compostos, alguns inclusive de origem xenobiótica (compostos não disponíveis pela natureza, portanto, de origem sintética produzidas pelo homem, tais como hidrocarbonetos aromáticos, alogenados, pesticidas e outros).

As comunidades microbianas presentes em sistemas de disposição final de RSU incluem bactérias hidrolíticas e fermentativas, acidogênicas, acetogênicas e archeas metanogênicas. Essas últimas são grupos de bactérias procariotas, geralmente quimiotróficos, bem primitivas, que sobrevivem em lugares extremos, caracterizada por causa de suas seqüências de RNA relacionadas, e também porque sua parede celular não apresenta peptidoglicano, comum a todos os outros grupos de bactérias. Além desses microorganismos, é muito comum a presença de bactérias redutoras de sulfato e população de protozoários.

Apenas na fase inicial, durante e logo após a deposição dos resíduos no aterro, observam-se condições adequadas para o crescimento de microorganismos aeróbios. Nessa fase a população de microorganismos predominante é de bactérias fotossintéticas, as leveduras e os fungos streptomicetos. A maior parte do processo de degradação ocorre predominantemente em meio anaeróbio.

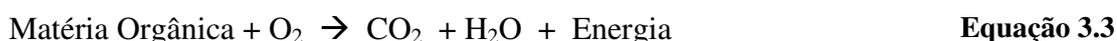
Consórcios microbianos presentes em sistemas anaeróbios de aterramento de resíduos são responsáveis pela seqüência de etapas de degradações, tais como, hidrólise de polímero, fermentação de ácidos orgânicos e mineralização final dos resíduos com a etapa de metanogênese.

1.7.3 Fase de Degradação Aeróbia dos RSU

Logo após a cobertura dos resíduos em um aterro sanitário é verificada a presença de ar, e, portanto, de oxigênio aprisionado no interior da célula confinada. Os microorganismos aeróbios presentes dão início à primeira das fases do processo

de decomposição. A matéria orgânica polimérica é, num primeiro momento, submetida à ação de enzimas extracelulares específicas (proteolíticas e celulolíticas etc.), secretadas por microorganismos denominados hidrolíticos.

Os oligômeros e monômeros assim produzidos são degradados da seguinte forma:



Essa reação libera energia, parte da qual será utilizada para a síntese de novas células por ocasião da multiplicação dos microorganismos presentes. Considerando unicamente a oxidação do carbono, a reação global pode ser descrita da seguinte forma:



A reação (4) esquematiza uma sucessão de reações que conduzem, a partir de substratos inicialmente presentes, à liberação no meio de uma série de metabólitos intermediários. Os Quadros 3.4 e 3.5 apresentam os principais produtos intermediários e finais do processo de degradação aeróbio (PROSAB, 2003).

Quadro 3.4 - Produtos intermediários do processo de degradação dos RSU

Natureza da Matéria Degradada	Principais Classes de Produtos Intermediários
Proteínas	Polipeptídicos, ácidos aminados
Graxas	Ácidos graxos
Hidratos de Carbono	Polisacarídeos, açúcares, aldeídos
Hidrocarbonetos	Ácidos graxos, aldeídos

Fonte: PROSAB (2003).

Quadro 3.5 - Produtos finais do processo aeróbio de degradação dos RSU

Elementos constituintes na Matéria Orgânica	Produtos Finais da Biodegradação Aeróbia
H	H ₂ O
C	CO ₂ , bicarbonatos, e carbonatos
N	Nitratos NO ₃ ⁻
P	Fosfato PO ₄ ³⁻
S	Sulfatos SO ₄ ²⁻
Metais	Seus hidróxidos ou carbonatos

Fonte: PROSAB (2003).

Os principais efeitos do metabolismo intermediário são representados pela incorporação de matéria orgânica aos lixiviados, que é geralmente medida por meio da DQO, DBO₅ e COT, pela ação complexante de certas substâncias, como os ácidos, aminoácidos e compostos aminocarboxílico sobre os metais, e pela estimulação da atividade biológica (contaminação bacteriana).

Já os metabolismos finais da matéria orgânica são representados pela influência do CO₂, dos carbonatos e dos bicarbonatos sobre o pH do meio aquoso, e na sua capacidade tampão ácido-base. Consequentemente influenciará também na insolubilização dos íons metálicos resultando como produto final, compostos sob forma de hidróxidos, fosfatos carbonatos pouco solúveis ou produtos na forma de íons metálicos solubilizados, propiciando a liberação de elementos eutrofizantes para a água na forma de nitratos e fosfatos.

A decomposição aeróbia dura aproximadamente um mês, consumindo rapidamente a quantidade limitada do oxigênio presente na massa de resíduos. Em aterros pouco profundos (inferior a 3,00 m), ou quando se garante suprimento extra de oxigênio, esta fase inicial pode se estender por um tempo maior (LO, 1996 *apud* PROSAB, 2003).

No decorrer da fase aeróbia ocorre grande liberação de calor. Os lixiviados produzidos apresentam elevadas concentrações de sais de alta solubilidade dissolvidas no líquido resultante. A elevação da temperatura pode resultar também na formação de sais contendo metais, pois muitos íons são solúveis na água em

temperaturas elevadas. Essa fase apresenta ainda uma grande produção de gás carbônico (CO₂) e hidrogênio, principalmente se a umidade no interior da massa do RSU for baixa (LO, 1996 *apud* PROSAB, 2003).

1.7.4 Fase de Degradação Anaeróbia dos RSU

Com a diminuição dos níveis de oxigênio na massa de resíduo inicia-se um processo de crescimento da população de microorganismos anaeróbios facultativos, ou seja, aqueles que preferencialmente não utilizam o oxigênio na decomposição da matéria orgânica, podendo, porém, utilizá-lo.

Foresti *et al.* (1999 *apud* PROSAB, 2003) afirmam que as bactérias convertem o material orgânico particulado, como a celulose e outros materiais putrescíveis, em compostos dissolvidos através do processo denominado hidrólise ou liquefação (primeira fase). O tamanho dos polímeros orgânicos (glucídios, lipídios, protídeos, etc.) é muito importante para a penetração no interior da célula bacteriana. Eles só podem ser degradados sob a ação de enzimas hidrolíticas extracelulares.

A segunda fase se caracteriza por ser um processo bioquímico pela qual a bactéria obtém energia através da transformação da matéria orgânica hidrolisada, contudo sem ocorrer nenhuma estabilização da mesma. Durante esse período, que pode durar alguns anos, são produzidas quantidades consideráveis de compostos orgânicos simples e de alta solubilidade, principalmente ácidos graxos voláteis.

Os produtos finais do metabolismo das bactérias hidrolíticas acidogênicas são excretas das células e entram em solução no meio, com exceção, das bactérias homoacetogênicas. Todas as acetogênicas produzem o hidrogênio como metabólito obrigatório (OHPA – Obligate Hydrogen Producing Acetogenic). A existência destas bactérias foi comprovada por Bryant (1967 *apud* PROSAB, 2003).

Na terceira fase, o ácido acético é um dos principais ácidos graxos encontrados, bem como o nitrogênio amoniacal. Os ácidos graxos se misturam com o líquido que percola pelos RSU, reduzindo seu pH para valores na faixa de 4,0 e 6,0. A acidez dessa mistura favorece a solubilização de materiais inorgânicos, podendo

apresentar altas concentrações de metais, ferro, manganês, zinco, cálcio e magnésio. O pH baixo favorece também o aparecimento de maus odores pela liberação do gás sulfídrico (H_2S), amônia (NH_3) e outros gases (LIMA, 1995). Os lixiviados produzidos nessa fase apresentam grande concentração de matéria orgânica, portanto, uma alta demanda bioquímica de oxigênio (DBO), parâmetro que indica a quantidade de matéria orgânica em um dado volume do líquido. A razão entre a DBO e a DQO dos lixiviados tende a resultar em valores relativamente altos, que usualmente ultrapassam a 0,70. Esses valores revelam que os lixiviados são relativamente biodegradáveis.

Na quarta e última fase, os compostos orgânicos simples formados na fase acetogênica são consumidos por bactérias estritamente anaeróbias, denominadas de metanogênicas, dando origem ao metano (CH_4) e ao gás carbônico (CO_2). Essas bactérias se desenvolvem preferencialmente em ambientes de pH próximo do neutro (7,0), entre 6,6 e 7,3. Com o consumo dos ácidos voláteis simples, produzidos na fase anterior, cujo valor do pH era baixo, este começa a subir, favorecendo a proliferação das bactérias metanogênicas, que são bastante sensíveis. Nesta fase a razão entre a DBO e a DQO é mais baixa, o que significa menor capacidade de biodegradação dos lixiviados. Isso é justificado pelo fato de que, nessas condições, os lixiviados apresentam acúmulo de substâncias que são de difícil degradação biológica, como os ácidos fúlvicos e húmicos, originários da decomposição de material vegetal, sendo responsáveis pela coloração escura dos lixiviados.

Uma vez estabelecido o equilíbrio no pH, qualquer acúmulo de ácido pode provocar queda na quantidade de bactérias metanogênicas, prejudicando o processo de decomposição dessa fase. Estando o pH próximo do neutro, há redução da solubilização dos compostos inorgânicos e a condutividade elétrica dos lixiviados (JARDIM & WELLS, 1998). Enquanto o consumo de ácidos voláteis simples faz o pH subir, a DBO dos lixiviados, por conseqüência, começa a baixar. Os produtos intermediários resultantes da degradação anaeróbia são os ácidos graxos voláteis (AGV's), e seus principais efeitos é o impacto sobre o pH quando existe acúmulo desses ácidos, a geração de poluição na fase aquosa pelas matérias orgânicas e a ação complexante de certos metabólitos.

O Quadro 3.6 apresenta os elementos constituintes da matéria orgânica, com os respectivos produtos gerados do processo de biodegradação anaeróbia.

Quadro 3.6 - Produtos finais resultantes dos processos anaeróbio de degradação dos RSU

Elementos constituintes na Matéria Orgânica	Produtos da biodegradação anaeróbia
H	H ₂ O, H ₂ S, e CH ₄
C	Gás Carbônico (CO ₂) e CH ₄
N	Nitratos NO ₃ ⁻
P	Gás Carbônico (CO ₂)
S	S ⁻ , H ₂ S
Metais	Sulfetos

Fonte: PROSAB (2003).

1.8 POLUIÇÃO DA ÁGUA

1.8.1 Poluição e Contaminação das Águas Relacionadas aos RSU

A partir da ação da água é que ocorre a lixiviação, que é caracterizada pela incorporação na massa líquida das substâncias poluidoras e contaminantes presentes no meio. Conseqüentemente, a massa líquida contaminada, ao se disseminar no solo por fluxo advectivo ou dispersão mecânica, pode transferir poluentes aos aquíferos subterrâneos e ao atingir o ponto de saturação (capacidade de campo), gera o escoamento superficial, aumentando os riscos de contaminação dos mananciais aflorantes.

A infiltração da precipitação através do solo é um processo natural presente no ciclo de recarga dos aquíferos. Os mecanismos de contaminação hídrica em aterros sanitários de uma forma geral ocorrem através de comportamentos semelhantes. A umidade presente na massa do lixo sofre evaporação, podendo minimizar a contaminação das outras camadas subjacentes, uma vez que a água que

carreia os poluentes e contaminantes do lixo para o solo tende elevar-se nesta situação. O escoamento superficial comum em taludes das células carreia o líquido para as águas superficiais e durante o caminhar ocorre a percolação. Denomina-se percolação ao processo de infiltração de líquidos, seja no solo ou em uma massa de resíduos sólidos, incorporando a essa massa líquida as substâncias solúveis.

A contaminação do subsolo de aterros e disposição de resíduos sólidos urbanos tem origem na infiltração dos lixiviados através das camadas impermeabilizantes. A interação solo-contaminante é muito complexa, uma vez que muitos dos fenômenos físicos, químicos e biológicos podem ocorrer simultaneamente. São inúmeros os fenômenos que controlam o transporte de contaminante em meios porosos, onde o contaminante considerado é a massa de algumas substâncias tóxicas dissolvidas (poluentes), movendo-se em algum fluido (água) nos vazios do meio poroso (solo), seja ele saturado ou não (NOBRE, 1987 *apud* PROSAB, 2003).

O movimento dos poluentes não depende apenas do fluxo do fluido no qual essas substâncias estão dissolvidas, mas também de mecanismos que por sua vez dependem de processos físicos, químicos e biológicos aos quais essas substâncias são submetidas.

1.8.2 Aspectos Gerais dos Mecanismos Físicos e Químicos de Transporte e Retenção de Contaminantes em Meios Porosos Saturados

1.8.2.1 Processos Físicos

Transporte por advecção é o mecanismo de transporte ocasionado pelo fluxo de água, uma vez que com o deslocamento da água, os contaminantes (soluto) presentes na mesma se movem em direção às linhas de fluxo com uma velocidade que, em princípio, é igual à velocidade média linear da água, sem alterar sua concentração na solução. A Equação 3.5 é a Equação diferencial do transporte por advecção:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = - V_x \cdot (\frac{\partial C}{\partial x})$$

Equação 3.5

Em que:

C = Concentração do soluto [M/L^3]

V_x = Velocidade linear média ou velocidade de percolação intersticial [L/T].

A velocidade média do fluxo pode ser determinada pela Equação 3.6.

$$V_x = (k/n_e) \times (dh/dl)$$

Equação 3.6

Em que:

k = Coeficiente de permeabilidade ou condutividade hidráulica do solo [L/T].

n_e = Porosidade efetiva do solo (adimensional).

dh/dl = Gradiente hidráulico (adimensional).

O coeficiente de permeabilidade do solo pode ser obtido experimentalmente por meio de ensaios em permeâmetros de carga constante (solos granulares) e de carga variável (solos finos), sendo calculado a partir da lei de Darcy, observado na Equação 3.7.

$$V = K (dh/dl)$$

Equação 3.7

Em que:

V = Velocidade superficial de percolação [L/T]

- Transporte por Gradiente de Concentração ou Difusão Molecular

Em decorrência do gradiente de concentração existente em um fluido, ocorre o transporte de contaminantes por difusão molecular ou simplesmente difusão, isto é, o soluto dissolvido em água desloca-se de uma área de maior concentração para uma de menor, visando equalizar a concentração em toda massa do fluido. Esse fenômeno ocorre independente da velocidade do fluido, mas é acentuado pela turbulência resultante dos mecanismos de mistura mecânica conforme cita Elbachá (1989 *apud* PROSAB, 2003). A difusão do soluto é proporcional ao gradiente de concentração, à qual pode ser expressa pela primeira lei de Fick, Equação 3.8.

$$F = - D_d (dC/dx)$$

Equação 3.8

Em que:

F = Fluxo de massa do soluto por unidade de área e por unidade de tempo;

D_d = Coeficiente de difusão [L^2/T]

dC/dx = Gradiente de concentração [$M/L^3/L$]

O sinal negativo indica que o movimento ocorre das áreas de grande concentração para aquelas de menor concentração. O valor de [D_d] pode variar de 1×10^{-9} a 2×10^{-9} m^2/s a $25^\circ C$. Esses valores não variam muito com a concentração, mas dependem da temperatura, podendo reduzir-se em 50% uma variação de $5^\circ C$ conforme citado por Robinson e Stokes (1965 *apud* PROSAB, 2003). Para o sistema em que a concentração varia com o tempo, aplica-se a segunda lei de Fick, que é descrita pela Equação 3.9 (FREEZER E CHERRY, 1979; FETTER, 1993 *apud* PROSAB, 2003).

$$\partial C / \partial t = D_d \cdot (\partial^2 C / \partial x^2)$$

Equação 3.9

Em um solo, especialmente o de granulometria fina, a difusão é consideravelmente menor do que numa solução livre. Isso se deve à tortuosidade das trajetórias do fluxo, ao pequeno volume de fluido e à retenção de íons e moléculas nas superfícies das partículas, conforme Mitchell (1991 *apud* PROSAB, 2003). Sendo assim deve-se usar um coeficiente de difusão efetiva, D^* , dado pela Equação 3.10.

$$D^* = \omega \cdot D_d \quad \text{Equação 3.10}$$

Em que:

ω = Coeficiente de tortuosidade (adimensional)

Os valores de ω são sempre menores que 1 e podem ser determinados por meio de ensaios de laboratório.

- Transporte por Mistura Mecânica ou Dispersão.

A mistura mecânica é decorrente da dispersão em canais individuais, do desenvolvimento de velocidades médias diferentes em canais distintos, pela variação das dimensões dos poros ao longo das linhas de fluxo, e do desvio da trajetória das partículas em decorrência da tortuosidade, reentrâncias e interligações entre os canais, conforme é apresentado por Bear (1972 *apud* PROSAB, 2003). A dispersão que ocorre na direção do fluxo é chamada de longitudinal e a que ocorre na direção perpendicular de transversal.

Assumindo que a dispersão pode ser descrita pela lei de Fisk para difusão (Equações 5 e 6) e que a quantidade de mistura mecânica é função da velocidade linear média, pode-se introduzir um coeficiente de dispersão mecânica (αV), conforme apresentado nas Equações 11 e 12:

$$\text{Coeficiente de dispersão longitudinal} = \alpha_L V_X \quad \text{Equação 3.11}$$

$$\text{Coeficiente de dispersão transversal} = \alpha_T V_X \quad \text{Equação 3.12}$$

Em que:

α_L = Coeficiente de dispersividade longitudinal [L]

α_T = Coeficiente de dispersividade transversal [L]

- Dispersão Hidrodinâmica.

O processo de dispersão molecular não pode ser separado da dispersão mecânica no fluxo da água pelo solo. Esses dois processos são combinados para definir um parâmetro chamado de coeficiente de dispersão hidrodinâmica D , o qual é representado pelas equações 13a e 14:

$$D_L = \alpha_L \cdot V_X + D^* \quad \text{Equação 3.13}$$

$$D_T = \alpha_T \cdot V_X + D^* \quad \text{Equação 3.14}$$

Em que:

D_L = Coeficiente de dispersão mecânica longitudinal [L^2/T];

D_T = Coeficiente de dispersão mecânica transversal [L^2/T].

Algumas experiências foram realizadas por Perkin e Johnston (1963 *apud* PROSAB, 2003), com o intuito de conhecer melhor a influência relativa de cada uma das parcelas na dispersão hidrodinâmica, apresentando-a pelo número de Peclet (Pe) definido pela Equação 3.15:

$$Pe = dV_x/D^*$$

Equação 3.15

Em que:

d = Dimensão característica do grão, que depende da distribuição granulométrica [L].

1.8.2.2 Processos Químicos

Diversos processos químicos podem ocorrer, dependendo do solo e da solução contaminada, em cada situação. Geralmente essas reações retardam o fenômeno de transporte de poluentes em solos. As reações de adsorção-desorção e precipitação-dissolução podem causar transferência real de poluente da fase líquida para a fase sólida.

Os outros processos como óxido-redução, complexação e quelação, podem atuar de duas formas: afetando a disponibilidade dos poluentes para os processos de transferência ou alterando a forma do poluente, aumentando ou diminuindo seus efeitos de contaminação. Os processos de transferência e os de óxido-redução podem ter também a atuação das atividades biológicas.

Em geral, transferências para a fase sólida não são permanentes e alterações no ambiente químico do solo podem resultar em aumento da mobilidade de poluentes transferidos para a fase sólida (NOBRE, 1987 *apud* PROSAB, 2003).

- Adsorção-Desorção

Numa interpretação clássica, o retardamento que ocorre durante a migração despoluente é totalmente atribuído aos processos de sorção (adsorção-sorção). Naturalmente, a capacidade do solo em reter substância é limitada. Assim, se a fonte de contaminação tiver alimentação contínua, a taxa de retenção tende a diminuir com o tempo, podendo inclusive se anular. Neste ponto, chamado de equilíbrio, diz-se que

o solo atingiu sua capacidade de retenção. A qualidade da substância que permanece dissolvida na água percolante aumenta à medida que a quantidade acumulada no solo se aproxima de sua capacidade de retenção (YONG *et al.*, 1992 *apud* PROSAB, 2003). A transferência da substância para a fase sólida durante o fluxo provoca redução da frente de contaminação em relação à velocidade do fluido, resultando, assim, no fenômeno de retardamento da mesma frente.

- Reações de Precipitação-Dissolução

As reações de precipitação e dissolução constituem uma segunda classe dentro de uma escala de importância relativa dos processos de retardamento na migração de poluentes através de solos (NOBRE, 1987 *apud* PROSAB, 2003). Essas reações ocorrem em função de mecanismos diferentes, porém interdependentes, e não são de fácil quantificação.

Geralmente esses mecanismos ocorrem ao mesmo tempo no ambiente do meio poroso. A mudança de concentração de qualquer poluente é função de uma série de variáveis, entre as quais se destacam: a concentração propriamente dita do poluente na solução contaminada; as concentrações de outras substâncias presentes nessa solução; o pH e a temperatura.

A poluição das águas superficiais provocada pelo RSU ocorre tanto pelo escoamento de lixiviado quanto pelo carreamento do material que não foi compactado e coberto, e também por resíduos dispostos de modo irregular e inadequadamente no terreno. A poluição pelo lixiviado (em função de suas características físico-químicas e bacteriológicas) ocorre, porque, ao atingir os corpos d'água, provoca a alteração das concentrações de matéria orgânica, e conseqüentemente causa alteração no meio, atingindo de forma direta ou indiretamente os ciclos biogeoquímicos. Esse processo beneficiará ou inibirá o desenvolvimento de determinadas espécies tanto da fauna como da flora, presente no ambiente aquático, descaracterizando-as quanto à sua qualidade natural.

1.8.2.3 Oxigênio Dissolvido (OD)

A solubilidade do oxigênio na água, como de todos os gases, depende de dois parâmetros principais: temperatura e pressão. Assim, com a elevação da temperatura e diminuição da pressão, ocorre redução da solubilidade do oxigênio na água. Essa solubilização, se submetida a uma pressão de 760 mmHg, a 100% de umidade relativa e a uma temperatura de 0°C, será de 14,60 mg/L de oxigênio, enquanto que nas mesmas condições e à temperatura de 30°C irá solubilizar apenas 7,59 mg/L de oxigênio por litro de água. Baseado nestas propriedades fica notório que os organismos aquáticos tropicais (temperatura da água de 30°C), têm a princípio, muito menos oxigênio disponível que os organismos de lagos temperados.

A propagação do oxigênio dentro de um corpo de água dá-se principalmente pelo seu transporte em massa de água, uma vez que a difusão molecular é insignificante. A distribuição de oxigênio em ecossistemas aquáticos é, via de regra, inverso ao gás carbônico (CO₂). Este fato é mais evidente durante um dia ensolarado, quando ocorre na zona eufótica (zona atingida por raios solares), um intenso consumo de gás carbônico devido à fotossíntese, ao mesmo tempo em que ocorre uma produção considerável de oxigênio.

Por outro lado, na zona afótica (zona escura), devido à atividade microbiana (decomposição de matéria orgânica), há uma alta produção de gás carbônico e correspondente consumo de oxigênio. Segundo Camargo e Miyai (1988 *apud* SIQUEIRA, 2004), este fenômeno ocorre mesmo em lagos rasos, onde a partir de dois metros de profundidade observa-se forte déficit de oxigênio (região conceituada como hipolímnio) e acentuado aumento de gás carbônico.

De uma maneira geral, em lagos há estratificação térmica e também estratificação química, isto é, os gases e compostos orgânicos e inorgânicos presentes na água podem apresentar distribuição não homogênea na coluna d'água. Na maioria dos casos a estratificação térmica condiciona a química. Para lagos de regiões tropicais, frequentemente observa-se estratificação química, especialmente de oxigênio, independente da estratificação térmica (CAMARGO e MIYAI, 1988 *apud* SIQUEIRA, 2004).

A temperatura influencia diretamente tanto na respiração dos organismos, como nos outros processos oxidativos (como a decomposição de matéria orgânica por microorganismos). Essa ação direta da temperatura sobre os organismos aquáticos se baseia na regra de Van T'Hoff, que possui caráter apenas aproximativo, e sua maior aplicação encontra-se em soluções aquosas. Segundo a regra, a elevação da temperatura das soluções em 10°C pode duplicar ou triplicar a velocidade das reações (SIQUEIRA, 2004).

1.8.2.4 Carbono Orgânico

Os diferentes tipos de carbono orgânico de um ecossistema aquático continental podem ser agrupados em duas categorias: carbono orgânico detrital e carbono orgânico particulado da biota (COP-biota), que em conjunto formam o carbono orgânico total (COT). O carbono orgânico detrital é por sua vez composto por duas frações: carbono orgânico dissolvido (COD) e carbono orgânico particulado detrital (COP-detrital). O COP-detrital (material orgânico em suspensão, detrito orgânico particulado e detrito particulado ou biodetrito) é de fundamental importância para o metabolismo do ecossistema.

Em rios e lagos a contribuição de COP-detrital terrestre (alóctone) é vital para a sua manutenção energética. No riacho Bear (EUA) Fisher e Likens (1973 *apud* SIQUEIRA, 2004) constataram que 99,8% da energia disponível neste sistema tinham origem alóctone e destes, 53% eram COP-detrital. Fittkau (1967 *apud* SIQUEIRA, 2004) justifica a alta densidade da fauna dos igarapés da região amazônica através da concentração de COP-detrital.

O carbono orgânico dissolvido COD origina-se principalmente da decomposição de plantas, animais e a partir de produtos de excreção destes organismos. O COD é formado por um grupo de compostos que são tanto biológicos como quimicamente diferenciados. Os principais componentes do COD são proteínas, carboidratos, lipídios e compostos húmicos.

A importância do COD nos ecossistemas aquáticos se deve a sua influência, principalmente no papel que desenvolve no meio tais como: de servir como fonte energética para bactérias e algas cianofíceas, sendo, portanto importante na cadeia alimentar; como agente de interferência na fotossíntese dos organismos aquáticos (radiações na coluna d'água, precipitação de nutriente); atua também como agente complexador de traços de metais (Cd, Zn, Cu, Ni, Pb, Co, Mg, Cr); exerce papel fundamental no crescimento de algas e bactérias (por ser constituído de proteína).

1.8.2.5 Carbono Inorgânico

A lentidão dos processos de difusão, especialmente de gases é uma característica marcante do ambiente aquático. Sendo assim, o CO₂ dissolvido na água apresenta pequena capacidade de difusão e, em conseqüência, sua velocidade de difusão no meio líquido é cerca de 1000 vezes menor que no ar. Para superar esta dificuldade, muitos organismos aquáticos, notadamente os vegetais, apresentam várias adaptações, como o aumento da superfície de absorção através da formação de folhas dissecadas e redução das camadas de células da epiderme.

O CO₂ presente no meio ambiente aquático pode ter várias origens, sendo que as principais são: atmosfera, chuva, águas subterrâneas, decomposição e respiração de organismos. O dióxido de carbono na água geralmente está combinado com outros compostos. A própria molécula de água é um dos compostos que mais facilmente reage com o CO₂. Este fenômeno ocorre logo que o dióxido de carbono se difunde no meio aquoso. Assim, parte se combina com a água formando o ácido carbônico, conforme demonstrado a seguir:

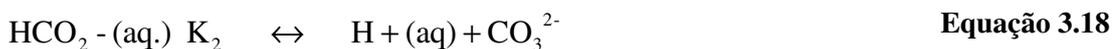


Dessa forma pode-se explicar o pH levemente ácido da água de chuva (em região não poluída) e mesmo da água destilada, destituídas de qualquer tipo de sais.

O ácido carbônico é um ácido fraco que logo após sofrer uma primeira dissociação forma íons de hidrogênio e bicarbonato, conforme mostra a Equação 3.17.



A segunda dissociação dos íons bicarbonatos ocorre formando íons de hidrogênio e carbonato como demonstra a Equação 3.18.



Assim, o carbono inorgânico pode ocorrer no ambiente aquático em três formas principais: carbono inorgânico “livre” (CO_2 , H_2CO_3), íons bicarbonato (HCO_3^-) e carbonatos (CO_3^{2-}). Essas formas estão fundamentalmente relacionadas com o pH do meio. Em meios com predominância de pH baixo (6,4) haverá uma predominância de (H_2CO_3), com o pH variando na faixa de 6,4 a 10,3, predominarão os íons (HCO_3^-) e a partir do pH 10,3 o íon dominante é o (CO_3^{2-}). A soma das diferentes formas de carbono inorgânicos presentes na água é chamada de carbono inorgânico total (CO_2 , “livre” + H_2CO_3 + HCO_3^- + CO_3^{2-}).

A grande maioria dos corpos d'água continentais tem pH variando entre 6 a 8; no entanto, pode-se encontrar ambientes mais ácidos ou mais alcalinos. Em ambos os casos, estes ecossistemas apresentam comunidades vegetais e animais também características. Não raramente, nestes ecossistemas são encontradas elevadas concentrações de ácidos sulfúrico, nítrico, oxálico, acético, além de ácidos carbônicos, que são formados principalmente através da atividade metabólica dos microorganismos aquáticos. Com a dissociação destes ácidos na água, observa-se a

redução de valores de pH do meio devido ao aumento de íons H^+ livres, dissociados respectivamente dos íons de sulfatos, nitrato oxalato, acetato e bicarbonato.

A alcalinidade representa a capacidade que um sistema aquoso tem de neutralizar ácidos. Essa capacidade depende de alguns compostos, principalmente de bicarbonatos, carbonatos e hidróxidos, sendo que este último ânion é raro na maioria das águas naturais, ocorrendo geralmente em águas cujo pH é superior a 10. A alcalinidade refere-se em última instância à capacidade de que um ecossistema aquático apresenta em neutralizar (tamponar) ácidos a ele adicionados.

1.8.2.6 Nitrogênio

A importância do nitrogênio no metabolismo dos ecossistemas aquáticos deve-se principalmente a sua participação na formação de proteínas, um dos componentes básicos da biomassa. Quando presente em baixas concentrações, pode atuar como fator limitante na produção de matéria-prima dos ecossistemas aquáticos.

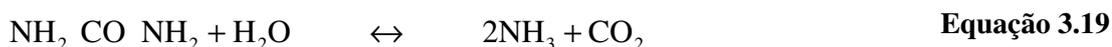
As principais fontes de nitrogênio podem ser as chuvas, o material orgânico e inorgânico de origem alóctone e a fixação de nitrogênio molecular dentro do próprio manancial. Esse gás está presente nos ambientes aquáticos das seguintes formas: nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-), amônia (NH_3), íon amônio (NH_4^+), óxido nitroso (N_2O) nitrogênio molecular (N_2), nitrogênio orgânico dissolvido (peptídeos, purinas, aminas, aminoácidos), nitrogênio orgânico particulado (bactérias, fitoplâncton, zooplâncton e detritos) e outras (SIQUEIRA, 2004).

Dentre as diferentes formas, o nitrato juntamente com o íon amônio assumem grande importância nos ecossistemas aquáticos, uma vez que representam as principais fontes de nitrogênio para os produtores primários. Além das formas inorgânicas de nitrogênio, os produtores primários podem assimilar formas orgânicas como uréia, aminoácidos e peptídeos. Estes compostos juntamente com outros (muito deles quimicamente ainda não identificados), formam um grupo de compostos genericamente denominado de nitrogênio orgânico dissolvido. As principais fontes desse grupo tratam-se da lise celular (por senescência e herbivoria), da

decomposição e excreção pelo fitoplâncton e macrófitas aquáticas (SIQUEIRA, 2004).

Os organismos procariontes (bactérias e algas cianofíceas) possuem a capacidade de transformar o nitrogênio molecular em protéico, isto é, são capazes de fixá-los. Em ambientes aquáticos, estes organismos podem ser tanto de vida livre, como podem viver em simbiose ou semi-simbiose com plantas aquáticas superiores. Na grande maioria dos ecossistemas aquáticos, além de alguns gêneros de bactérias (*e.g. Clostridium e Azotobacter*), vários gêneros de algas cianofíceas dispõem do sistema enzimático necessário para a fixação do nitrogênio molecular. Dentre essas algas destacam-se várias espécies planctônicas e perifíticas dos gêneros *Nostoc*, *Anabaena* e *Aphanizomenon* e a espécie *Anabaena azolle*, que vivem em simbiose com macrófitas aquáticas do gênero *Azolla*.

Amonificação é a formação de amônia (NH₃) durante o processo de decomposição da matéria orgânica dissolvida e particulada. A amônia formada é resultante da decomposição tanto aeróbia como anaeróbia da parte nitrogenada da matéria orgânica por organismos heterotróficos. O sedimento é o principal sítio de realização deste processo. A liberação da amônia a partir da decomposição de um composto nitrogenado como, por exemplo, a uréia, pode ser representada pela Equação 3.19.



No meio aquático, especialmente em valores de pH ácido e neutro, a amônia formada é instável, sendo convertida por hidratação a íon amônio, demonstrado na Equação 3.20.



Em meio alcalino, a possibilidade de ocorrência deste processo é muito reduzida e a parte da amônia formada pode difundir-se para a atmosfera. A amonificação e a excreção de amônia por animais aquáticos são as principais fontes deste composto para o ambiente aquático.

A oxidação biológica destes compostos a nitratos é denominada nitrificação. A nitrificação é, na realidade, um processo que se caracteriza pela utilização de compostos orgânicos reduzidos, o amônio como doador de hidrogênio e através da oxidação destes compostos, os microorganismos obtêm os equivalentes de redução para o processo de síntese. Esse tipo de metabolismo, que utiliza compostos reduzidos como tiosulfato, sulfito, ferro (II), manganês (II), além de amônia, amônio e nitrito, é denominado de quimiolitotrofia (SCHLEGEL, 1976 *apud* SIQUEIRA, 2004). Na transformação de íon amônio para nitrato, (nitrificação) participam dois gêneros de bactérias:

Nitrossomonas – que oxidam amônio a nitrito como mostra a Equação 3.21.



Nitrobacter – que oxidam o nitrito a nitrato como mostra a Equação 3.22.



As bactérias nitrificantes são grã-negativas, pertencentes à família *Nitrobacteraceae*. A nitrificação é um processo predominantemente aeróbio e, como tal, ocorre somente nas regiões onde há oxigênio disponível (geralmente na coluna d'água e na superfície do sedimento). Os experimentos de laboratório com aeração artificial de toda massa d'água, (GREATZ *et al.*, 1973 *apud* SIQUEIRA, 2004), mostraram taxas de nitrificação que varia de 1 a 4 mg NO₃⁻/L/d.

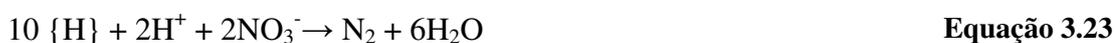
- Respiração de Nitrato: Desnitrificação e Amonificação do Nitrato.

Muitas bactérias em condições anaeróbicas (anaeróbias facultativas) são capazes de utilizarem nitrato como acceptor de hidrogênio. Neste caso, estes organismos utilizam nitrato como “transportador” de oxigênio, reduzindo-o a nitrogênio molecular ou a amônia. Este fenômeno possibilita que as bactérias oxidem o substrato mesmo na ausência de oxigênio molecular.

A capacidade de algumas bactérias em utilizarem nitrato como acceptor de elétrons na cadeia respiratória, ao invés de oxigênio, é conhecida também como respiração de nitrato (SCHLEGEL, 1976 *apud* SIQUEIRA, 2004). O fenômeno em questão deve-se ao fato de que esse processo corresponde em seus aspectos principais à respiração aeróbia, que utiliza oxigênio como acceptor de elétrons.

A respiração de nitrato apresenta duas variações:

1º - Desnitrificação - que consta da redução de nitrato a nitrogênio molecular descrita na Equação 3.23.



2º - Amonificação do nitrato - que consta da redução do nitrato a amônia, descrita na Equação 3.24.



A desnitrificação ocorre principalmente em condições anaeróbias. Nos ecossistemas aquáticos, o principal local de ocorrência é o sedimento, pois além de baixas condições de oxigenação, há disponibilidade de grande quantidade de substrato orgânico. Andersen (1997 *apud* SIQUEIRA, 2004), desenvolveu estudos em seis lagos eutróficos dinamarqueses, nos quais ficou evidenciada correlação positiva entre o teor de matéria orgânica do sedimento e a taxa de desnitrificação.

A nitrificação e desnitrificação são processos acoplados. Assim, no hipolímnio ao final de um período em condições anaeróbias, ocorre, em geral, grande quantidade de nitrogênio amoniacal. Com a oxigenação do meio, dá-se o início a um intenso processo de nitrificação, que resulta no consumo de grande parte da amônia acumulada. Quando o meio se torna anaeróbio, observa-se o fenômeno inverso com forte redução da concentração de nitrato, devido à sua utilização nos processos de desnitrificação e amonificação do nitrato.

A desnitrificação é um fenômeno de grande significado ecológico, pois a partir dele, grande parte do nitrogênio molecular fixado e incorporado ao “pool” de nitrogênio do ecossistema lacustre, pode ser eliminado do sistema. Em experimentos de laboratório, Kessel (1997 *apud* SIQUEIRA, 2004), mostrou que 95% de nitrato acrescentado ao sedimento foram eliminados sob a forma de N₂.

1.8.2.7 Fósforo

A importância do fósforo nos ecossistemas aquáticos se deve principalmente à participação deste elemento em processos fundamentais do metabolismo dos seres vivos, tais como, o armazenamento de energia formada por uma fração de ATP, e a estruturação da membrana celular através dos fosfolipídios. Nesses ecossistemas, o fósforo é o principal fator limitante de sua produtividade. Além disso, tem sido apontado como o principal responsável pela eutrofização artificial das águas continentais.

Toda forma de fósforo presente nas águas naturais quer na forma iônica, quer na forma complexada, encontram-se sob a forma de fosfato. Assim, em limnologia, deve-se utilizar essa denominação para se referir às diferentes formas de fósforo no ambiente aquático.

Os métodos disponíveis para determinação de fosfatos em águas continentais estão aperfeiçoados a ponto de detectar de íons, mesmo em águas com concentrações inferiores a 10 µg/L (GOLTERMAN *et al.*, 1978 *apud* SIQUEIRA, 2004).

Os fosfatos presentes em ecossistemas aquáticos continentais têm origem de fontes naturais e artificiais. As fontes naturais são representadas principalmente pelas rochas de bacias de drenagem, o que significa dizer que a quantidade de fosfato desse tipo de fonte no meio aquoso depende diretamente do conteúdo de fosfato presente nos minerais primários que compõem as rochas da bacia de drenagem. A apatita, por exemplo, é uma das formações rochosas de importância. Já as fontes artificiais mais importantes são esgotos domésticos e industriais, fertilizantes agrícolas e materiais particulados de origem industrial contidos na atmosfera.

Grande parte do fosfato que chega aos ecossistemas aquáticos continentais pode ser precipitada no sedimento, sendo que em muitos casos este fosfato não mais retorna ao metabolismo límnic. Deste modo, a quantidade de fosfato reciclado no ambiente depende das condições físicas e químicas do meio e da taxa de decomposição de matéria orgânica.

Vários fatores físico-químicos interferem na precipitação (imobilização) do íon fosfato no ambiente aquático, dentre os quais destacam-se a concentração de íons ferro, alumínio, sulfeto, compostos orgânicos e carbonatos, pH e condições de oxidação-redução.

Entre os íons que interferem na precipitação do fosfato, os de ferro têm o papel importante. Segundo Siqueira (2004), vários pesquisadores como Mortimer (1941) e Uhlmann (1975) já demonstraram que a ação dos íons de ferro sobre a dinâmica do fosfato depende do seu estado de oxidação que, por sua vez, depende da concentração de oxigênio e do pH do meio. Em condições menos ácidas, como a maioria das águas continentais, a maior parte do ferro Fe^{3+} encontra-se precipitado ou complexado na forma de hidróxido de ferro hidratado, descrita pela Equação 3.25.



O produto final pode absorver espécies de fosfato (H_2PO_4^- e HPO_4^{2-}) em sua superfície, precipitando-as principalmente no sedimento.

Outra possibilidade freqüente de formação de hidróxido de ferro hidratado é através das bactérias ferruginosas. Os dois processos podem ocorrer simultaneamente, embora em pH básico predomine a formação química.

A principal consequência da precipitação do íon fosfato é a exclusão definitiva ou temporária de circulação, com múltiplas implicações sobre o metabolismo de todo o ecossistema aquático, especialmente reduzindo a sua produtividade. Segundo Gessner (1959 *apud* SIQUEIRA, 2004), esse fenômeno constitui-se numa verdadeira “tragédia limnológica”, visto que, um dos elementos mais importantes para a produção do sistema pode ser permanentemente imobilizado no sedimento, principalmente quando se trata de ambientes com baixa concentração de fosfato.

Como nos demais ciclos biogeoquímicos, também no ciclo do fósforo as bactérias têm papel fundamental, sendo responsáveis pela decomposição da matéria orgânica. Nesse processo, ocorre a liberação do fosfato para o meio sob a forma inorgânica. Essas bactérias de uma maneira global podem ser divididas em dois grupos: aeróbias e anaeróbias. O primeiro grupo está associado às populações fitoplanctônicas e a sua distribuição num lago é quase sempre associada a estas (OVERBECK, 1967 *apud* SIQUEIRA, 2004). Assim, essas bactérias estão ligadas diretamente à circulação em “curto-circuito”. O segundo grupo de bactérias localiza-se principalmente no sedimento e o seu desenvolvimento é maior nos períodos de estratificação térmica, quando a concentração de oxigênio atinge níveis mais baixos e nulos. O ciclo do fósforo no sedimento é diretamente influenciado pela concentração de oxigênio na água de contato (água sobre o sedimento). Dessa maneira, em hipolímnio aeróbio o fosfato é precipitado, enquanto que em hipolímnio anaeróbio este é liberado.

1.8.2.8 Enxofre

O enxofre em ecossistemas aquáticos pode apresentar-se sob várias formas: como íon sulfato (SO_4^{2-}), íon sulfito (SO_3^{2-}), íon sulfeto (S^{2-}), gás sulfídrico (H_2S), dióxido de enxofre (SO_2), ácido sulfúrico (H_2SO_4), enxofre molecular (S^0) e associados à metais, como por exemplo, o (FeS). Dentre as variadas formas de

enxofre presentes na água, o íon sulfato assume maior importância na produtividade do ecossistema, visto que constitui a principal fonte de enxofre para os produtores primários.

As fontes de enxofre para ambientes aquáticos são principalmente três: decomposição de rochas, chuvas (lavagem da atmosfera) e agricultura (através de aplicação de adubos e incrementos agrícolas contendo enxofre).

A concentração de enxofre tem aumentado consideravelmente, principalmente, em lagos nos últimos anos. Esse aumento tem sido tanto em áreas urbanas com grande concentração de indústrias como em regiões distantes dos grandes centros. O transporte de gases e materiais particulados na atmosfera contendo enxofre e a sua posterior precipitação com as chuvas, têm sido apontadas como a principal causa para o aumento de concentração em lagos.

O papel principal dos microorganismos no ciclo do enxofre reside na sua participação em dois processos: o de redução, nos quais ocorre formação de gás sulfídrico e outra forma reduzida de enxofre; e nos processos de oxidação que resultam na formação de sulfatos a partir, principalmente, da oxidação de gás sulfídrico.

O gás sulfídrico é formado principalmente a partir da decomposição de compostos orgânicos sulfurosos como alguns aminoácidos (metionina, cistina, cistina, homocistina) e também da redução do sulfato. A formação a partir destes compostos é um processo no qual as bactérias saprofíticas têm um importante papel.

Outros compostos sulfurosos inorgânicos, como o tiosulfato e sulfito também podem ser reduzidos em condições anaeróbias. As bactérias que participam do processo são heterotróficas anaeróbias e sua ocorrência principal é na superfície do sedimento, onde as condições redutoras são mais favoráveis.

Em águas fortemente poluídas, as concentrações de bactérias são muitas elevadas, variando de 10^4 a 10^6 de bactérias por cada mililitro de amostra, e na superfície do sedimento de lagos eutróficos podem apresentar concentrações de 10^7 bactérias por cada mililitro de amostra (SCHLEGEL, 1976 *apud* SIQUEIRA, 2004).

A oxidação biológica do gás sulfídrico pode ser feita no meio aquático por um grande número de microorganismos, dentre estes as bactérias aeróbias do grupo da *Beggiatoa*, *Thiothrix*, *Thiobacillus* e as anaeróbias do grupo das *Chromatium* e *Chlorobium* são as mais importantes.

As bactérias *Beggiatoa* e *Thiothrix*, de ocorrência mais freqüente, são incolores e aeróbias, que podem ocorrer tanto na presença como na ausência de luz. Ocorrem principalmente sobre o sedimento orgânico de águas paradas ou com baixa velocidade de escoamento (canais, brejos, alagados e outros), ricas em gás sulfídrico, e cujo teor de oxigênio é ainda suficiente para o seu desenvolvimento. A maioria destas bactérias pode oxidar várias formas de enxofre, até sulfato, como pode ser visto através das equações 26, 27 e 28.



A energia ganha no processo de oxidação é utilizada pelos organismos para a fixação de CO_2 . Este tipo de metabolismo, no qual as bactérias obtêm energia a partir da oxidação de compostos inorgânicos reduzidos é denominado de quimiossíntese.

As bactérias redutoras de sulfatos são também chamadas de dessulfurantes, e alguns autores denominam o processo de dessulfurização ou respiração de sulfato (SCHLEGEL, 1976 *apud* SIQUEIRA, 2004). Esse processo pode ser representado pela Equação 3.29 e corresponde a uma respiração anaeróbia onde o sulfato atua como receptor de elétrons. Como doadores de hidrogênio são utilizados ácidos orgânicos, hidrogênio molecular e alcalóides.



1.8.2.9 Sílicas

A dinâmica das sílicas no meio aquático está associada principalmente à decomposição de minerais de silicato de alumínio (por exemplo, o feldspato), que são mais presentes em rochas sedimentares que em magmáticas. Na água, a sílica pode estar sob três formas principais: solúvel no meio aquoso como íon (SiSO_4^0); sílica coloidal e sílica particulada.

A sílica particulada é incorporada principalmente ao fitoplâncton (sílica biogênica SiO_2) ou aos detritos orgânicos sob a forma de quartzo e minerais de silicatos em suspensão, e ainda adsorvidos a compostos orgânicos e inorgânicos (hidróxido de alumínio e de ferro).

1.8.2.10 Principais Cátions e Ânions.

Os principais cátions presentes em lagos são cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}), sódio (Na^+), potássio (K^+), ferro (Fe^{3+}) e manganês (Mn^{2+}), enquanto que os principais ânions são: cloreto (Cl^-), sulfatos (SO_4^{2-}), carbonatos (CO_3^{2-}) e bicarbonatos (HCO_3^-). Vários fatores podem influenciar na composição iônica dos corpos d'água, tais como: a geologia da área de drenagem dos efluentes, geologia da bacia de acumulação do lago e regime de chuvas. Em região com baixa precipitação e predominância de rochas magmáticas, a composição iônica da água é em geral dominada pela água da chuva. Em regiões cujo regime é de alta pluviosidade e predominância de rochas sedimentares, a composição iônica da água é determinada pela composição das rochas *mater*, ou pela geologia da bacia de drenagem (HUTCHINSON, 1957 *apud* SIQUEIRA, 2004). Para corpos d'água em região próxima a concentrações urbanas deve-se levar em consideração também o tipo de influência antrópica a qual estes corpos d'água estão submetidos.

Considerando-se que a capacidade de uma solução em conduzir a corrente elétrica é função da concentração de íons presentes, é de se esperar que em soluções com maior concentração iônica, maior será a condutividade elétrica. Por outro lado

em, em águas muito puras ocorre fenômeno inverso, isto é, maior será a resistividade elétrica e menor será a condutividade.

A concentração de sais minerais dissolvidos na água é expressa como salinidade, que corresponde ao peso, em gramas, dos sais presentes em 1000g de água. A salinidade das águas interiores apresenta grande amplitude de valores, podendo variar desde valores menores 0,5% (água doce) passando por diferentes graus de salobridade (oligohalina e mesohalina) até valores maiores que 35% (águas hipersalinas). Portanto, as águas continentais podem apresentar, algumas vezes, salinidade superior à água do mar, mas com composição iônica diferenciada.

1.8.2.11 Elementos traços

Em termos de ecossistemas aquáticos, os elementos-traços têm grande importância por tomar parte em vários processos importantes no metabolismo deste ecossistema. Entre estes se destaca a precipitação da matéria orgânica dissolvida, o que melhora as condições óticas da coluna d'água, influenciando positivamente sobre a produção fitoplanctônica. Nos ecossistemas aquáticos continentais, os elementos traços podem estar sob a forma iônica, complexada (principalmente a moléculas orgânicas) e particulada (principalmente como componente dos detritos e da biomassa).

No meio aquático, a disponibilidade de elementos-traço é fortemente influenciada pela concentração de matéria orgânica dissolvida. Estes elementos através do processo de quelação formam os chamados complexos ou compostos de coordenação, que se precipitam no sedimento. É um fenômeno de grande importância para a produtividade do sistema aquático, pois o fosfato também se absorve às moléculas orgânicas, porém com menor eficácia que os elementos-traço.

Após a incorporação biológica, os elementos-traços podem retornar à forma dissolvida na água através da excreção, e principalmente através da decomposição microbiana dos detritos orgânicos. Uma parte da decomposição acontece ainda no epilímnio, conforme mostrou Groth (1971 *apud* SIQUEIRA, 2004), porém uma

fração significativa de detritos orgânicos que contém elementos-traço atinge o sedimento antes de ser totalmente decomposta. O retorno dos elementos-traço à coluna d'água depende então das condições físicas e químicas do sedimento, especialmente da interface sedimento e água. Em outros casos é a atividade biológica o fator responsável pelas alterações na dinâmica de elementos-traço em lagos.

Solomons e Forstner (1984 *apud* SIQUEIRA, 2004), afirmam que as transformações químicas às quais os elementos traços estão submetidos são ainda mais acentuadas nos lagos ricos em nutrientes e com temperaturas elevadas.

Nos rios, a carga total de elementos traços depende das características geológicas e ecológicas das bacias de drenagem e do tipo de atividade humana nela presente. O transporte de elementos traços em rios é realizado principalmente sob forma dissolvida ou ligada ao material particulado em suspensão. A distribuição entre as duas fases é função do tipo de elemento e da carga total de elementos lançados nos rios (LACERDA, 1987 *apud* SIQUEIRA, 2004). Assim, os rios que recebem grandes cargas de rejeitos industriais apresentam, na maioria dos casos, grandes concentrações de elementos na fase dissolvida, enquanto rios sem contribuição antrópica apresentam, na maioria, parte da carga total de elementos-traços associados ao material particulado em suspensão.

1.9 GERAÇÃO DE LIXIVIADO NO ATERRO SANITÁRIO

O lixiviado (chorume) pode ser definido como a fase líquida da massa de lixo enterrada que percola materiais dissolvidos ou suspensos, presentes no ambiente do aterro. Na maioria dos aterros sanitários, o lixiviado é composto basicamente por líquidos que entram na massa aterrada de lixo, advindo de fontes externas, tais como sistema de drenagem superficial, chuvas, lençóis freáticos, nascentes e aqueles resultantes da própria decomposição do lixo.

A elaboração de projeto, construção e monitoramento de um aterro sanitário requerem o conhecimento de diversos fatores que influenciam diretamente no funcionamento do mesmo. Dentre esses fatores, a geração de lixiviado é considerada um dos principais, portanto, é de relevante importância o dimensionamento de

drenos, tanques e lagoas de estabilização e da previsão dos custos do tratamento do lixiviado durante e após o tempo de vida útil do aterro sanitário.

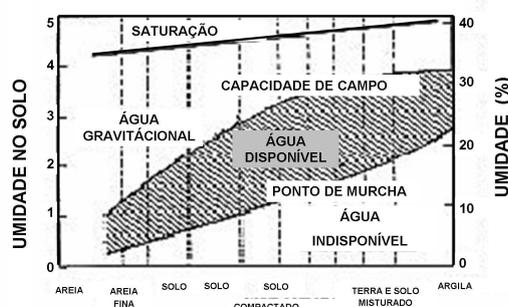
Como o lixiviado é o líquido resultante principalmente da percolação de água através do lixo e comprovadamente pode conter em sua composição contaminantes, que geralmente oferecem riscos tanto à vida humana quanto ao meio ambiente (solo e água), justifica-se a necessidade da determinação dos volumes de lixiviados gerados pelo aterro sanitário.

1.9.1 Variação da Umidade no Solo (ΔS)

Como o solo possui uma capacidade máxima de reter água em um campo gravitacional sem percolação (capacidade de campo), ele tem também um valor de umidade limite em que as plantas não conseguem mais disponibilizar água do mesmo para suas funções (ponto de murcha). Logo, a capacidade do solo de armazenar umidade (água) é dada por:

$$\Delta S_{\max} = \text{capacidade de campo} - \text{ponto de murcha} \quad \text{Equação 3.30}$$

Estes valores dependem do tipo de solo, do estado de compactação e da espessura da cobertura do mesmo. Portanto, se o solo já estiver na sua capacidade de campo e a infiltração for maior que a evapotranspiração, a variação da umidade no solo será nula, ou seja, $\Delta S = 0$. A Figura 3.5 mostra características de alguns solos com relação à retenção de umidade.



Fonte: Bagchi (1983).

Figura 3.5 - Características de retenção de umidade de alguns tipos de solos.

Com relação ao RSU a variação de umidade é considerada nula para as condições pós-fechamento, ou seja, o lixo permanece na sua capacidade de campo em qualquer tempo.

Para o estudo do balanço hídrico num aterro sanitário, um dos softwares utilizado com maior frequência é o HELP - The Hydrologic Evaluation and Landfill Performance, desenvolvido por Schroeder et. al (1984). Trata-se de um modelo de programa hidrológico bi-dimensional, que avalia o movimento de infiltração da fase líquida através da massa confinada, do início ao fim no interior do aterro sanitário, e tem sua concepção baseada no clima local, tipo de solo, e no projeto do aterro sanitário em estudo. Deve-se observar também o armazenamento de água na superfície, o coeficiente de escoamento superficial, a infiltração, a evapotranspiração, o suprimento de mistura do solo e resíduos e a drenagem lateral.

O programa básico considera que o aterro tem capacidade de campo por tempo determinado. As limitações do programa estão relacionadas principalmente ao tempo de geração de lixiviado no aterro, e por não se prever o aparecimento de trincas no sistema de cobertura, que quando presentes incrementam substancialmente a infiltração de água no aterro. A Figura 3.6 mostra o modelo esquemático ideal para aplicação do HELP, por ser constatado que o aterro deverá apresentar as coberturas vegetais implantadas sobre um sistema de drenagem especial em camadas, com inclinações que permita o escoamento para as laterais do aterro.



Fonte: Rowe (1996).

Figura 3.6 - Potenciais camadas de um sistema de cobertura final em aterro sanitário.

Tais estruturas têm o objetivo de proteger a cobertura final da célula de aterramento. Essa cobertura composta por barreiras em argila compactada deverá apresentar um bom desempenho como camada impermeabilizante.

Atualmente o método de balanço hídrico somente é utilizado para estimativas de geração de lixiviado pós-confinamento dos resíduos sólidos. O citado método não leva em consideração a permeabilidade da camada barreira, parâmetro de projeto essencial para o dimensionamento a fim de minimizar a geração do lixiviado, sendo que apresenta resultados superdimensionados, e mesmo assim, tem sido largamente utilizado como um método aplicável em termos de estimativas.

1.9.1.1 Fatores que Influenciam na Quantidade de Lixiviado Gerado

Os principais fatores que influenciam o volume de lixiviado gerado através de um aterro sanitário são: precipitação, intrusão pelo lençol freático, teor de umidade do lixo e o tipo de cobertura final.

1.9.1.2 Influência da Precipitação

Como é de se esperar, o volume de lixiviado tende a aumentar com o aumento das precipitações, pois haverá um maior volume de água para percolar por entre as camadas do lixo confinado no aterro. Portanto, a geração de lixiviado em um aterro, depende fortemente do clima e da localização geográfica do sistema de depósito do lixo.

1.9.1.3 Intrusão do Lençol Freático

Quando o aterro é construído abaixo do nível freático, os volumes de lixiviado gerados tendem a aumentar principalmente no período das águas, tendo em vista o incremento de água proveniente do subsolo, além da contribuição prevista oriunda das águas de precipitação sobre o aterro.

1.9.1.4 Teor de Umidade do Lixo

O adensamento pelo peso próprio do lixo aumenta a quantidade de lixiviado gerado. Por outro lado, o lixo não saturado tende a absorver água até atingir a capacidade de campo, diminuindo assim a quantidade de volume de lixiviado. Nessa situação trata-se de um fator de difícil determinação, que só após ter atingido a capacidade de campo, a massa aterrada em termos de umidade se comportará de forma homogênea.

1.9.1.5 Cobertura Final (Fechamento)

A cobertura final de um aterro reduz significativamente a quantidade de lixiviado gerado. Isso porque a mesma, além de conferir uma barreira de baixa permeabilidade, aumenta o potencial de evapotranspiração, diminuindo assim a infiltração de água para o interior do aterro. Em função disso é que há a necessidade de se obter as taxas de geração de lixiviado antes e após a execução da cobertura final do aterro.

1.9.1.6 Composição Física do Percolado

A composição físico-química do lixiviado tanto para aterros novos como para aterros antigos (maturados), são apresentados na Tabela 3.4, segundo a avaliação de Tchobanoglous *et al.* (1993 *apud* HAMADA, 1997).

A percolação de água através da massa de lixo aterrada, que se encontra em estado de decomposição, promove a incorporação na massa líquida dos componentes bioquímicos resultantes do processo de lixiviação.

Tabela 3.4 - Dados típicos da composição do lixiviado para aterros jovens e antigos

Características	Valores (mg/l)		
	Novos Aterros (com menos de 2 anos)		Aterros Antigos/com mais de 10 anos
	Faixa de Variação	Típico	
DBO ₅	2000 - 30000	10000	100 - 200
COT (Carb. Org. Total)	1500 - 20000	6000	80 - 160

Continuação da Tabela 3.4.

DQO	3000 - 60000	18000	100 - 500
Sólidos Susp. Totais	200 - 2000	500	100 - 400
Nitrogênio Orgânico	10 - 800	200	80 - 120
Nitrogênio Amoniacal	10 - 800	200	20 - 40
Nitrato	5,0 - 40,00	25	5 - 10
Fósforo Total	4,0 - 100	30	5- 10
Alcalinidade (CaCO ₃)	1000 - 10000	3000	200 - 1000
pH	4,5 - 7,5	6	6,6 - 7,5
Dureza Total (Ca CO ₃)	300 - 10000	3500	200 - 500

Fonte: Tchobanoblous *et al.* (1993).

1.9.2 Estimativa de Produção de Lixiviado gerado por um aterro

A estimativa da quantidade de lixiviado que é gerado na base do aterro sanitário depende fortemente da precipitação, e como foi dito anteriormente, varia se o aterro dispõe ou não de cobertura final. Os volumes gerados em um aterro sanitário descoberto serão obviamente maiores que num aterro coberto, sendo que tal estimativa é de grande utilidade para o dimensionamento das estruturas de drenagem e dos tanques para tratamento de efluente. Por outro lado, a estimativa do volume gerado para a consideração coberta são menores, e se tornam interessantes quando empregados na determinação dos custos para manutenção de longa duração do aterro.

O método (Balanço Hídrico) aplicado na estimativa de geração de lixiviado considera que a variação de umidade para o lixo é considerada nula para as condições pós-fechamento, ou seja, o lixo permanece na sua capacidade de campo em qualquer tempo. A Equação básica aplicada na estimativa de geração de lixiviado em um aterro é a seguinte (BAGCHI, 1983).

$$I = P + SR + IR - R_0$$

Equação 3.31

I = Infiltração pela cobertura;

P = Dados provenientes de precipitação;

SR = Dados provenientes de escoamento superficial, das áreas adjacentes;

IR = Dados provenientes de irrigação;

R₀ = Escoamento superficial de cobertura do aterro.

Sendo assim, seguem descritos os métodos comumente utilizados para determinação das taxas de lixiviado geradas antes e após o fechamento do aterro.

1.9.3 Geração de Lixiviado Pré-Fechamento

A geração de lixiviado na fase de pré-fechamento deriva principalmente da precipitação e do adensamento do resíduo disposto no aterro. A estimativa de volumes utiliza os princípios da hidrologia para calculá-los e pode ser feita através da Equação 3.32:

$$\text{PERC}' = P + S - E - AW \quad \text{Equação 3.32}$$

Onde: PERC' – volume de lixiviado gerado pré-fechamento

P – volume da precipitação

S – volume de lixiviado resultante do adensamento

E – volume perdido por evaporação

AW – volume perdido por absorção no lixo

Os parâmetros S, E e AW são geralmente difíceis de serem avaliados e, portanto, merecem especial atenção para determinação dos mesmos.

O “lixo urbano”, logo na coleta apresenta um valor relativamente alto de umidade. Assim, à medida que ele é disposto no aterro, parte da umidade retida é liberada devido ao adensamento causado pelo seu próprio peso – parâmetro S. Por sua vez, o adensamento pode ser primário ou secundário. O volume de lixiviado

gerado pelo adensamento primário é razoavelmente de fácil estimativa (através de testes de adensamento em laboratório) enquanto que, pelo adensamento secundário, cuja dissipação leva muito tempo para ocorrer e está associada à perda de água confinada (poro pressão) nos interstícios da massa aterrada, normalmente não se esperam valores muito elevados de produção de lixiviados.

A evaporação – parâmetro E – depende de fatores climáticos como a temperatura ambiente, velocidade e regime dos ventos. Pode ser estimado através da evaporação de água em equipamento de laboratório padronizado, mas levando em consideração que a evaporação no solo acontece sob condições não saturadas. Nessas condições, a evaporação somente acontecerá quando houver disponibilidade de água no solo.

Devido à característica heterogênea, a absorção da água pelo “lixo” – parâmetro AW – se baseia nos valores de capacidade de campo do mesmo (que é a máxima umidade que o “lixo” pode reter em um campo gravitacional sem percolação). Teoricamente, uma vez atingida a capacidade de campo, toda precipitação irá gerar lixiviado. Logo, percebe-se que é um valor que varia sensivelmente de acordo com a composição média do lixo aterrado, e pode ser estimado por meio de estudos empíricos feitos por outros pesquisadores. Atenção também deve ser dada ao processo de ‘canalização’ entre as partículas devido à heterogeneidade do lixo aterrado, que pode ser responsável pelo surgimento de grandes volumes de lixiviado antes do tempo esperado.

1.9.4 Geração de Lixiviados em Aterros na Fase de Pós-Fechamento

Com a construção da camada de cobertura final do aterro, verifica-se uma sensível redução na quantidade de volume gerado por causa da diminuição da infiltração para o interior do aterro. Diversos são os métodos para a determinação desses volumes, mas o presente trabalho dará enfoque ao método do balanço hídrico por este ser o mais usual para fins de projeto e manutenção de aterros sanitários.

Em um aterro sanitário pode-se visualizar a contribuição de várias fontes para a formação dos líquidos percolados, e o reconhecimento dessas fontes conduzirá ao emprego de técnicas de engenharia capazes de em conjunto, mitigar os impactos ambientais no meio líquido. No balanço hídrico de um aterro sanitário, consideram-se todas as prováveis entradas das águas e suas saídas na forma de líquidos percolados lixiviado.

O Balanço Hídrico no aterro sanitário corresponde a soma das quantidades de água que entram na massa confinada, subtraindo a que é consumida nas reações químicas e a quantidade de água que deixa o aterro como vapor. Esse potencial, portanto, corresponde a quantidade de água que excede a capacidade de retenção de umidade da massa aterrada. Para o entendimento do balanço hídrico em aterro sanitário são necessários os conhecimentos dos conceitos básicos e da terminologia do método a ser aplicado.

Dentre os métodos do balanço hídrico, utilizados em aterros, é muito comum o uso do método de estimativa do volume de lixiviado gerado em células de aterro, assumindo um fluxo unidimensional, considerando o princípio da conservação da massa, e das características próprias do solo e dos resíduos sólidos em reter água.

1.9.5 Método do Balanço Hídrico

O método do balanço hídrico, quando é utilizado para estimar as taxas de geração de lixiviado pós-fechamento do aterro, considera que, quando a precipitação (P) atinge a camada de cobertura, parte dela é escoada pela superfície (R_0) e a outra se infiltra (I), conforme a Equação 3.33.

$$I = P - R_0$$

Equação 3.33

Da parcela de água que infiltra, uma parte é usada pelo metabolismo das plantas (ET), outra é armazenada no solo (ΔS) e finalmente parte da água é realmente

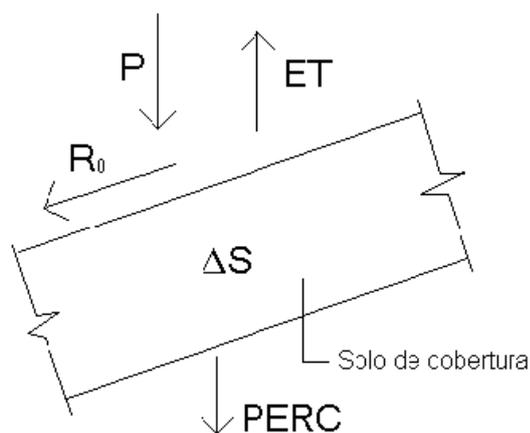
percolada para o interior do aterro (PERC), gerando assim a produção de lixiviado na fase de pós-fechamento, conforme a Equação 3.34.

$$\text{PERC} = I - \text{ET} - \Delta S \quad \text{Equação 3.34}$$

Combinando as equações acima (Eq.33 e Eq.34), pode-se escrever a Equação 3.35:

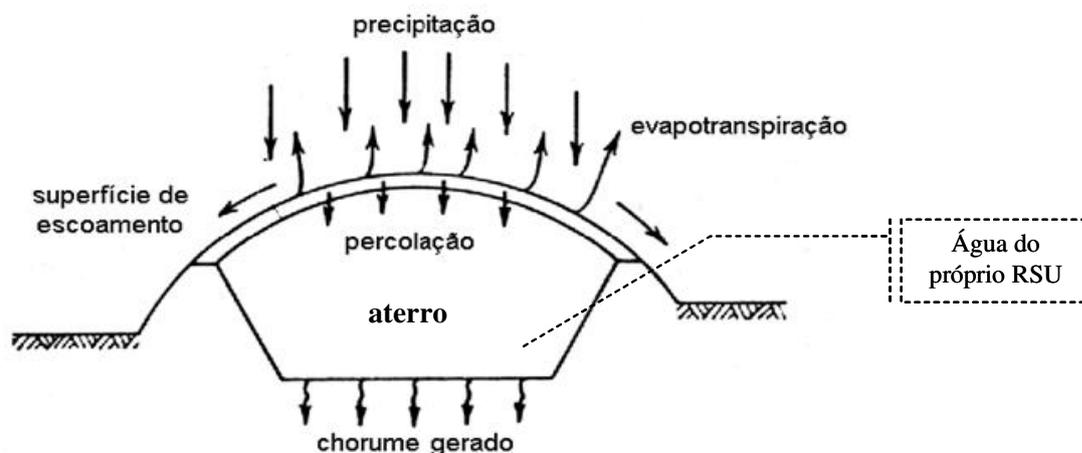
$$\text{PERC} = P - R_0 - \Delta S \quad \text{Equação 3.35}$$

Essa última Equação caracteriza o método do balanço hídrico em aterro sanitário. As Figuras 3.7 e 3.8 representam cada uma das variáveis envolvidas nesse método, e que devem ser estudadas separadamente para melhor garantir a eficácia do mesmo.



Fonte: Bagchi (1983).

Figura 3.7 - Representação das variáveis no solo de cobertura



Fonte: Modificado de BAGCHI (1983).

Figura 3.8 - Representação da geração do lixiviado em aterro sanitário.

1.9.6 Precipitação (P)

O valor do parâmetro da precipitação é bastante variável de acordo com o clima e a localização geográfica, e deve ser obtido através dos dados ao longo de um período mínimo de aproximadamente 10 anos, considerando as chuvas máximas e médias mensais.

Um fator complicador se deve à possível inexistência desses dados para o local onde se encontra ou pretende instalar o aterro, devendo, portanto, se recorrer a dados de estações meteorológicas mais próximas. Dessa forma, imprecisões podem surgir na determinação destes valores.

1.9.6.1 Escoamento Superficial (R_0)

É possível obter os valores de escoamento superficial (R_0) por meio de medidas de campo e de relações empíricas, sendo que essas últimas são as mais utilizadas no mundo. Uma dessas relações mais usuais é a do Método Racional, que se baseia na Equação 3.36:

$$R_0 = C.I.A$$

Equação 3.36

Onde:

C – coeficiente de escoamento superficial.

A – área de superfície do aterro.

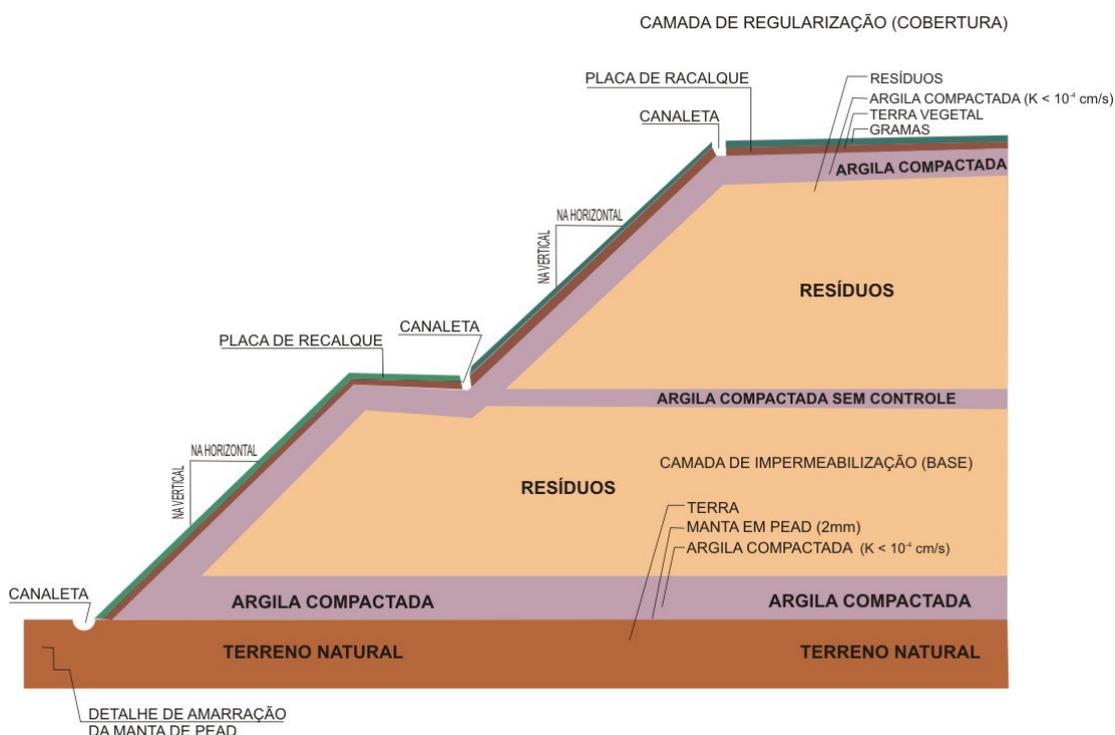
I – intensidade (precipitação local).

O coeficiente de escoamento superficial é um valor que depende das características das superfícies de cobertura: granulometria, inclinação e vegetação. O valor do escoamento superficial (R_0) pode ser bem estimado caso o valor do coeficiente de escoamento superficial seja corretamente estipulado.

1.9.7 Evapotranspiração (ET)

Entende-se por evapotranspiração a soma das perdas de água que ocorrem na superfície do solo, mais a água utilizada pelas plantas. Como estas perdas são difíceis de serem mensuradas separadamente, elas são avaliadas conjuntamente sob a variável da evapotranspiração. Dentre as diversas equações existentes para se estimar o potencial de evapotranspiração num aterro, a Equação de Thornthwaite é uma das mais usadas no mundo. Como o processo é também influenciado pelos fatores climáticos, o método de Thornthwaite se utiliza de tabelas que consideram as variações de temperatura e as diferentes localizações geográficas.

O sistema de impermeabilização basal é comumente formado por uma camada de drenagem e uma camada barreira, composta por duas camadas de solo argiloso compactado entre as quais se coloca uma manta de polietileno de alta densidade (PEAD) 1,5 ml espessura. A camada superior de solo compactado deverá ter uma espessura de 30 cm e a inferior, (com permeabilidade da ordem $1,0 \times 10^{-7}$ cm/s) de 60 cm, conforme apresentado na Figura 3.9.



Fonte: Quitaúna Serviços S/C Ltda.

Figura 3.9 – Sistema de impermeabilização basal.

Pastore *et al.* (1993) propôs uma simulação numérica à avaliação dos níveis de contaminação do solo e conseqüentemente do lençol freático pelo lixiviado em três modelos de célula para disposição dos resíduos, diferindo basicamente apenas na camada de impermeabilização de base, uma vez que no talude de corte foi admitida espessura constante de 60 cm de impermeabilização. A primeira opção é utilizar argila laterítica compactada com espessura de 120 cm na base do aterro. O segundo modelo consistiu na redução desta camada para 60 cm. Na terceira opção os resíduos ficariam em contato direto com a camada de fundação natural constituída de solo saprolítico de ardósia.

Os programas utilizados foram o SEEP/W e CTRAN/W. O SEEP/W que é um *software* da Geo Slope International Ltda opera dentro do ambiente Windows através de elementos finitos. Este programa é utilizado para simular o fluxo de distribuição das poro-pressões, dentro de materiais porosos. A extensiva formulação torna possível analisar tanto problemas de infiltrações simples como mais complexas,

tendo aplicações nas mais variadas áreas de projetos geotécnicos. CTRAN/W opera de maneira integrada ao SEEP/W, e é utilizado para simular o fluxo dos contaminantes do meio poroso. Através de sua utilização é possível analisar desde o transporte de uma simples partícula por advecção até processos mais complexos envolvendo difusão, dispersão, sorção e declínio radioativo.

Em termos de solução ficou evidente que quanto mais espessa a camada impermeabilizante de base, menores serão as distâncias percorridas pelos elementos componentes da pluma de contaminação, além de apresentarem concentrações mais reduzidas. Com relação à profundidade alcançada pela pluma, constatou-se que esta atinge pequenas profundidades quando comparadas às distâncias horizontais.

1.10 SISTEMA DE TRATAMENTO DE LÍQUIDOS PERCOLADOS

Após a remoção dos líquidos percolados do aterro, os mesmos obrigatoriamente deverão ser direcionados a uma estação de tratamento cujo objetivo é o da remoção da carga orgânica presente e do seu potencial patogênico.

Os modelos de estação de tratamento existentes variam em função do grau de tecnologia em que são constituídos. Para o tratamento de líquidos percolados em um aterro sanitário, existem e podem ser adotadas diversas alternativas de sistemas de tratamento; dentre elas destacam-se:

- Reator anaeróbio de fluxo ascendente, seguido de lagoas mecanicamente aeradas e lagoas de sedimentação;
- Lagoas mecanicamente aeradas seguidas de lagoas de sedimentação;
- Lagoas aeróbias seguidas de lagoa mecanicamente aeradas e lagoa de sedimentação;
- Reator anaeróbio de fluxo ascendente, seguido de lagoa facultativa e
- Lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa.

A escolha entre as várias alternativas de tratamento do líquido percolado proveniente de aterro sanitário deve ser norteado por critérios de simplicidade técnica mínima, necessidade de manutenção, e concepção tecnológica e economicamente compatível com o porte do empreendimento.

O sistema de lagoas de oxidação opera inteiramente sob condições naturais sem nenhum benefício ou ajuda de facilidades tecnológicas para aceleração da estabilização da matéria orgânica, como regulagem de temperatura ou aeração mecânica. As vantagens são evidenciadas por sua extrema simplicidade e operacionalidade. Por outro lado, os processos desenvolvidos naturalmente são lentos, requerendo longos períodos de detenção do líquido, o que determina uso de extensões consideráveis de terrenos. As atividades biológicas são também afetadas pelas variações do meio como as climáticas, por exemplo.

Dessa forma, o tratamento do efluente através dos sistemas de lagoas de estabilização é mais apropriado para situações onde haja disponibilidade de área, onde o clima é favorável e a simplicidade do tratamento é desejada, que não requer equipamentos eletro-mecânicos para operacionalização do sistema, e que atenda às exigências das legislações vigentes quanto aos padrões e nível de tratamento.

1.10.1 Tratamento por Lagoas de Estabilização

O termo lagoa de estabilização na sua forma mais simples é aplicado a um corpo d'água, artificial ou natural, usado para reter águas com elevada carga orgânica, até que esta atinja um nível de estabilidade que não ofereça nenhum risco sanitário e ambiental ao ser lançado num corpo receptor, seja um manancial aflorante ou um aquífero subterrâneo (SILVA *et al.*, 1979).

A estabilização do efluente é obtida por mecanismos físicos, químicos e biológicos através de processos aeróbios, anaeróbios e facultativos, e apresenta como resultado final a biodegradação da matéria orgânica presente no meio aquático, até a sua quase que completa mineralização.

1.10.1.1 Lagoas Aeróbias

São sistemas com profundidades de cerca de 0,50 metros, ou menos, com o objetivo de maximizar a penetração da luz e o crescimento de algas por meio da fotossíntese. As condições de aerobiose são atingidas em todos os pontos da lagoa por todo o tempo, e o efluente a ser tratado é estabilizado através da ação de

microorganismos aeróbicos presentes na massa líquida. Essas lagoas são utilizadas quando se pretende “colher” as algas e seu uso não é muito difundido.

1.10.1.2 Lagoas Anaeróbias

Estas são dimensionadas para receber grandes cargas orgânicas e as águas são completamente isentas de oxigênio dissolvido. São usadas com grandes vantagens como pré-tratamento para águas residuárias com grande concentração e alto teor de sólidos. Os sólidos sedimentam no fundo da lagoa, onde são digeridos anaerobicamente, e o líquido sobrenadante parcialmente clarificado é lançado em uma outra lagoa facultativa para tratamento posterior (SILVA *et al.*, 1979).

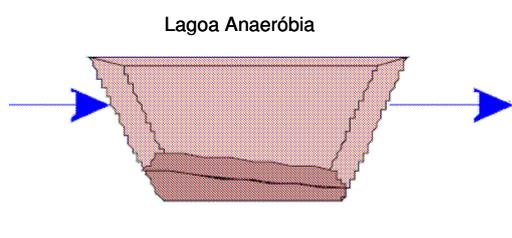
A estabilização anaeróbia desenvolve-se em duas etapas, sendo que na primeira ocorre a liquefação e formação de ácidos (através das bactérias acidogênicas) e na segunda ocorre a formação de metano (através das bactérias metanogênicas).

Na primeira etapa, não há remoção da DBO, apenas a conversão de matéria orgânica e outras formas (ácidos). Já na segunda ocorre a remoção da DBO, com a matéria orgânica (ácidos produzidos na primeira etapa) sendo convertida a metano, gás carbônico e água, principalmente. O metano é removido do meio líquido e liberado para atmosfera. Em função das bactérias metanogênicas serem bastante sensíveis às condições ambientais, em caso da redução da sua taxa de produção, haverá o acúmulo de ácidos formados na primeira etapa, provocando a interrupção da remoção de DBO e resultando na geração de maus odores, pois os ácidos são extremamente fétidos (von SPERLING, 1996).

Para o desenvolvimento seguro das bactérias metanogênicas no sistema deve-se garantir a ausência de oxigênio dissolvido, isto porque essas bactérias metanogênicas são anaeróbias estritas, não sobrevivendo na presença de oxigênio dissolvido; manter a temperatura do líquido adequada (acima de 15°C) e manter o pH próximo de 7.

A depender da temperatura o tempo de detenção hidráulica normalmente situa-se na faixa de variação de 3,0 a 6,0 dias.

A profundidade das lagoas anaeróbias é elevada, para garantir a predominância das condições anaeróbias, evitando que a lagoa trabalhe como facultativa. Os valores usualmente adotados variam de 4,0 m a 5,0 m, conforme cita von Sperling (1996). Na Figura 3.10 é apresentada uma ilustração da referida unidade de tratamento.



Fonte: Adaptado de von Sperling (2008)

Figura 3.10: Ilustração de uma lagoa anaeróbia

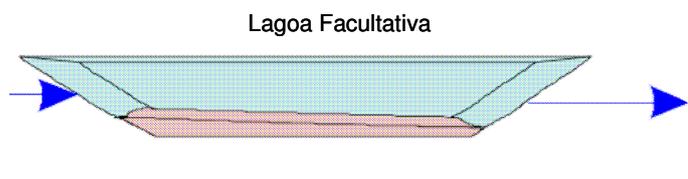
1.10.1.3 Lagoas Facultativas

O termo facultativo refere-se à mistura de condições aeróbias e anaeróbias das lagoas desse tipo. As lagoas facultativas são as mais comumente utilizadas, e, normalmente, recebem águas residuárias brutas ou, então, outros tipos de efluentes que receberam apenas o tratamento preliminar. Atualmente tornam-se cada vez mais comuns para fins de tratamento de efluentes de tanques sépticos e de lagoas anaeróbias de pré-tratamento. Em lagoas facultativas, as condições aeróbias são mantidas nas camadas de água superiores próximas à superfície, enquanto as condições anaeróbias predominam em camadas mais próximas ao fundo da lagoa. Embora parte do oxigênio necessário para manter as camadas superiores aeróbias seja fornecida pela reaeração atmosférica na superfície da lagoa, a maior parte do necessária para a oxidação da matéria orgânica é suprida pela atividade fotossintética das algas, as quais crescem naturalmente nas águas onde estão disponíveis grandes quantidades de nutrientes e de energia solar incidente (von SPERLING, 1996).

Um dos principais produtos finais do metabolismo bacteriano é o gás carbônico que é imediatamente utilizado pelas algas no processo de fotossíntese, desde que dele necessitam numa quantidade maior que aquela obtida da atmosfera. Existe, portanto, uma associação de mútuo benefício (simbiose) entre algas e bactérias em uma lagoa, que se não for corretamente controlado pode ocorrer o fenômeno da eutrofização.

O tempo de detenção depende das condições locais de temperatura. Usualmente adotam-se tempos de detenção variando de 15 a 45 dias.

A tendência atual tem sido a de se adotar, lagoas não muito rasas, com profundidades (H) variando de 1,5 m a 3,0 m. Essa unidade de tratamento de efluentes é ilustrada na Figura 3.11.



Fonte: Adaptado de von Sperling (2008)

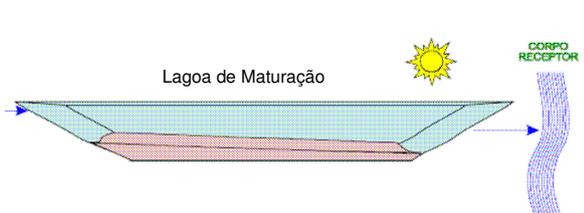
Figura 3.11: Ilustração de uma lagoa facultativa

1.10.1.4 Lagoas de Maturação

As lagoas de maturação podem ser usadas como segundo estágio de tratamento após as lagoas facultativas. A sua função principal é a de eliminação de organismos patogênicos presentes no efluente. As bactérias fecais e os vírus morrem em razoável espaço de tempo, devido ao que é para eles um meio inóspito. Os cistos e ovos de parasitas intestinais têm uma densidade relativa de cerca de 1,1. Devido a isto e ao longo tempo de detenção, eles se sedimentam no fundo da lagoa, onde eventualmente morrem (SILVA, 1979).

Em lagoas de maturação há a predominância total das condições aeróbias, tendo até três metros de profundidade. Na maioria dos casos, todavia, a profundidade

da lagoa de maturação é definida como a mesma da lagoa facultativa, isto é, sempre estão variando em uma mesma faixa de profundidade. Na Figura 3.12 é apresentado uma ilustração da referida unidade de tratamento.



Fonte: Adaptado de von Sperling (2008)

Figura 3.12: Ilustração de uma lagoa de maturação

O dimensionamento das lagoas de estabilização é realizado parte com base em métodos racionais e parte empiricamente, e está amplamente discutido por von Sperling (2002) no livro **Lagoas de Estabilização**.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

1.11 MÉTODOS APLICADOS NA COLETA E TRATAMENTO DOS DADOS

A metodologia para a realização do presente trabalho consistiu inicialmente em coletar os boletins de monitoramento dos dados referentes aos parâmetros físico-químicos e bacteriológicos relativos às análises das amostras do efluente bruto (percolados) do aterro, do efluente tratado (saída da lagoa facultativa II), do lençol freático (nos cinco poços de monitoramento) e no corpo receptor (Ribeirão do Lipa), em dois pontos: à montante e à jusante do ponto de lançamento.

O monitoramento das águas, dos efluentes do aterro e do sistema de tratamento foram feitas por laboratórios credenciados junto a SEMA – MT e contratados pelas empresas terceirizadas que operam no aterro sanitário. A SEMA–MT, através de laboratórios próprios, realiza análises de monitoramento periodicamente com a finalidade de avaliar, por amostragem, os resultados dos laudos e boletins emitidos pelos laboratórios credenciados.

O período da coleta dos dados de automonitoramento estudado abrange os anos de 1999 a 2005. Após a catalogação dos dados, foi realizada análise de consistência dos dados de vazão de percolados e de precipitação, visando a correlacionar a vazão efluente de lixiviado do aterro sanitário com os dados de precipitação local (de 2001 a 2005).

Os dados registrados nos boletins de automonitoramento, tanto para efluentes das lagoas como para as águas subterrâneas, serviram de base para avaliação da evolução dos valores para todos os parâmetros físico-químicos e bacteriológicos. Tal tarefa teve como objetivo, estudar a performance dos sistemas de proteção ambiental do aterro sanitário e estabelecer de forma indireta um diagnóstico do funcionamento desses sistemas no decorrer dos anos de 2000 a 2005.

1.11.1 Estatística Descritiva

Nesta etapa do trabalho utilizou-se dados secundários referentes ao monitoramento existente sobre o empreendimento. Os boletins usados foram obtidos entre 07/1999 a 08/2005.

Os dados de monitoramento do lençol freático e do corpo receptor foram os disponíveis entre o período de 08/2000 a 04/2005, enquanto que os dados meteorológicos usados foram do período de 01/1998 a 12/2005.

A escolha dos parâmetros analisados no presente estudo foi definida com base nos registros apresentados pelos laudos e nos boletins de monitoramento do aterro sanitário de Cuiabá-MT, sempre observando as recomendações preconizadas pelas normas e legislações pertinentes, tanto para monitoramento de efluente de sistemas de tratamento quanto para os mananciais receptores.

A pesquisa de dados técnicos da coleta, como transporte e destinação final dos resíduos sólidos de Cuiabá, dados de operação, manutenção e monitoramento do aterro sanitário, foi realizada no banco de dados da Secretaria Estadual de Meio Ambiente de Mato Grosso, e na Secretaria Municipal de Infra-Estrutura de Cuiabá. Os dados meteorológicos foram pesquisados na Estação Meteorológica, 9º Distrito, em Cuiabá.

Além dos recursos disponibilizados em bancos de dados, foram realizadas visitas “in loco”, com o objetivo de coletar dados sobre operações de rotina no aterro, efetuar registros fotográficos e entrevistar técnicos que trabalham na área em estudo.

O comportamento do corpo receptor, frente aos despejos do efluente tratado, foi avaliado em função dos parâmetros disponíveis em dois pontos, um à montante e outro à jusante do ponto de lançamento.

Finalmente, a análise dos resultados foi comparada aos valores máximos preconizados por normas e pela legislação ambiental vigentes, objetivando o enquadramento das áreas do empreendimento e circunvizinhas quanto ao cumprimento das leis ambientais aplicáveis. A Figura 4.1 mostra o fluxograma das

etapas metodológicas adotadas no tratamento e nas análises estatísticas dos dados registrados nos laudos e boletins de monitoramento do efluente bruto (percolados), do efluente da lagoa facultativa, do corpo receptor e das águas subterrâneas sob influência do Aterro Sanitário de Cuiabá, MT.

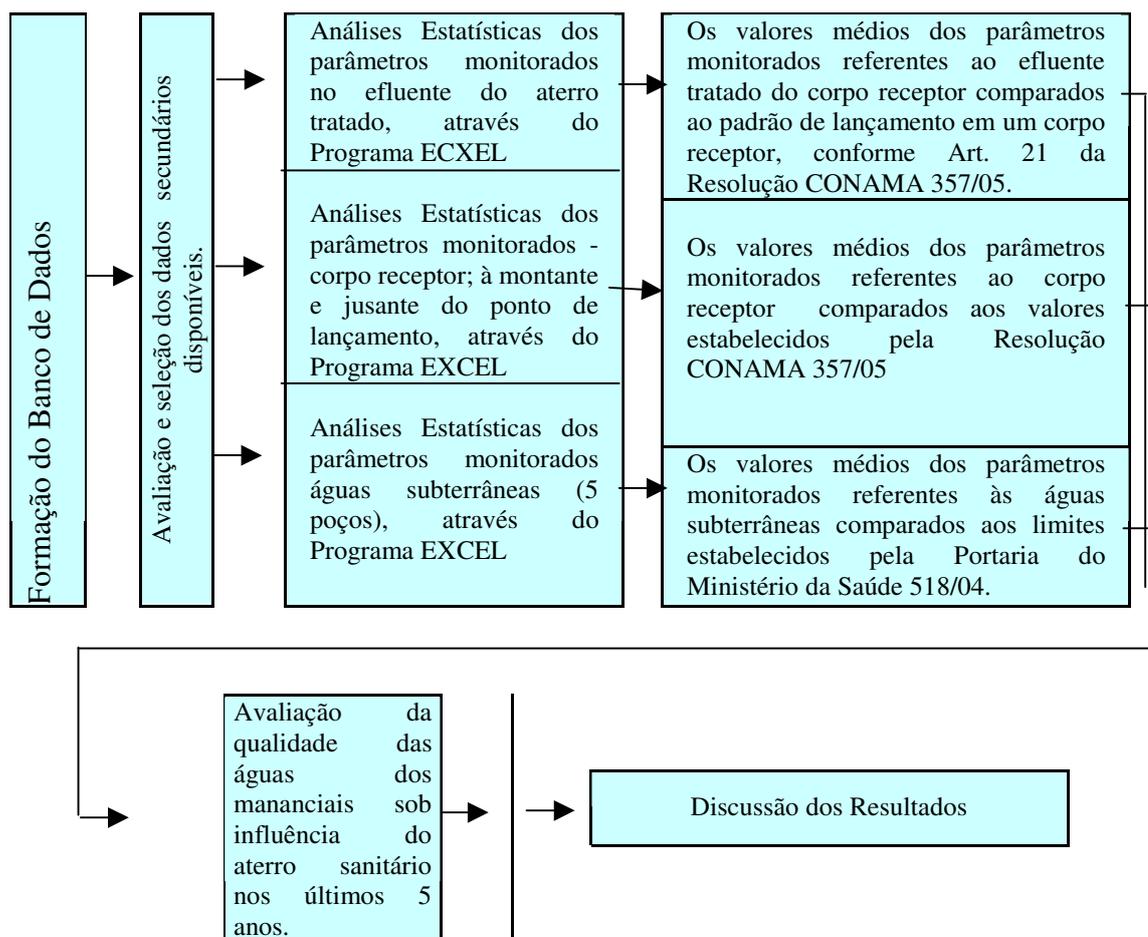


Figura 4.1 - Fluxograma das etapas metodológicas adotadas nas análises dos dados de automonitoramento do aterro sanitário.

A análise dos dados foi realizada através do programa computacional Excel com o objetivo de se conhecer as características e o comportamento das amostras, sua tendência central (mediana), de variação (amplitude) e o desvio padrão. Gráficos foram construídos para facilitar a visualização das estatísticas descritivas.

1.12 COLETA DOS DADOS DE AUTOMONITORAMENTO

1.12.1 Metodologias Empregadas no Monitoramento do Sistema de Tratamento de Efluente do Aterro (Percolados).

As amostras foram coletadas segundo o plano de monitoramento prescrito pela FEMA-MT (2000), preconizado à época pela Resolução CONAMA n° 20/1986, hoje Resolução CONAMA n° 357/2005, conforme apresentado nos Quadros 5.1, 5.2 e 5.3 na página 133, e de acordo com a análise dos seguintes parâmetros: pH, DBO, temperatura, sólidos sedimentáveis, óleos e graxas, materiais flutuantes, Amônia, Arsênio total, Bário, Boro, Cádmio, Cianetos, Chumbo, Cobre, Cromo hexavalente, Cromo trivalente, Estanho, Índice de Fenóis, Ferro solúvel, Fluoretos, Manganês solúvel, Mercúrio, Níquel, Prata, Selênio, Sulfetos, Sulfitos, Zinco, Compostos Organo-Fosforados, Carbonatos Totais em Parathion e Sulfeto de Carbono. Além destes, foram analisadas o Dicloroetano, Compostos Organoclorados não listados como pesticidas, solventes e outras substâncias que poderiam ser prejudiciais de acordo com os limites fixados pela Resolução CONAMA n° 357, de 17 de março de 2005.

Por recomendação da extinta Fundação Estadual de Meio Ambiente de Mato Grosso (FEMA-MT), a frequência das amostragens visando as análises de DBO, DQO, coliformes totais e fecais termotolerantes, tem sido mensal, embora foi constatada ausência de boletins de análises no ano de 2003 e 2004. Para os demais parâmetros hídricos, foi recomendada uma frequência trimestral. Entretanto, na prática, constam no banco de dados da Secretaria Estadual de Meio Ambiente de Mato Grosso (SEMA-MT), apenas uma coleta por ano com todas as análises, à exceção de 2002. Para esse ano, não foi encontrado nenhum registro de monitoramento hídrico. Provavelmente essa ausência se deve por não ter sido cumprido o calendário estabelecido e posteriormente ter sido definido um plano de ajustamento de conduta para a operação do aterro.

O monitoramento da qualidade da água do corpo receptor, o Córrego Ribeirão do Lipa, estava previsto para ser realizado a cada seis meses, observando os

parâmetros estabelecidos para rios de Classe 2, de acordo com o enquadramento e conforme a Resolução CONAMA n° 20/86, hoje Resolução CONAMA n° 357/2005.

Segundo os documentos analisados, todas as análises presentes nos boletins e laudos de monitoramento foram efetuadas de acordo com as normas e recomendações do “*Standard Methods*” (AWWA, 1995), sendo indicado em cada laudo o método utilizado para análise. As Figuras no Anexo III mostram o ponto de lançamento e os respectivos pontos de coleta de amostras, localizados à montante e à jusante.

O Quadro 4.1, a seguir, contém os tipos de variáveis levantadas, métodos adotados, limites de detecção e equipamentos utilizados nas análises previstas nos planos de monitoramento PRODECAP (1994), executados pelo laboratório SANELAB (1999) que é credenciado pela FEMA-MT (2000), baseadas em Métodos para Análise de Águas Potáveis e Águas Residuárias- “*Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*” APHA-AWWA-WPCF (1995), 19ª edição.

Quadro 4.1 – Síntese dos métodos e equipamentos empregados nas análises

Variáveis	Unidades	Métodos de Análise	Limites de Detecção	Equipamentos
pH	-	Eletrométrico	0,1	pHmetro, Digimed-Dm20
Temperatura da Água	° C	Termômetro de contato	0,5	Termômetro com coluna de Hg, escala de 0 a 100°C c/ variação de 0,1°C
Cor	uH	Comp. Visual de Solução de Cobalto- Platina	2,5	Colorímetro /Polilab/Aqua Nessler An1000
Turbidez	*UNT	Nefelométrico	0,1	Turbidímetro Polilab/AP-1000
Alcalinidade	mg/l CaCO ₃	Potenciométrico com titulação c/ H ₂ SO ₄ [0,02N]	0,1	1- pHmetro/Digime/Dm20. 2.Bureta automática/Metrohm Herisau/E-1.85- 10ml
Condutividade	µS/cm	Laboratório Eletrodo de Platina	0,01	Condutivímetro/ Micronal/ B-330
OD	mg/l	Método de Winkler modificado	0,1	Titulador
Variáveis	Unidades	Métodos de Análise	Limites de Detecção	Equipamentos

Continuação do Quadro 4.1.

ST, STV e STF	mg/l	Gravimétrico	1,0	1.Cápsula de Porcelana 2.Balança eletrôn./precisão de 0,1µg/Scientech/AS-210 3.Estufa/FANEM/temp. 105°C 4.Mufla/Engro/T. 550 - 600°C 5.Dessecador/Pyrex/200 mm
DBO _{5,20°}	mg/l	Métodos das Diluições Incubado	0,1	Titulador
DQO	(mg/l)	Refluxo de [K ₂ Cr ₂ O ₇] 0,025N e Titulação c/ Fe(NH ₄) ₂ (SO ₄) ₂ ·6(H ₂ O)	0,01	1.Aquecedor p/refluxo conjunto SEBELIN c/ 06 provas/ Ética. 2.Agitador Magnético/FANEM/257 3.Pipetador automática Herixau/E485
Fósforo	(mg/l)	Ácido Ascórbico e leitura colorimétrica	0,01	espectrofotômetro-375/ Comprimento de onda 660 nm
Coliformes Totais e Fecais	(NMP/100 ml)	Fermentação em Tubos Múltiplos	2,0	1.Estufa de cultura/FANEM 002CB 2. Banho - Maria / FANEM

Fonte: Sanelab (1999).

* Unidade Nefelométrica de Turbidez

1.13 O CORPO RECEPTOR

O Ribeirão do Lipa é um curso d'água caracterizado por ser de regime intermitente e afluente de primeira ordem da margem esquerda do Rio Cuiabá. A Figura 4.2 mostra o mapa de localização do corpo receptor "Ribeirão do Lipa" e a localização do aterro sanitário de Cuiabá. A área da bacia de contribuição é de 6.944 ha, assim ocupada: 34% da área total encontra-se urbanizada, 48% corresponde à área de campo e 17% à área não explorada ou preservada, conforme apresentado na Figura 4.3, de forma esquemática. As coordenadas geográficas de foz são: (UTM) 593.030 / 8.277,445 (LIMA, 2001)..

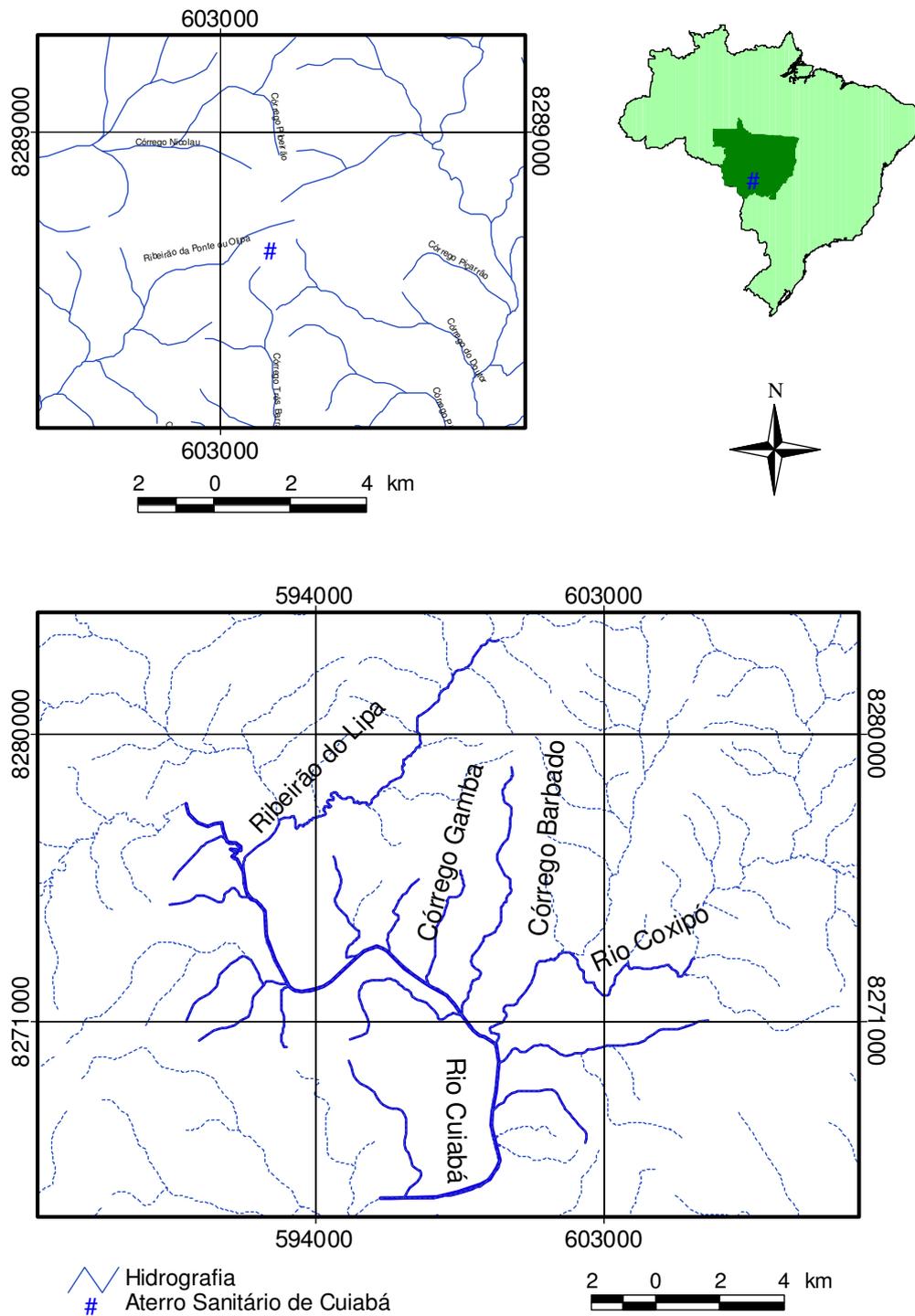
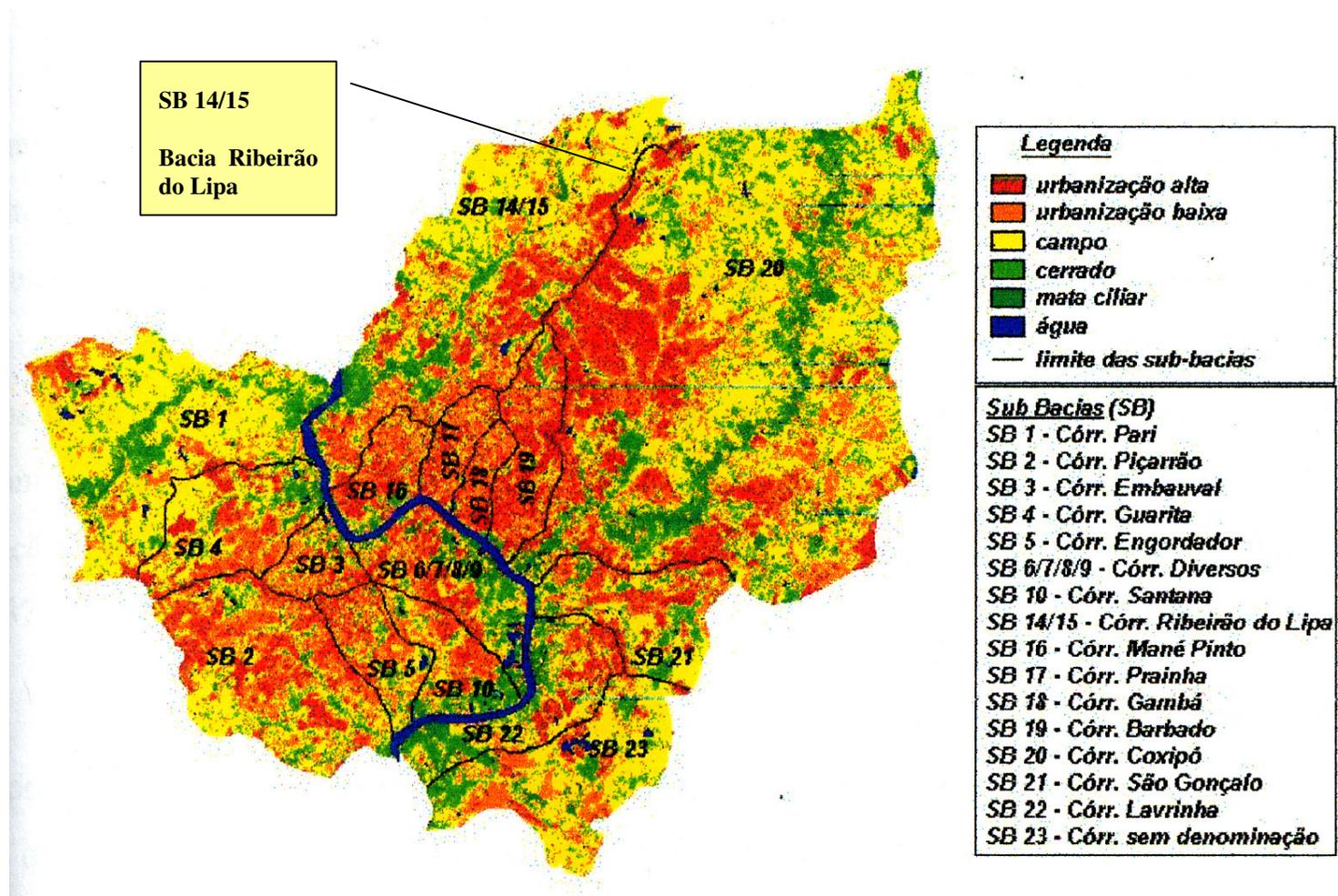


Figura 4.2 - Mapa de localização do Ribeirão do Lipa e do aterro sanitário de Cuiabá



Fonte: Lima (2001).

Figura 4.3 – Localização e uso do solo da bacia de contribuição do Ribeirão do Lipa na macro-bacia do Rio Cuiabá.

A macro-bacia do rio Cuiabá, além de servir como fonte de captação de água para o abastecimento dos municípios de Cuiabá, Várzea Grande e Santo Antônio do Leverger, desempenha importante papel para a sobrevivência da população ribeirinha, no consumo direto da água e na atividade da pesca. O Rio Cuiabá é um dos principais formadores da bacia do Pantanal Mato-Grossense.

1.14 ÁGUAS SUBTERRÂNEAS

Conforme estudos geotécnicos da PRODECAP (1994), o nível estático do lençol freático, na área do aterro sanitário de Cuiabá – MT, se encontra a 16 metros de profundidade. Para a avaliação da qualidade das águas subterrâneas o empreendimento conta com cinco poços de monitoramento, sendo um à montante do aterro (background) e quatro pontos localizados à jusante, próximo às células de aterramento e do sistema de tratamento de percolados, todos com profundidade variando de 50 a 70 metros, suficientemente para atingir o lençol freático cativo.

Os poços foram localizados em sentido transversal ao fluxo das águas subterrâneas, também constatados por estudos e levantamento hidrogeotécnicos, distribuindo-se ao longo de possíveis plumas, tudo em conformidade com a norma NBR 13895/1997. A Figura 1 IV, do Anexo IV, mostra a descrição litológica, a profundidade e os elementos que compõem os poços de monitoramento, conforme o relatório técnico aprovado pela FEMA-MT, de perfuração de poço tubular profundo (ENTERPA S/A, 2000).

Os parâmetros estudados nas análises de monitoramento das águas subterrâneas foram agrupados da seguinte forma:

- Grupo I - Indicadores de contaminação: pH, condutividade e COT;
- Grupo II – Características de qualidade da água: Cloreto, Ferro, Manganês, Sódio, Fenóis, Sulfato;

- Grupo III – Características provisórias de potabilidade: Cromo hexavalente, Arsênio, Bário, Cádmiu, Cromo, Chumbo, Selênio, Prata, Mercúrio, Fluoreto, Nitrato/Nitrito, Coliformes Totais/Fecais;
- Grupo IV – Outras Características: Cianeto, Resíduo Volátil, Nitrogênio Amoniacal, DBO₅, DBO, OD, Potássio, Alcalinidade, CaCO₃, Cobre, Fósforo Total.

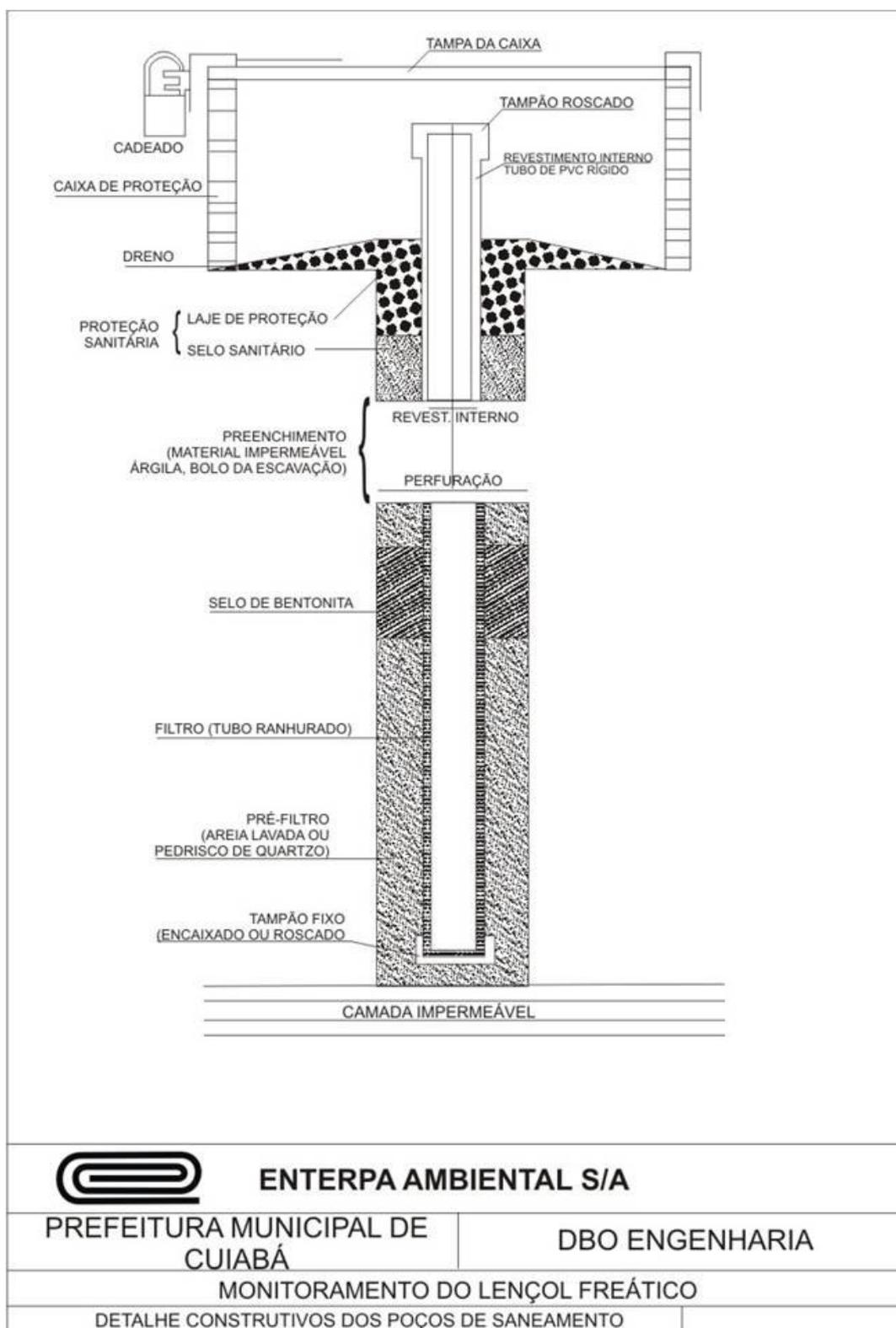
Inicialmente a frequência de coleta de amostras para as análises estabelecidas pelo órgão ambiental do Estado de Mato Grosso, referente a operação do aterro foi semestral. Todas as análises foram efetuadas de acordo com os procedimentos recomendados pelo “*Standard Method for the examinations of water and wastewater*” AWWA, (1995), indicados nos laudos emitidos pelas empresas de consultoria ambiental e habilitadas pelo órgão responsável pela gestão dos resíduos sólidos urbanos, do Município de Cuiabá.

As Figuras 4.4 e 4.5 mostram, respectivamente, a planta de localização dos poços de monitoramento dentro da área de influência do aterro, e o croqui modelo esquemático que representa o corte vertical dos poços de monitoramento de águas subterrâneas implantados no aterro sanitário de Cuiabá.



Fonte: Google Earth (2007)

Figura 4.4 – Planta de localização dos poços de monitoramento do lençol freático, P₁, P₂, P₃, P₄ e P₅.



Fonte: Enterpa Ambiental (2000).

Figura 4.5 – Perfil esquemático de poço de monitoramento implantado pela Enterpa Ambiental S/A na área do aterro sanitário de Cuiabá.

5. ASPECTOS GERAIS DO ATERRO SANITÁRIO DE CUIABÁ

1.15 LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A área onde se encontra localizada a Central de Destinação Final de Resíduos Sólidos Urbanos é denominada “Várzea do Quilombo”, cuja coordenada geográfica é 15° 30'08,78” S – 56° 01'37,87” W – Alt.: 259 m. Situa-se na região leste da capital, sentido Distrito do Coxipó do Ouro e dista aproximadamente 17,0 Km do centro da cidade, acerca de 7,0 Km do bairro mais próximo (Jardim Paraíso II). O acesso principal se dá pela Avenida Rubens de Mendonça, que liga a antiga estrada Cuiabá - Chapada dos Guimarães. O empreendimento está localizado no quilômetro sete da referida. As Figuras 5.1 e 5.2 mostram, a localização do empreendimento.

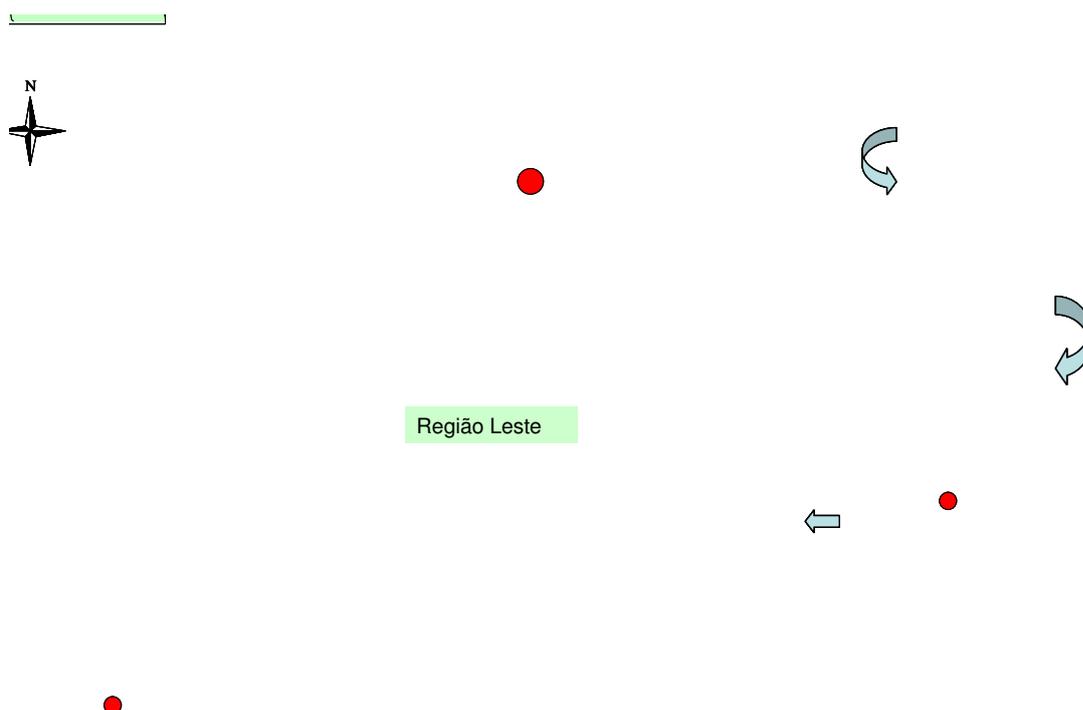


Figura 5.1 - Planta de localização Central de Destinação Final de Resíduos Sólidos Urbanos de Cuiabá (MT).



Fonte: Google Earth (2007)

Figura 5.2 – Mapa georeferenciamento e coordenadas geográficas da Central de destinação final de RSU de Cuiabá

1.16 CARACTERÍSTICAS DOS SOLOS DA ÁREA DO ATERRO SANITÁRIO

O aterro sanitário de Cuiabá está implantado sobre um litossolo que se caracteriza por ser de textura fina. O horizonte A tem espessura menor que 0,4 m, e está assentado diretamente sobre a rocha consolidada (OLIVEIRA; BRITO, 1998). O sítio do Quilombo (área do aterro sanitário) encontra-se em uma região de morrotes, que possui alturas da ordem de 30 a 60 m, segundo Castro Jr e Santos (1990). Os solos são relativamente rasos, sendo freqüente a presença de uma espessa camada de saprolito de filito, vulgarmente chamado de “piçarra”. Os tipos pedológicos presentes nessa formação são os litossolos e cambissolos (SILVA, 2001).

Constatou-se nos estudos preliminares e na elaboração do projeto construtivo a homogeneidade do solo, sendo que a área apresenta camadas argilo-siltosa de grande resistência, com taxa de trabalho superior a $2,0 \text{ kg/cm}^2$ (tensão admissível) para a profundidade de 1,0 m. As camadas não apresentaram nenhum risco referente

aos efeitos de recalque ou deslizamento (PRODECAP, 1993). Segundo os resultados das análises, o solo do Aterro Sanitário de Cuiabá é classificado como argilo-siltoso, possuindo 7,85% de areia, 35,11 % de silte e 54,04% de argila, com coeficiente de permeabilidade médio encontrado (NBR 13.292–ABNT) de $3,44 \times 10^{-7}$ m/s (SILVA, 2001).

A massa específica máxima do solo seco (μ_d) encontrada em ensaio de compactação foi da ordem de 1.630 Kg/m^3 (SILVA, 2001). Não foi observado nenhum tipo de afloramento de água nas proximidades da área em estudo e constatou-se, através de técnicas de perfuração de poços, o nível estático do lençol artesianos em torno de 16 metros.

1.17 VEGETAÇÃO PREDOMINANTE

A vegetação predominante na área do aterro é típica do cerrado, com a presença de arbustos pouco desenvolvidos e com grande capacidade de armazenar água. A Figura 5.3 mostra o aspecto da área destinada à implantação de novas células do aterro, localizada no módulo sul, como foi denominada no projeto de implantação.



Fonte: Prodecap (1994).

Figura 5.3 - Área no módulo sul destinada à implantação de novas células do aterro.

A Figura 5.4 mostra aspectos da área localizada no módulo norte, antes da implantação do aterro e que hoje se apresenta quase que totalmente exaurida no que se refere à capacidade de implantação de novas células do aterro.



Fonte: Prodecap (1994).

Figura 5.4 - Área localizada no módulo norte, anteriormente à implantação do aterro.

1.18 CARACTERÍSTICAS CLIMATOLÓGICAS

O clima local é do tipo tropical alternadamente úmido e seco, com duas estações do ano bem definidas, um inverno seco, que ocorre entre os meses de abril e setembro, e um período chuvoso, caracterizado por chuvas constantes, ocorrendo normalmente entre os meses de outubro e março. O clima é classificado como semi-úmido, com temperaturas elevadas (média entre 24 e 26° C). A média diária de temperatura gira em torno de 34° C no período mais quente do ano, entre agosto e outubro.

Dados observados nos últimos oito anos pelo 9º Distrito de Meteorologia de Cuiabá indicam uma variação de pluviosidade de 1154,2 a 1719,7 mm, mostrando uma diminuição nas alturas pluviométricas, conforme registro na Tabela 5.1. O histórico e as observações feitas de 1998 a 2005 pelo Ministério da Agricultura estão demonstrados por meio de planilhas do Instituto Nacional de Meteorologia do 9º

Distrito no anexo V, estação localizada em Cuiabá – MT com Latitude: 15° 33' 5" e Longitude: 56° 07W.

Tabela 5.1 –Resumo dos dados Meteorológicos da cidade de Cuiabá, período (1998 a 2005).

Média Anual (1998 a 2005)	Pressão Atm. (mb)	Temperatura do Ar (° C)							Neb. (UR)	C.10	Precipitação			Evap. Total (mm)	Insol. Total (hs em Déc.)	Dias de Chuv a no mês
		Média das Máx.	Média das Mín.	Máxima Absoluta		Mínima Absoluta		Média Comp.			Altura Total (mm)	Máxima 24 hs				
				Graus	Data	Graus	Data					Altura (mm)	Data			
1998	994.1	33.4	22.3	39.0	20/Out.	12.6	21/set	26.2	79	6.1	1632.7	70.8	11/Nov.	1632.2	2295.8	95
1999	991.2	33.1	21.2	39.8	15/Out.	7.9	15/out	26.3	77	5.0	1719.7	100.8	14Mar.	1872.8	2436.7	96
2000	993.9	32.9	21.7	39.4	22/Nov.	8,2	14/Jul.	26.5	77	5.8	1263.6	104.4	14Mar.	1832.6	2426.7	124
2001	994.5	32.5	20.5	39.0	07/Nov.	9.7	23/Jun.	26.3	72	6.3	1291.2	129.0	25/Abr.	1920.7	2282.1	106
2002	994.1	33.5	20.8	39.8	25/Out.	10.9	08/Jul.	26.5	71	6.6	1325.8	132.0	30/Out.	1048.3	2377.7	104
2003	995.5	32.6	20.5	39.2	20/Nov.	11.2	18/Ago.	25.8	75	5.0	1384.8	58.2	23/Out.	1656.4	2342.5	125
2004	993.7	32.7	22.0	32.7	22/Nov.	12.4	09/Ago.	26.3	73	5.0	1154.2	58.0	27/Out.	1345.9	2085.3	96
2005	993.4	32.8	22.00	38.8	16/Ago.	10.4	10/Ago.	25.5	71	5.7	1163.1	82.0	23/Mar.	1164.1	1100.3	106

Fonte: 9ª Distrito Meteorológico de Cuiabá MT (1998 a 2005).

1.19 EVOLUÇÃO E HISTÓRICO DA DESTINAÇÃO FINAL DOS RSU DE CUIABÁ

No início dos anos 70, a população de Cuiabá era de aproximadamente 100.000 habitantes (IBGE/1970) e as questões relacionadas aos RSU eram tratadas com a visão de se contemplar os serviços de coleta sem a necessária preocupação com a sua destinação final. Com o decorrer dos anos, a capital do Estado de Mato Grosso apresentou elevados índices de crescimento demográfico justificado pelo fluxo de migrantes originários de outros estados, como garimpeiros e principalmente colonos. Esses imigrantes vinham atraídos pelo movimento de ocupação do norte do estado, devido o estabelecimento da nova fronteira agrícola que surgia no Centro-Oeste do Brasil.

De modo geral, esses imigrantes não se adaptavam à área rural por falta de infra-estrutura e de uma política para fixação do homem no campo, que sem alternativas e condições financeiras para retornarem aos seus estados de origem, se

instalaram na periferia da capital, provocando um crescimento desordenado, e, por conseqüência, o inchaço urbano, propiciando o aparecimento de favelas, gerando problemas diversos, principalmente, o de falta de saneamento.

Já no início dos anos 80, Cuiabá apresentava uma população de aproximadamente 250.000 habitantes, e os resíduos sólidos urbanos gerados eram lançados em vários pontos da cidade. A partir de 1982, a disposição final dos RSU passou a ser feita em apenas uma área de aproximadamente 20 ha, denominada “Lixão de Cuiabá”, localizada no Km 12 da Rodovia Emanuel Pinheiro, MT-305.

Em 1993, a Prefeitura Municipal de Cuiabá passou a dar maior atenção em relação à destinação final dos resíduos sólidos gerados, quando propôs a transformação do lixão que vinha sendo operado em aterro controlado. As ações implementadas da época foram: o isolamento da área, o recobrimento diário do lixo coletado, a separação da destinação final dos resíduos sólidos oriundos de serviços hospitalares em relação aos demais, e a instalação de uma balança eletrônica, para o aferimento do peso do lixo coletado. Constatou-se na época, que o serviço de coleta regular atingia cerca de 85% da população e coletava em média 190 toneladas de lixo diariamente. Os dados históricos, armazenados a partir do ano de 1993, serviram de base sobre a geração de RSU em Cuiabá, bem como para realização dos processos de licitação dos serviços de limpeza, coleta, transporte e destinação final do RSU.

Nesse mesmo ano, iniciou-se o processo de fundação da Associação dos Catadores de Lixo de Cuiabá, que trabalhavam em condições desumanas, na área do lixão. Com o objetivo de solucionar os problemas social e ambiental, o poder público passou a fornecer equipamentos de proteção individuais (luvas, máscaras, botinas e outros), proporcionando a assistência social (alfabetização, assistência médica), implantando instalações sanitárias e melhorando a estrutura com a construção de um galpão para a separação e armazenamento dos materiais resultantes da triagem, proporcionando melhores condições de trabalho e facilitando a comercialização dos produtos recicláveis. Embora não trabalhassem em condições ideais e sem atender por completo às condições sanitárias e ambientais, tais iniciativas foram consideradas um avanço, pois a organização em forma de

Associação serviu de base para a criação da Cooperativa de Catadores de Resíduos Sólidos de Mato Grosso, que atualmente funciona dentro das instalações da Central de Destinação Final do Resíduos Sólidos de Cuiabá (PRODECAP, 1993).

Em 1994, a Prefeitura Municipal de Cuiabá, através da empresa Progresso e Desenvolvimento da Capital S/A, visando a equacionar os problemas relacionados com a limpeza pública, resolveu adotar o Sistema de Manejo Integrado de Resíduos Sólidos. Esse sistema contemplava os serviços de limpeza urbana, a coleta regular de lixo e o processo de licitação para a construção da Central de Destinação Final de Resíduos Sólidos do Município, com o objetivo de encerrar as atividades de disposição no antigo Lixão de Cuiabá. Em conjunto a estas atividades, deu-se início aos estudos técnicos na busca de uma nova área para a referida finalidade na baixada Cuiabana.

Em decorrência da dificuldade de se obter uma área que atendesse aos requisitos técnicos, sanitários e ambientais adequados, uma das alternativas encontradas pela PRODECAP foi utilizar uma área degradada pelo garimpo, para servir como área de destinação final dos RSU de Cuiabá. O referido espaço apresentava um passivo ambiental acumulado há mais de 30 anos, e não dispunha de nenhum projeto de recuperação. A concepção inicial do projeto da Central de Destinação Final de Resíduos Sólidos de Cuiabá (CDFRS) era a “reconstituição da área degradada” utilizando os rejeitos oriundos do processo de triagem. Tais materiais seriam enfardados e utilizados para a recuperação topográfica da área e na recuperação de parte do ecossistema, usando como cobertura o composto orgânico, produzido pela usina de compostagem.

Com essa técnica seria possível o replantio da vegetação nativa, originárias do cerrado. A implantação da CDFRS de Cuiabá ocorreu em 1994 e seu período de pré-operação se deu no ano de 1995, ainda sob o gerenciamento da mesma estatal.

Em 1996, o gerenciamento dos resíduos sólidos do município foi transferido para a Secretaria Municipal de Serviços Urbanos (SMSU). Em dezembro de 1998, teve início a gestão terceirizada da destinação final de resíduos sólidos de Cuiabá. Em 1999, foi implantado um novo projeto de aterro sanitário, que contemplou

também a implantação da disposição final dos resíduos sólidos dos serviços de saúde (RSS) em valas sépticas.

1.19.1 Aspectos Demográficos de Cuiabá

Segundo o censo realizado em 2000, pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatístico (IBGE), a população urbana de Cuiabá nesse ano era de 476.532 habitantes. De acordo com o censo oficial IBGE/2005, a população de Cuiabá é de 583.515 habitantes. Com base na taxa geométrica de crescimento, 1,4% a.a, fornecida pela Divisão de Pesquisa do IBGE de Mato Grosso, a projeção para 2010 é de uma população de aproximadamente 625.521 habitantes.

1.19.2 O Local do Aterro e os Potenciais Problemas Ambientais

A área inicialmente destinada ao aterro sanitário era de aproximadamente 15 hectares (módulo norte) e foi dimensionada para receber os materiais não aproveitáveis, provenientes das atividades das usinas de triagem e compostagem do lixo domiciliar urbano do município de Cuiabá. Tais materiais, denominados de rejeitos, deveriam ser prensados e enfardados antes de serem dispostos no aterro.

Embora inicialmente projetado para receber apenas rejeitos, atualmente os resíduos sólidos vêm sendo lançados “in natura” no aterro sanitário, sem se fazer o enfardamento. A capacidade máxima de processamento da usina, em peso, é de 200 t/d, enquanto a quantidade média de lixo coletada hoje é de aproximadamente 370 t/d. Segundo informações da Secretaria Municipal de Infra-Estrutura de Cuiabá (SEMINFE), atualmente 130 t/d de lixo são encaminhadas para a usina de triagem e reciclagem, enquanto 240 t/d de lixo são direcionadas diretamente ao aterro sanitário sem passar pelas usinas de triagem. É importante observar que o projeto inicial do referido aterro sanitário não previa o lançamento de lixo orgânico, que por consequência não previa geração de vazão expressiva de percolados e de gás, embora tenha sido projetado um sistema de drenagem e de proteção basal, porém menos rigoroso e eficaz (solo argiloso compactado). Com as mudanças operacionais

citadas, as células passaram a receber uma carga orgânica maior que a prevista, aumentando dessa forma, os riscos ambientais para área de influência do aterro.

1.20 USO FUTURO DA ÁREA DO EMPREENDIMENTO

Dentre as possibilidades de uso futuro de uma área degradada preconizada pelo manual do IBAMA (1990), os que poderiam ser aplicadas neste caso reportam ao reflorestamento com espécies nativas para a manutenção da vida selvagem, incluindo pequenos lagos ou açudes e dispositivos para atração da fauna; reflorestamento comercial com espécies exóticas; o cultivo e colheita de plantas para alimento humano ou animal; pastagem para animal; parque, área de lazer, entretenimento e recreação; área urbana residencial, comercial, serviços públicos, área industrial; tratamento ou confinamento de resíduo urbano industrial, sólidos ou líquidos.

Em função das condições e características da área, do envolvimento institucional da Prefeitura Municipal de Cuiabá, a técnica de recuperação da área escolhida quanto ao uso futuro foi “o reflorestamento com espécies nativas para a manutenção da vida selvagem, incluindo pequenos lagos ou açudes e dispositivos para atração da fauna”.

1.21 PLANO DE MONITORAMENTO DO ATERRO SANITÁRIO DE CUIABÁ

1.21.1 Monitoramento de lençol freático

O plano de monitoramento das águas subterrâneas do aterro sanitário após iniciada sua operação foi executado (embora precariamente) por diferentes empresas contratadas ao longo do tempo, tendo sempre como referência a Portaria nº 518/04, do Ministério da Saúde, que substituiu a Portaria nº 1469/2000 do mesmo Ministério. O plano de monitoramento teve como objetivo a realização de análises laboratoriais anuais em todos os poços mostrados na Figura 4.4, inclusive a

determinação do nível estático. Os parâmetros propostos que deveriam ser analisados foram:

- a) Características físico-químicas: Agentes tensoativos; condutividade; cor aparente; DBO; DQO; dureza total; materiais sedimentáveis; óleos e graxas; pH; sólidos totais dissolvidos; substâncias dissolvidas em hexana; temperatura; turbidez.
- b) Componentes inorgânicos: Alumínio; arsênio; bário; boro; cádmio; chumbo; cianetos; cloretos; cobre; cromo hexavalente; cromo total; estanho; ferro solúvel; ferro total; fluoretos; fosfato total; manganês total; manganês solúvel; mercúrio; níquel; nitrogênio amoniacal; nitrogênio kjedahl, nitrogênio nitrato; nitrogênio nitrito; nitrogênio total; prata; selênio; sulfatos e zinco.
- c) Componentes orgânicos: Aldrin; dietrin; benzeno; benzo-a-pireno; clordano (total de izômeros); cloreto de metileno; 2,4 D,DDT;1,1 dicloetano; 1,2 dicloroetano; endrin; fenol; fluoranteno;heptacloro epóxido; hexaclorobenzeno; lidano (gama HCH); metoxicloro; tetracloro de carbono; tetracloroetano; tolueno; toxafeno; 1,1,1 tricloroetano; tricloroetano; tricloroetileno; 2,4,6 triclofenol; trihalometanos e xileno.
- d) Bacteriológicos: coliformes totais e coliformes termotolerantes (fecais).

1.21.2 Monitoramento da Estação de Tratamento de Efluente do Aterro Sanitário (ETE)

O monitoramento da estação de tratamento de efluente (ETE) do aterro sanitário de Cuiabá foi executado em quatro pontos, entretanto a proposta do presente trabalho foi avaliar apenas dois: a entrada no tanque de equalização e a saída da lagoa facultativa II. Os quatro pontos monitorados foram: tanque de equalização, saída da lagoa anaeróbia, saída da lagoa facultativa I e saída da lagoa facultativa II. O lixiviado bruto e o efluente tratado são monitorados mensalmente e os parâmetros analisados são os seguintes: temperatura do ar e da água; pH; DBO; DQO; OD; sólidos totais; sólidos totais em suspensão; sólidos totais solúveis;

sólidos fixos; sólidos voláteis; óleos e graxas; coliformes totais, coliformes fecais; vazão de entrada e saída do sistema.

1.21.3 Monitoramento do lixiviado

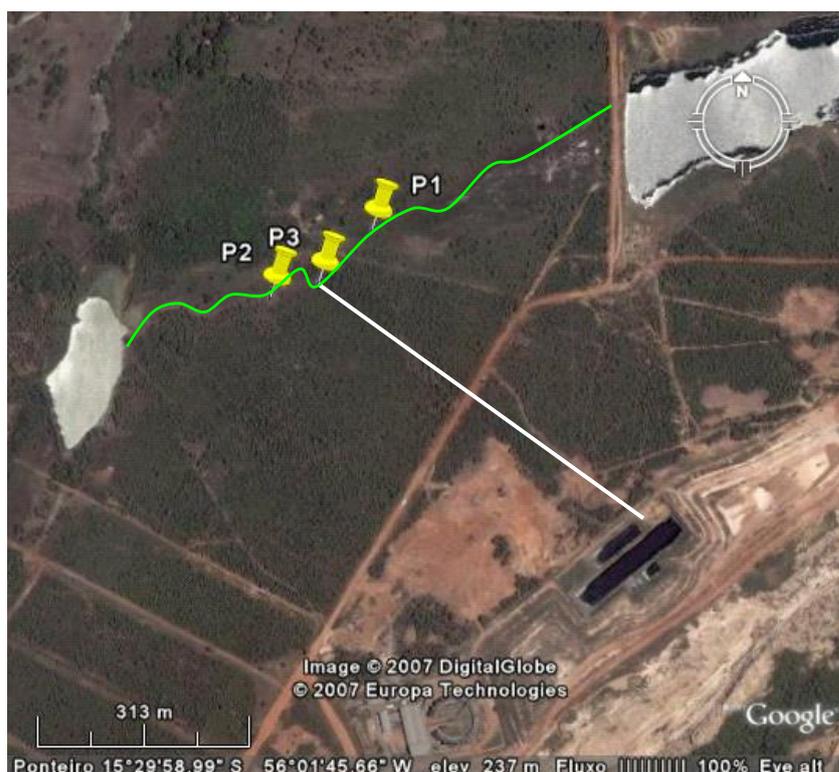
Além dos parâmetros descritos no tópico 1.21.1, foram monitorados anualmente os seguintes parâmetros: arsênio; bário; boro; cádmio; chumbo; cianetos; clorofórmios; cobre; cromo hexavalente; cromo trivalente; cromo; estanho; ferro solúvel; fenóis; flúor; manganês solúvel; mercúrio; níquel; nitrogênio amoniacal; nitrito; óleos e graxas; pH; prata; resíduos sedimentáveis; selênio e zinco.

1.21.4 Monitoramento do efluente de entrada no tanque de equalização (percolado) e saída da lagoa facultativa II

Além dos parâmetros descritos no tópico 1.21.1, foram monitorados trimestralmente o arsênio; bário; boro; cádmio; chumbo; cianetos; clorofórmios; cobre; cromo hexavalente; cromo trivalente; cromo; estanho; ferro solúvel; fenóis; flúor; manganês solúvel; mercúrio; níquel; nitrogênio amoniacal; nitrito; óleos e graxas; pH; prata; resíduos sedimentáveis; selênio e zinco.

1.21.5 Monitoramento do Corpo Receptor

Nesse caso são feitas análises das amostras coletadas em dois pontos considerados, sendo um à montante e outro à jusante do ponto de lançamento do efluente tratado no corpo receptor. A Figura 5.5 mostra o mapa de localização dos pontos de coleta P_1 , P_2 e P_3 no corpo receptor, onde (P_1) representa o ponto localizado à montante desse lançamento, (P_2) representa o ponto localizado à jusante e (P_3) o ponto de lançamento do efluente tratado no córrego denominado Ribeirão do Lipa.



Fonte: Google Earth (2007)

Figura 5.5 – Localização dos pontos de coleta de amostras no corpo receptor Ribeirão do Lipa (P₁, P₂, P₃).

A linha branca (Figura 5.5) mostra o traçado da canalização para o lançamento do efluente tratado pelas lagoas, e a linha verde o Ribeirão do Lipa.

De acordo com o plano de monitoramento os seguintes parâmetros são analisados no corpo receptor: vazão do efluente tratado; vazão do corpo receptor; pH; temperatura; cor; turbidez; ferro total; DBO; DQO; OD; sólidos sedimentáveis; sólidos flotantes; óleos e graxas; coliformes totais e coliformes fecais.

O monitoramento geotécnico também vem sendo executado visando acompanhar, através de leituras mensais dos marcos instalados no aterro, a verificação do deslocamento horizontal e vertical, bem como as velocidades de deslocamento. Os Quadros 5.1, 5.2 e 5.3 apresentam os cronogramas de monitoramento do aterro sanitário de Cuiabá, elaborados pela ENTERPA Ambiental S/A (2000), e aprovado pela FEMA-MT, para os anos de 2001, 2002 e 2003, respectivamente.

Quadro 5.1 – Cronograma de monitoramento do aterro sanitário de Cuiabá para 2001

CRONOGRAMA DE MONITORAMENTO DO ATERRO SANITÁRIO DE CUIABÁ-MT - 2001												
Controle Ambiental	Mês/Periodicidade											
	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
1. Monitoramento Geotécnico	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
2. Monitoramento Lençol Freático	X			X			X			X		
3. Monitoramento da ETE	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
5. Efluente das Lagoas (Completo)		X			X			X			X	
6. Percolados Gerados (Completo)		X			X			X			X	
7. Corpo Receptor Mont./Jusante	X						X					

Fonte: Enterpa (2000).

Quadro 5.2 – Cronograma de monitoramento do aterro sanitário de Cuiabá para 2002

CRONOGRAMA DE MONITORAMENTO DO ATERRO SANITÁRIO DE CUIABÁ-MT - 2002												
Controle Ambiental	Mês/Periodicidade											
	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
1. Monitoramento Geotécnico	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
2. Monitoramento Lençol Freático									X			
3. Monitoramento da ETE	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
4. Efluente das Lagoas (Completo)								X			X	
5. Percolados Gerados (Completo)								X			X	
6. Corpo Receptor Mont./Jusante	Frequência não apresentada											

Fonte: Enterpa (2000).

Quadro 5.3 – Cronograma de monitoramento do aterro sanitário de Cuiabá para (2003).

CRONOGRAMA DE MONITORAMENTO DO ATERRO SANITÁRIO DE CUIABÁ-MT - 2003												
Controle Ambiental	Mês/Periodicidade											
	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
1. Monitoramento Geotécnico	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
2. Monitoramento Lençol Freático				X					X			
3. Monitoramento da ETE	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
4. Efluente das Lagoas (Completo)			X					X				
5. Percolados Gerados (Completo)			X					X				

Fonte: Enterpa (2000).

O Parecer Técnico da FEMA-MT nº 377/COINFE/DIMI/2003 (FEMA - MT, 2003), emitido em novembro/2003, afirma que o plano de monitoramento do aterro sanitário proposto pela contratada da Prefeitura Municipal de Cuiabá para os anos 2002 e 2003, não foram executados a contento (exceção apenas para o monitoramento do maciço do aterro), ficando vários componentes sem análise.

Posteriormente o Parecer Técnico nº 412/03 (FEMA - MT, 2003), do mesmo departamento da FEMA-MT, de dezembro/2003, solicita novamente apresentação das análises referente ao monitoramento do lençol freático, entrada e saída do sistema de tratamento de efluente e do corpo receptor conforme havia sido proposto pela Prefeitura de Cuiabá.

Através do ofício nº 169/COINF/DEMIN/05 (FEMA - MT, 2003), encaminha-se ao Secretário Municipal de Infra-Estrutura de Cuiabá, em 18 de abril de 2005 o Termo de Compromisso e Ajustamento de Conduta (TAC), justificando que o empreendimento encontrava-se em operação desde abril de 2003 sem licenciamento ambiental (Licença de Operação), caracterizando durante esse período, que o aterro sanitário de Cuiabá vinha operando de forma inadequada, sem nenhum tipo de controle ambiental.

Diante de tais documentos percebe-se a dificuldade de se realizar a presente pesquisa porque por várias vezes o autor não encontrou condições mínimas para a condução plena do trabalho. Isto é próprio de pesquisas que lançam mão de dados secundários ou de terceiros que não foram designadas para tais tipos de tarefas. Embora tais dificuldades existam, não significa que esses objetivos não possam ser validados.

1.22 CARACTERÍSTICAS FÍSICAS DOS RSU E ALGUNS DADOS RELATIVOS À COLETA E DISPOSIÇÃO FINAL EM CUIABÁ.

Em meados de 2005, a Prefeitura Municipal de Cuiabá, coletava em média 380,00 t/d de resíduos sólidos urbanos. Considerando a população de projeção do IBGE e a geração “per capita” do lixo ser de aproximadamente 0,74 Kg/hab.d, índice característico de cidades cuja população está entre 500.000 e 1.000.000

habitantes, estima-se que deveriam estar sendo coletadas aproximadamente 422 t/d de resíduos sólidos. Diante disso, teoricamente pode ser verificado que aproximadamente apenas 90% do total dos resíduos sólidos urbanos gerados na cidade estariam sendo efetivamente coletados.

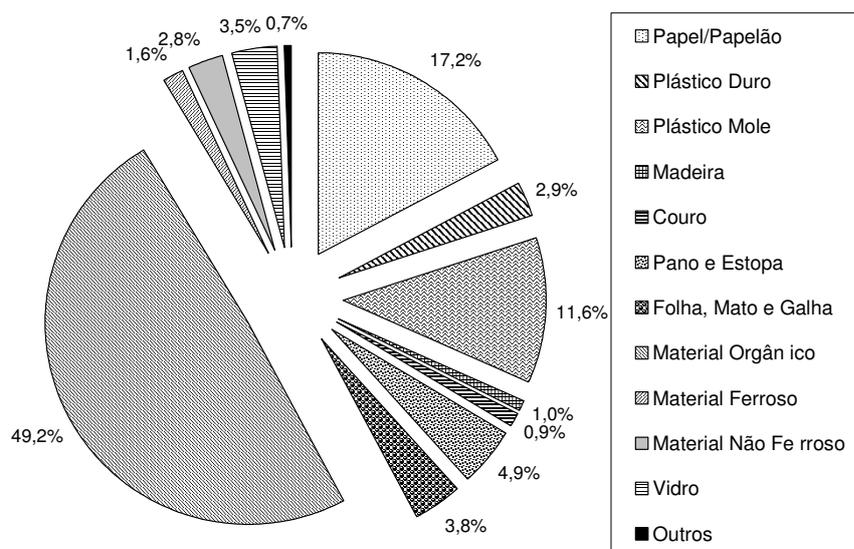
A Tabela 5.2 apresenta a composição gravimétrica do resíduo sólido domiciliar da área urbana de Cuiabá, apresentado em forma de relatório técnico em dezembro de 2000 pela ENTERPA S.A, no atendimento à solicitação da FEMA-MT, referente ao Processo nº 132/91 de licenciamento ambiental.

Tabela 5.2 – Composição gravimétrica do RSU da cidade de Cuiabá

Materiais Existentes	Peso (Kg)	% em Peso
Papel/Papelão	7,93	17,17%
Plástico Duro	1,33	2,87%
Plástico Mole	5,35	11,59%
Madeira	0,45	0,98%
Couro	0,4	0,87%
Pano e Estopa	2,28	4,93%
Folha, Mato e Galha	1,75	3,79%
Material Orgânico	22,73	49,24%
Material Ferroso	0,75	1,63%
Material Não Ferroso	1,3	2,82%
Vidro	1,6	3,47%
Outros	0,3	0,65%
TOTAL	46,15	100,00%

Fonte: Enterpa S.A (2000).

A Figura 5.6 mostra a distribuição percentual de cada material no interior da massa do resíduo sólido domiciliar da área urbana de Cuiabá - MT.



Fonte: Enterpa S.A (2000)

Figura 5.6 – Distribuição dos materiais que compõe a massa de RSU de Cuiabá em porcentagem.

Com o objetivo de comparar a composição gravimétrica do lixo domiciliar de Cuiabá com outras cidades brasileiras, a Tabela 5.3 mostra alguns dados comparativos;

Tabela 5.3 - Comparação entre a composição gravimétrica do lixo domiciliar de Cuiabá com o de algumas outras cidades Brasileiras em (%).

Componentes (%)	* São Paulo (2003)	** Rio de Janeiro (2005)	*** Cuiabá (2000)
Papel e papelão	10,87	10,94	16,7
Embalagem longa vida	1,3	1,00	-
Embalagem PET	0,69	-	-
Plástico	15,81	15,76	14,6
Isopor	0,28	-	-
Vidro	1,72	3,88	5,7
Metais	1,48	1,88	4,0
Pilhas e baterias	0,13	-	-
Trapos	4,00	1,57	6,8
Alumínio	0,69	-	-
Jardinagem	0,78	-	10,0

Continuação da Tabela 5.3.

Terra e pedra	0,76	0,47	-
Madeira	1,59	0,23	-
Matéria orgânica	57,64	62,77	32,0
Outros	1,04	5,32	11,33
Perdas no processo de triagem	1,73	-	-
Borracha	0,25	0,35	-

Fonte: * Conlurb (2005), ** Limpurb (2003), ***Silva (2001).

A Tabela 5.4 mostra a projeção da geração diária e anual de resíduos sólidos urbano em toneladas para o município de Cuiabá, no período de 1999-2003. Tais informações do projeto de recuperação e ampliação do aterro sanitário desenvolvido pela Enterpa Ambiental S/A (2000) visa o prolongamento da vida útil do aterro por um período de aproximadamente cinco anos a partir de Janeiro/1999.

Tabela 5.4 – Projeção da geração diária e anual de RSU em toneladas para o Município de Cuiabá, no período de 1999-2003.

Ano	População (hab.)	Geração Diária de RSU (T)	Geração Anual de RSU (T)	Acumulado (T)
1999	451.547	284	88.608	88.608
2000	457.869	288	89.856	178.464
2001	464.279	292	91.104	269.568
2002	470.779	297	92.664	362.232
2003	477.370	301	93.912	456.144

Fonte: Cuiabá (2000).

O peso específico médio aparente, determinado através de estudos e avaliação em campo pela Secretaria Municipal de Serviços Urbanos de Cuiabá a partir de 1998, encontra-se na faixa de 187,38 a 204,70 kg / m³ (CUIABÁ, 2000).

As quantidades mensais e anuais em toneladas de resíduos sólidos domiciliares e comerciais coletados em Cuiabá, no período de Janeiro/1998 a Junho/2003, estão demonstradas na Tabela 5.5. Nela se observa um razoável incremento das médias mensais de geração de RSU do município de Cuiabá, provavelmente devido ao incremento populacional ou pela melhora na eficiência da coleta em termos de população atendida pelo serviço.

Tabela 5.5 - Quantidade de RSU em toneladas, coletados em Cuiabá entre 1998 e 2003.

Mês	1998	1999	2000	2001	2002	2003
Jan	8.103	8.140	8.739	9.869	10.797	9.679
Fev	7.364	7.160	8.623	8.279	9.216	8.560
Mar	7.985	8.282	8.578	9.549	9.246	8.906
Abr	8.088	7.543	8.104	8.340	9.407	9.139
Mai	7.197	7.331	8.271	9.031	9.238	8.717
Jun	7.351	7.560	8.345	8.668	8.337	8.150
Jul	7.578	7.742	8.020	9.205	8.682	-
Ago	7.874	7.785	9.250	9.364	8.566	-
Set	7.735	8.296	8.857	8.776	9.089	-
Out	8.650	8.749	9.848	10.020	13.762	-
Nov	8.656	8.904	9.649	10.515	10.439	-
Dez	9.108	8.936	10.420	10.778	9.901	-
Total	95.689	96.428	106.704	112.393	116.678	53.152
Média mensal	7.974	8.036	8.892	9.366	9.723	8.859

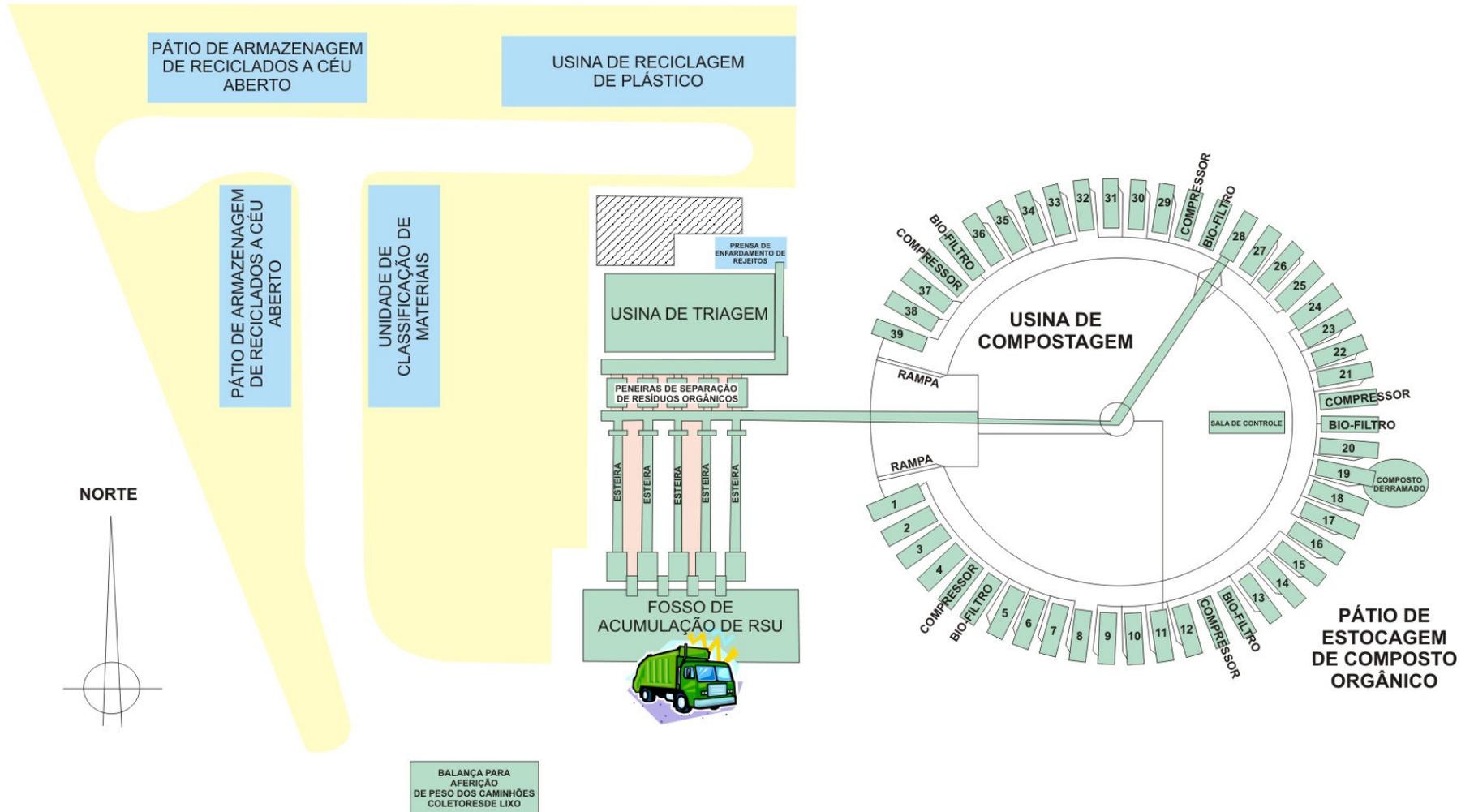
Fonte: SMSU (2003).

(-) não houve pesagem do caminhão devido a balança estar danificada.

1.23 DESCRIÇÃO DA CENTRAL DE DESTINAÇÃO FINAL DOS RESÍDUOS SÓLIDOS DE CUIABÁ

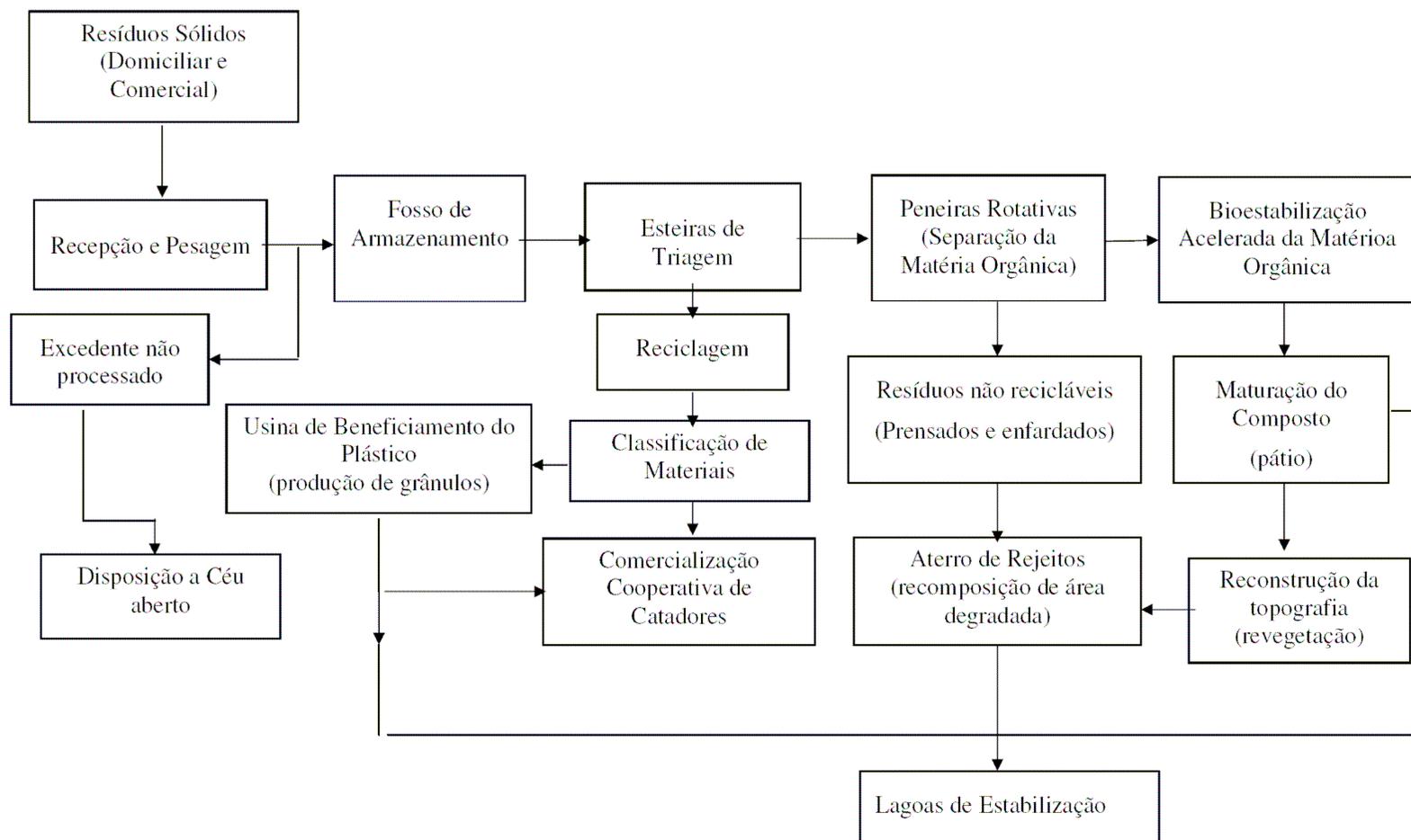
Dentre as unidades que integram a Central de Destinação Final de Resíduos Sólidos de Cuiabá (CDFRS), se destacam a Usina de Triagem e Reciclagem e a Usina de Compostagem. A usina de triagem é composta por cinco linhas de esteiras mecânicas. As usinas contam com um setor de recepção e pesagem do lixo, que procede a aferição do peso de todos os resíduos sólidos que entram na Central, de onde posteriormente são encaminhados ao fosso de recepção.

A CDFRS de Cuiabá possui ainda os setores de classificação, pesagem e armazenamento de materiais recicláveis e dos produtos da compostagem como mostram a Figura 5.7. O caminho percorrido pelos resíduos sólidos urbanos, dentro da Central de Destinação de Resíduos Sólidos de Cuiabá, a partir do setor de recepção é mostrado através do fluxograma na Figura 5.8.



Fonte: Adaptação a partir do original elaborado pela Prodecap (1994).

Figura 5.7 – Planta baixa da Usina de Triagem e Reciclagem



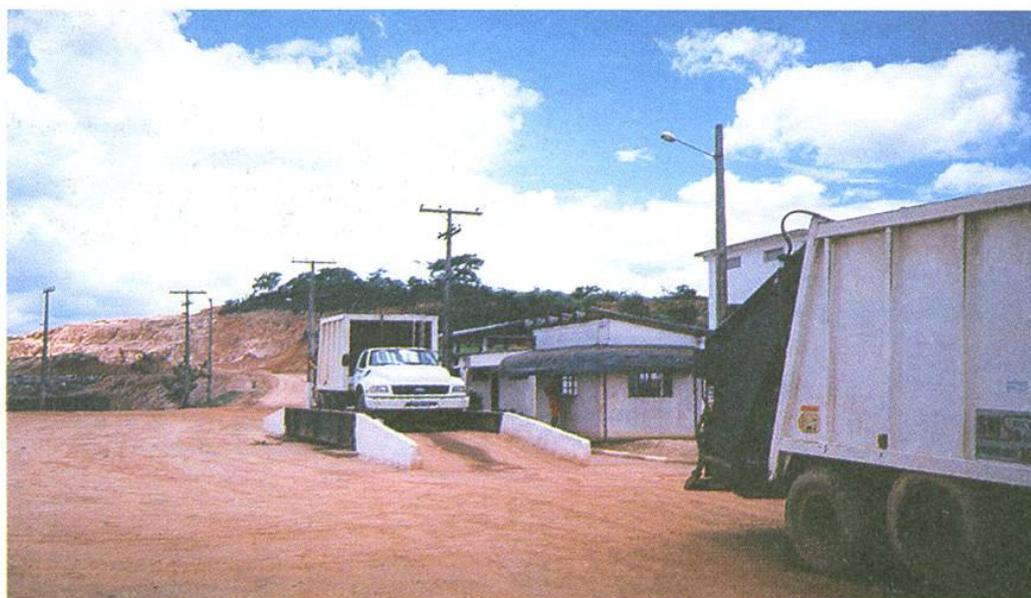
Fonte: Prodecap (1994).

Figura 5.8 – Fluxograma da Central de Destinação Final de Resíduos Sólidos de Cuiabá

1.24 SETOR DE RECEPÇÃO E PESAGEM

O setor de recepção e pesagem da Central tem como função o recebimento, o controle e o armazenamento do lixo na usina. O setor tem como parte integrante uma guarita, uma balança rodoviária, escritório, pátio de recepção do lixo e fosso de acumulação do lixo bruto, e ponto de descarga dos veículos coletores de lixo após o procedimento de pesagem.

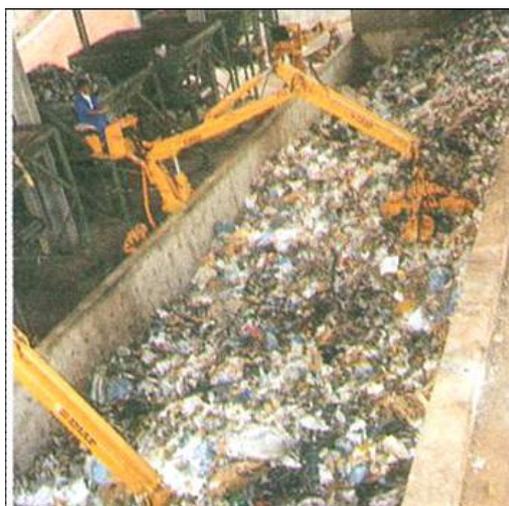
A Figura 5.9 mostra o caminhão coletor compactador, em procedimento de pesagem no setor de recepção dos resíduos sólidos domiciliares e comerciais da cidade de Cuiabá.



Fonte: Cuiabá (2000).

Figura 5.9 - Setor de recepção e pesagem da CDFLC.

A Figura 5.10 mostra o local onde os caminhões coletores depositam o RSU denominado fosso de recepção com capacidade de acumulação de até 900m³, na qual se encontram instalados os equipamentos que abastecem as esteiras de catação, composto por grua hidráulica e moega dosadora.



Fonte: Cuiabá (2000).

Figura 5.10 - Fosso de recepção do RSU da CDFLC.

1.25 SETOR DE TRIAGEM DE MATERIAIS RECICLÁVEIS

Este setor é constituído de um galpão dotado de cinco linhas de esteiras de catação paralelas entre si usadas para triagens manuais dos recicláveis, dispositivos para a separação eletromagnética de metais ferrosos e peneiras para separação da matéria orgânica bruta. A Figura 5.11 mostra: (1) a operação de descarga do caminhão coletor; (2) o fosso de recepção das guias metálicas; (3) as esteiras da usina de triagem.

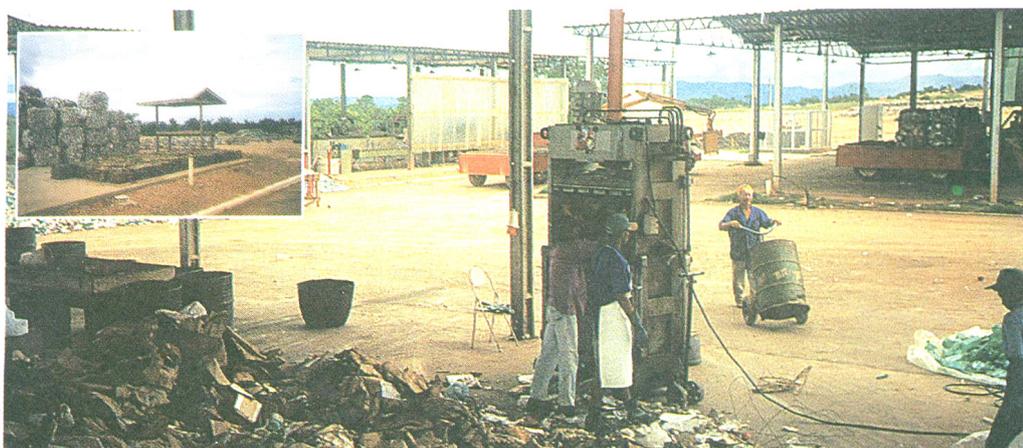


Fonte: Cuiabá (2000).

Figura 5.11 – Ilustração do caminhão em operação de descarga no fosso de recepção (1) e das guias hidráulicas (2) alimentando as linhas de esteiras (3) para separação manual dos materiais recicláveis.

1.26 SETOR DE CLASSIFICAÇÃO, PRENSAGEM E ARMAZENAMENTO DE MATERIAIS RECICLÁVEIS.

Contém duas áreas distintas: uma desprovida de cobertura, com uma área de aproximadamente 300 m², que tem por finalidade o armazenamento dos materiais selecionados, prensagem e enfardamento, e a outra de dimensão parecida, coberta, destinada à classificação dos materiais selecionados nas esteiras de triagem, como mostra a Figura 5.12. No centro, observa-se a prensa hidráulica; no detalhe a esquerda, o material enfardado a ser comercializado; à direita, rejeitos enfardados a serem encaminhados ao aterro e ao fundo a usina de beneficiamento do plástico.

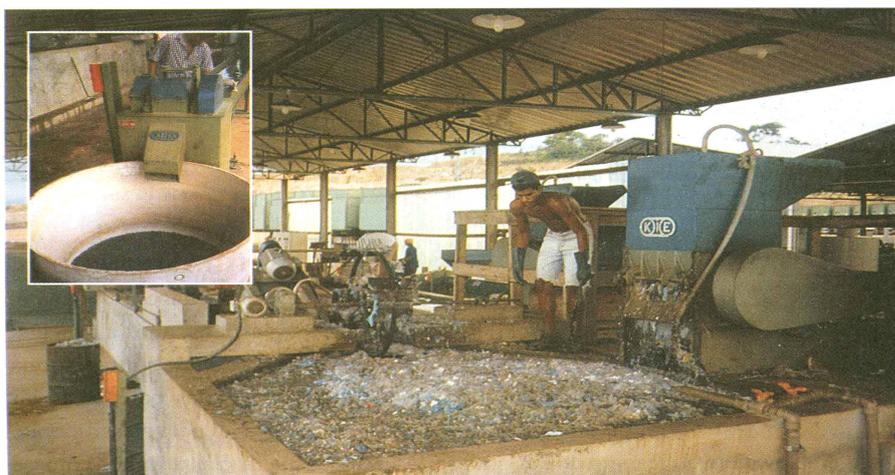


Fonte: Cuiabá (2000).

Figura 5.12 - Setor de classificação, prensagem e armazenamento de materiais recicláveis.

1.27 SETOR DE RECUPERAÇÃO E BENEFICIAMENTO DE PLÁSTICOS.

Unidade responsável pela classificação, armazenamento, moagem, descontaminação, secagem e recuperação dos materiais plásticos oriundos do setor de triagem, conforme se encontra ilustrado na Figura 5.13. No detalhe é visto um tanque de desinfecção e a máquina de picotar o material plástico recuperado.

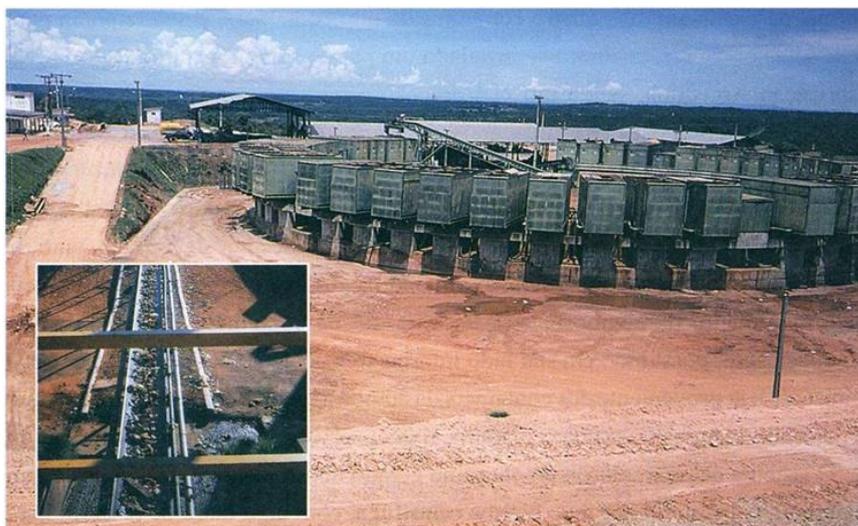


Fonte: Cuiabá (2000).

Figura 5.13 - Setor de recuperação e beneficiamento de plásticos.

1.28 SETOR DE COMPOSTAGEM

Trata-se de uma usina cujo processo de compostagem acelerada de resíduos orgânicos se dá através de aeração forçada (portanto em meio aeróbio) e tem por princípio teórico a não geração de líquidos resultantes da degradação da matéria orgânica. A Figura 5.14 mostra uma visão global dos *containers* na usina.



Fonte: Cuiabá (2000).

Figura 5.14 - Setor de compostagem, apresentado no detalhe esteira de triagem de matéria orgânica.

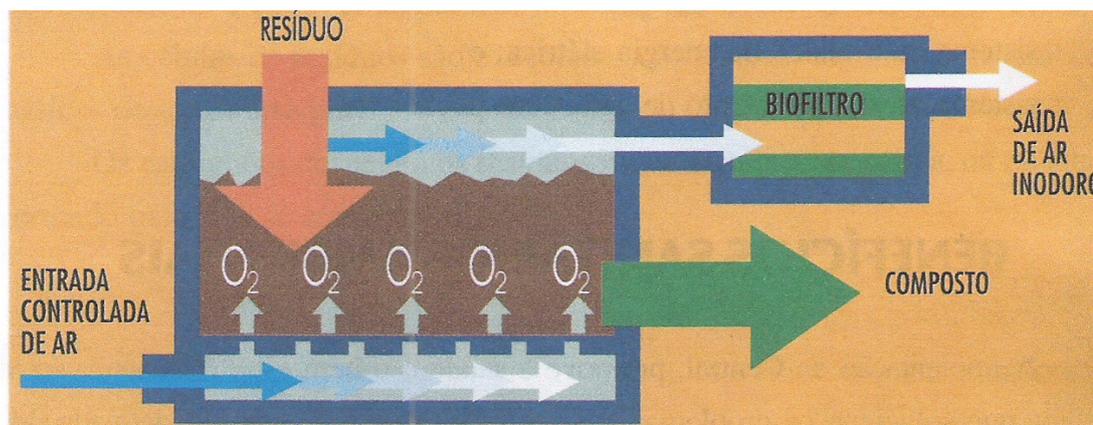
Esta unidade é alimentada por uma esteira (detalhe da Figura 5.14), cujo ponto de origem se dá a partir das peneiras rotativas (que separam o lixo orgânico) instaladas no setor de triagem de materiais recicláveis.

O setor de compostagem é constituído de 39 *containers* dispostos em círculo, conforme ilustra a Figura 5.14. Cada *container* com capacidade unitária de 65 m³, sendo que 61,35 m³ representam o volume útil e 3,65 m³ o volume da câmara de aeração. Para cada grupo de cinco *containers* foi dimensionado um biofiltro que apresenta medidas e formas geométricas idênticas, porém com a finalidade específica de filtrar o ar efluente dos *containers* antes de serem lançados na atmosfera.

Os *containers* são basculáveis constituídos com tubos, perfilados e barras de aço carbono. Possuem parede dupla com isolamento térmico (com placas de poliuretano expandida de 50 mm), fundo falso com 29,00 cm de altura, duas portas basculantes manuais (para permitir a alimentação dos *containers*), porta traseira basculante manual para descarga, três entradas na lateral inferior (para tubulação de injeção de ar na massa), uma saída superior para exaustão do ar, dois pontos na tampa superior e um na lateral superior (com instalação de três termômetros para o controle de temperatura interna) e ponto junto à saída de ar dos *containers*, próximo a entrada de ar dos biofiltros, com a instalação de um analisador de teor de O₂ no ar efluente.

O sistema é provido de um dispositivo de coleta e recirculação da fase líquida resultante do processo de decomposição. A maturação do composto proveniente dos *containers* de compostagem acelerada é feita no pátio desprovido de cobertura, com capacidade de armazenar a produção de 14 dias consecutivos, conforme a descrição feita no manual de operação do processo de compostagem da tecnologia desenvolvido na Alemanha e denominado Kneer, aprovado pela FEMA-MT, (1991).

Um esquema do funcionamento individualizado dos "*containers*" do processo de compostagem com a aeração forçada é mostrado na Figura 5.15.



Fonte: Cuiabá (2000).

Figura 5.15 - Modelo esquemático do funcionamento individualizado dos containers do processo de compostagem com aeração forçada da CDFRSC.

1.29 ATERRO SANITÁRIO

As primeiras células, durante o período da pré-operação, receberam um sistema de impermeabilização basal, composto apenas por uma camada de argila compactada com espessura média de 0,40 metros. A partir de 1998, com a implantação da segunda célula, o sistema de impermeabilização basal passou a ser constituído por geomembranas em Polietileno de Alta Densidade (PAD), com espessura de 1,5 mm e recoberto por uma camada de 1,50 m de argila compactada, visando a sua proteção mecânica.

Em 1999, foi implantado o novo projeto de recuperação e ampliação do aterro sanitário de Cuiabá, visando a apresentar um plano de recuperação ambiental da área assim como, promover o prolongamento da vida útil do aterro, por um período de aproximadamente cinco anos. O projeto foi concebido em consonância com a NBR-843/1985 (ABNT, 1985).

Foram também consideradas as características físicas e químicas do RSU, preconizado pela bibliografia e tomadas como base os dados da cidade de São Paulo, conforme o Quadro 5.4.

Quadro 5.4– Características físicas e químicas do RSU de São Paulo.

Parâmetros	Unidade	São Paulo
Peso Específico compactado	Kg/m ³	800 a 1.200
Umidade	%	61,28
Poder Calorífico	Kcal/Kg	1.300

Fonte: IPT (1995)

Os parâmetros de resistência do material considerado no projeto foram baseados nos testes realizados de cisalhamento direto, que demonstraram que a incorporação de forças de tensão nas fibras presentes nos resíduos é responsável por um aumento na resistência ao cisalhamento para um determinado intervalo de tensão normal. Consta-se, dessa forma, que materiais fibrosos, não coesivos, podem admitir forças de tração, melhorando a resistência ao cisalhamento dos resíduos sólidos.

O Quadro 5.5 mostra os critérios adotados pela Enterpa (2000), quanto aos parâmetros de resistências dos resíduos sólidos considerados novos, isto é, os resíduos lançados no aterro recentemente, o qual ainda não havia sofrido um processo de decomposição da matéria orgânica e de deformalidade, segundo IPT (1995).

Quadro 5.5 - Parâmetros de resistência dos resíduos sólidos “novos”.

Materiais	Coesão em (ft/m²)	Peso Específico em (ft/m)	Ângulo de Atrito em (Graus)
Resíduos Sólidos “Novos”	13,2	0,2133	28°

Fonte: Adaptado de IPT (1995).

Como procedimento técnico de operação do aterro sanitário, o lixo é disposto em camadas de aproximadamente 0,40 m de espessura, que por sua vez recebem uma cobertura diária de terra do próprio local com espessura média de 0,30 a 0,40 m, recebendo uma compactação através do trator de esteira que passa de 3 a 5 vezes, objetivando uma densidade em torno de 1,0 t/m³.

Nas Figuras 5.16 e 5.17 podem ser visualizados aspectos da operação do aterro sanitário de Cuiabá. Cada célula apresenta em média de 4 a 5 metros de altura, em camadas compactadas, dispostas em taludes com inclinação máxima de 1:2, isto é, para cada metro de altura se mantém dois metros na horizontal.

A partir de 2001 foram implantadas células exclusivas para disposição de Resíduos Sólidos de Serviços de Saúde (RSSS), com a denominação técnica de vala séptica. Até 2001, os resíduos sólidos dos serviços de saúde tinham a destinação final em outra área, fora da Central de Destinação Final de Resíduos Sólidos de Cuiabá.



Fonte: Cuiabá (2000)

Figura 5.16 - Operação de cobertura diária dos RSU no aterro sanitário de Cuiabá.



Fonte: Cuiabá (2000)

Figura 5.17 – Aspecto geral da cobertura intermediária e das células do aterro.

Ao final da célula está previsto a implantação da drenagem de águas pluviais, composto por um canal de enrocamento nos taludes definitivos e o plantio de grama nos mesmos, para evitar erosão superficial. As coberturas finais das células foram executadas por meio de recobrimento com material argilo-siltoso, em camadas compactadas com espessura de aproximadamente 0,40m. Como previsto em projeto, após a compactação, as camadas de argila recebem uma cobertura de terra rica em material orgânico, com o plantio de vegetações rasteiras para a proteção contra erosão.

Com a implantação do projeto de expansão do aterro sanitário, Fase III – 3ª etapa, elaborado pela empresa Cidade Ambiental Ltda em dezembro de 2003, foi previsto o acondicionamento de um volume de resíduos sólidos urbanos de aproximadamente 98.104,10 m³, com uma projeção de vida útil de aproximadamente 10 meses e 15 dias, num total de 4 camadas de aterro sobrepostas que correspondem a 21,50 metros de altura. Cada célula tem aproximadamente 5,30 metros de altura, sendo que cinco metros correspondem aos resíduos sólidos dispostos, e os 30cm correspondem ao material de recobrimento, proveniente de jazida do próprio local.

O acompanhamento e monitoramento dos aspectos geológicos, geotécnicos e de estabilidade do aterro buscam a identificação dos impactos como a geração de focos erosivos, movimentos de massa e escorregamentos. As medidas propostas para a mitigação dos impactos decorrentes da execução dos cortes e terraceamentos que, conseqüentemente, comprometem a qualidade hídrica, ocorrem através de inspeções nos pontos críticos em períodos máximos de quinze dias, com o objetivo de proporcionar tomadas de decisões rápidas e eficientes.

A possibilidade de abatimento do substrato rochoso, medida proposta para checar a qualidade dos estudos geotécnicos no aterro, foi acompanhada entre 1999 a 2005, compreendendo o período de monitoramento com o objetivo de aferir a estabilidade da massa aterrada.

1.30 OS SISTEMAS DE DRENAGEM

O sistema de drenagem superficial definitivo do aterro sanitário de Cuiabá é composto de canaletas de berna, sarjetões, descidas rápidas, dissipador de energia e tubulações que tem por objetivo coletar e transportar as águas pluviais até o ponto do corpo receptor, o córrego Ribeirão do Lipa. Tais dispositivos visam minimizar a infiltração da água de superfície na massa de RSU no aterro permitindo apenas a entrada de água de precipitação que atinge diretamente a área da célula.

1.30.1 Drenagem Horizontal para Coleta e Transporte de Percolados

As células que compõe o aterro sanitário possuem drenagem de fundo (constituídos em pedra de mão) com o propósito de coletar todo líquido percolado no interior da massa de resíduos confinados e conduzir às caixas de interligação com o dreno principal que fica localizado paralelamente as células, próximo ao pé do talude.

A determinação das vazões esperadas de líquidos percolados nos módulos da área, e que, em se tratando de um aterro sanitário, devem considerar que as mesmas expressam as vazões dos módulos do aterro estando estes completamente cheios de lixo, no tempo de sua vida útil esgotada. Isso assegura que, durante o período em que o aterro será utilizado, todos os serviços de drenagem de percolados estarão superdimensionados. A vazão média da drenagem de percolados foi calculada pelo “Método Suíço”, aplicando-se a Equação 5.1 nas frações da área denominadas módulos e nas especificações técnicas do Edital CI0/ 94 - PRODECAP (1994).

$$Q_p = (P.A.K) \quad \text{Equação 5.1}$$

Onde:

Q_p = Vazão média de líquidos percolados
em (l/s)

P = Precipitação média anual = 1.350 mm

S= Área do aterro	= 95.000 m ²
K = Constante de compactação	= 0,30
T = Tempo em segundos equivalentes em um ano	= 31.536.000s

$$Q_p = 1,22 \text{ l/s}$$

$$Q_p = 0,00122 \text{ m}^3/\text{s}$$

Para o dimensionamento da rede de percolado foi utilizada a Equação do escoamento, considerando que o escoamento através das estruturas de drenagem superficial em aterros sanitários se dá em geral, dentro da faixa de transição entre o regime laminar e o turbulento. A Equação mais adequada para descrever tal escoamento é a “Equação de Wilkins” aplicável aos escoamentos com número de Reynolds entre 1,0 e 3.000.

$$V = C_v \cdot I^{0,54} \qquad \text{Equação 5.2}$$

onde:

C_v = Coeficiente de Velocidade

I = Declividade do dreno (mm)

Para efeito de cálculo da velocidade, os valores do Coeficiente de Velocidade (C_v) para cada material comumente utilizado nos drenos, são apresentados no Quadro 5.6.

Quadro 5.6 – Valores dos Coeficientes de Velocidade em função do material utilizado.

Material	Diâmetro Nominal	Sy	Ds	Rh	Cv
	(cm)	(cm ⁻¹)	(cm)	(cm)	(cm/s)
Brita 2	2	3,94	1,52	0,21	10,75
Brita 3	2,5	3,15	1,91	0,26	12,02
Brita 4	5	1,58	3,8	0,52	16,98
Brita 5	7,5	1,1	5,46	0,74	20,35

Sy - área; Ds - diâmetro; Rh-raio hidráulico; Cv - velocidade
Fonte: Epal (1999)

Conhecida a vazão a ser drenada (Qp) e a menor inclinação do dreno (situação mais crítica em termos de dimensionamento) que é de 0,5%, adotou-se a brita 4, obtendo o valor de Cv através do Quadro 5.6. A velocidade de escoamento foi determinada através da Equação 5.3.

$$V = C_v \cdot (I)^{0,54} \quad \text{Equação 5.3}$$

$$V = C_v \cdot (I)^{0,54} = 16,68 \times (0,005)^{0,54} = 0,9714 \text{ cm/s} = 0,009714 \text{ m/s}$$

Para o dimensionamento da seção dos drenos baseou-se nos fundamentos da Mecânica dos Fluidos utilizando-se para o cálculo a Equação da continuidade a seguir:

$$Q_p = S \cdot V \quad \text{Equação 5.4}$$

$$S = Q_p / V \quad \text{Equação 5.5}$$

$$S = 0,00122 / 0,009714$$

$$S = 0,13 \text{ m}^2$$

Visando a compensar possíveis reduções da seção transversal devido a eventuais problemas de colmatção foi aplicado um fator de segurança 2 sobre o valor da seção de dreno calculada. Através destes cálculos, concluiu-se que a área mínima da seção do dreno implantado é de 0,26 m².

A drenagem de fundo implantada é do tipo espinha de peixe, construída da seguinte forma: abertura de vala de 1,00 metro de profundidade por 0,60 de largura, no sentido de montante para jusante, partindo da cota maior para cota menor, com um caimento de 0,5% ao longo do trecho. Após a abertura da vala, o canal foi revestido por uma manta Bedin® posteriormente recoberta com uma camada de pedra de dreno nº 4 com aproximadamente 0,40 metro de espessura, onde uma tubulação de diâmetro 150 mm de PVC rígido, perfurada, foi assentada. Posteriormente, foi executado o preenchimento da vala com brita nº 4 até a superfície (CUIABÁ, 2000). A Figura 5.18 mostra a implantação de drenos horizontais em uma das células do aterro.



Fonte: Cuiabá (2000)

Figura 5.18 - Implantação de drenos horizontais nas células do aterro sanitário

1.30.2 Drenagem Vertical para Coleta e Transporte dos Gases

Dispositivo que tem a função de remover, por exaustão, todos os gases gerados em várias fases do processo de decomposição anaeróbia da matéria orgânica

contida na massa confinada. Ao mesmo tempo, essa estrutura serve como dreno de percolados que capta o lixiviado nas camadas intermediárias do aterro, conduzindo-os até os drenos horizontais de fundo. Os gases drenados são queimados em cada chaminé na superfície.

O sistema de coleta de gases no aterro sanitário de Cuiabá é formado por tubos de concreto com diâmetro de 1,0 m, perfurados, assentados verticalmente, envolvidos por um dreno de pedra de mão com espessura de aproximadamente 0,80 metros, e o espaçamento entre os drenos verticais é de 50 metros. Ao atingir a cota máxima do aterro, os drenos ficam expostos a pelo menos 1,50 m acima da superfície.

A Figura 5.19 mostra a implantação de um dreno de coleta de gases no aterro sanitário de Cuiabá.



Fonte: Cuiabá (2000).

Figura 5.19 - Implantação dos drenos de gases no aterro sanitário de Cuiabá.

1.31 SISTEMA DE TRATAMENTO DE LÍQUIDOS PERCOLADOS

O sistema de tratamento de percolados gerados no aterro sanitário e nos demais setores, como os oriundos da drenagem do pátio de estocagem da usina de triagem e reciclagem, é composto por lagoas de estabilização. Tal sistema de

tratamento é constituído por um tanque de equalização de vazões, uma lagoa anaeróbia e duas lagoas facultativas.

A disponibilidade de áreas de baixo custo por ha, aplicabilidade e eficiência do sistema, quanto aos termos de remoção de DBO, DQO e microorganismos patogênicos, foram fatores levados em consideração na escolha do tipo de sistema implantado para o tratamento dos efluentes.

O sistema de tratamento implantado foi dimensionado para atender somente o módulo norte do aterro, atualmente em pleno funcionamento. Quanto ao módulo sul, um sistema idêntico ao módulo norte deverá ser implantado conforme demonstra o fluxograma apresentado na Figura 5.20. As dimensões das unidades que compõem o sistema de tratamento de efluente do aterro no módulo norte, de acordo com o projeto construtivo, estão dispostas na Tabela 5.6.

Tabela 5.6 - Dimensões das lagoas de estabilização do sistema de tratamento de efluente do aterro sanitário de Cuiabá.

Componente	Volume m ³	Área m ²	Profundidade M	Comprimento m	Largura m
Tanque de equalização	162	162	1	18	9
Lagoa anaeróbia	864	288	3	24	12
Lagoa facultativa I	11353,50	5.046	2,25	174	29
Lagoa facultativa II	3600	1600	2,25	80	20
Total		7096			

Fonte: Prodecap (1994).

1.32 CARACTERÍSTICAS CONSTRUTIVAS DAS LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO

As lagoas de estabilização apresentam formato retangular, com inclinação de talude de um metro na vertical para três metros na horizontal. Possuem revestimento em concreto projetado com espessura de 3,00 cm, armada com tela fina, objetivando eliminar as fissuras devido a retração do concreto. A lagoa anaeróbia apresenta uma

relação entre comprimento e largura de 2:1, e as lagoas facultativas I e II, 6:1 e 4:1, respectivamente.

O dimensionamento da lagoa anaeróbia teve como base uma taxa de aplicação volumétrica de carga orgânica de 25 kg de DBO/100 m³.dia, e o tempo de detenção hidráulico de 8 dias, visando a minimizar os problemas de mau cheiro. A eficiência inicialmente prevista do tratamento em termos de remoção de matéria orgânica nessa etapa era de aproximadamente 65%.

No dimensionamento das lagoas facultativas foram levados em conta os parâmetros adotados no dimensionamento da lagoa anaeróbia, vazão de despejo afluente e a carga poluidora após tratamento anaeróbico. A Figura 5.20 mostra o sentido de fluxo a partir da entrada do sistema de tratamento de efluentes do aterro sanitário de Cuiabá e aspectos gerais do sistema.

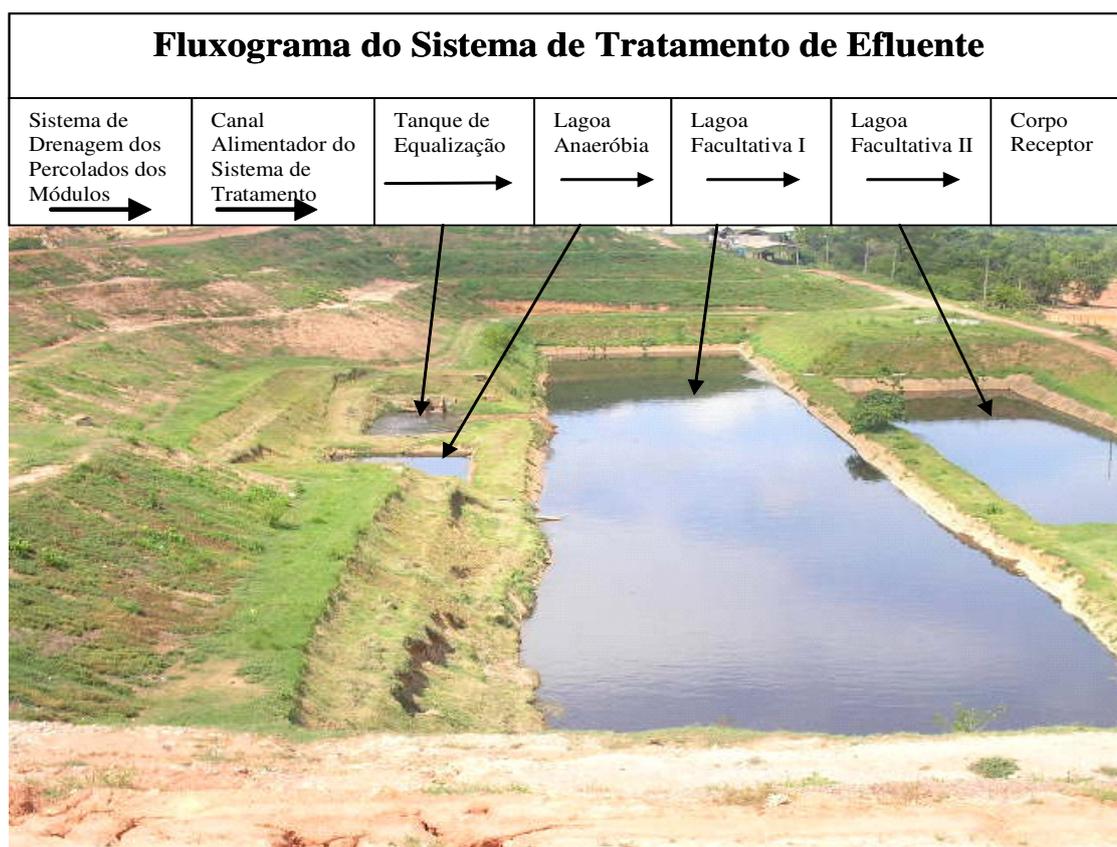


Figura 5.20 - Fluxograma e aspectos atuais do sistema de tratamento de efluente do aterro sanitário.

6. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Por meio dos dados obtidos junto aos arquivos do órgão estadual do meio ambiente - SEMA-MT, constatou-se que a partir de julho de 1999 (após o período de pré-operação do aterro), houve uma maior frequência, embora não atendendo todas as exigências do órgão fiscalizador, quanto ao monitoramento da qualidade das águas superficiais do Ribeirão do Lipa e na área de influência do aterro. Tal plano de monitoramento teve como finalidade avaliar o impacto causado pelo lançamento do efluente do aterro após tratamento em nível secundário.

A apresentação das características do efluente tratado, das águas subterrâneas e do corpo receptor são discutidos à luz da legislação ambiental vigente e literaturas disponíveis tais como: os valores fixados pela Resolução CONAMA nº 357 de 17.03.05, tanto para padrões de lançamento como para as águas superficiais de Classe 2 e a Portaria nº 518/04 do Ministério da Saúde, quanto aos padrões de potabilidade das águas de poços.

Os resultados do monitoramento, obtidos ao longo do tempo na área de influência do aterro sanitário de Cuiabá, no efluente bruto e no efluente das lagoas, mostram claramente o potencial e a intensidade dos impactos ambientais negativos que um empreendimento dessa natureza é capaz de causar ao meio ambiente, entretanto, os parâmetros analisados não apresentaram frequências regulares quanto às coletas e análises de amostragens, tornando impossível a elaboração do estudo estatístico. Parâmetros de importância como a vazão do efluente bruto e a vazão do corpo receptor apresentaram números insuficientes de amostras para permitir uma avaliação conclusiva, porém, poderá servir apenas para apontar tendências, através de embasamentos técnicos em dados da literatura e ou em trabalhos realizados.

1.33 CARACTERÍSTICAS DO EFLUENTE BRUTO (PERCOLADOS)

A Tabela 1-I do Anexo I apresenta o sumário estatístico dos estudos elaborados com base nos dados de monitoramento, referente às amostras coletadas do efluente bruto na caixa de entrada do sistema de tratamento de percolados (tanque de equalização).

Os valores médios dos parâmetros monitorados no efluente bruto do aterro sanitário de Cuiabá, no período de 1999 a 2005 são apresentados na Tabela 6.1.

Tabela 6.1 - Sumário Estatístico do efluente bruto (percolado) do aterro sanitário de Cuiabá, no período de 1999 a 2005.

Parâmetro	Unidades	Média	Mínimo	Máximo	Desvio Padrão	Nº de Amostras
Temperatura do ar	° C	29,95	15,00	37,50	4,24	49
Temperatura da água	° C	29,58	20,00	37,50	3,17	50
pH	Adimensional		5,70	9,14		49
DQO	mg/L	10840	1552	47348	9366	50
DBO	mg/L	5717	580	30351	6027	50
ST	mg/L	19909	3580	59908	9900	48
*STF	mg/L	9780	6050	14780	4501	3
*STV	mg/L	5087	310	10840	5333	3
*SST	mg/L	1320	1320	1320	-	1
*SDT	mg/L	16100	16100	16100	-	1
Óleo e Graxas	mg/L	35,23	0,00	211,20	49,00	49
OD	mg/L	0,00	0,00	0,00	0,00	50
Coli. Totais	NMP/100 mL	$8,9 \times 10^7$	$3,4 \times 10^2$	$1,6 \times 10^9$	$3,2 \times 10^8$	50
Coli. Fecais	NMP/100 mL	$1,1 \times 10^8$	$1,0 \times 10^2$	$3,6 \times 10^9$	$5,5 \times 10^8$	50
*Vazão	L / s	0,63	0,02	1,23	0,46	13
*Cor Aparente	mgpt/L	10536	307	16700	8920	3
*Cor Verdadeira	mgpt/L	6312	6312	6312	-	1
*Dureza Totais	mg/L CaCO ₃	454	70	871	401	3
*SS	ml/L	0,10	0,10	0,10	0,00	3
*Turbidez	NTU	1021	724	1376	330	3
*Condutividade (25°C)	µS/cm	11937	2790	29900	15558	3
*Alumínio	mg/L	0,11	0,11	0,11	-	1
Bário	mg / L	18,68	0,31	56,00	22,71	5
Boro	mg / L	1,52	1,00	2,30	0,60	5
Cádmio	mg / L	0,06	0,02	0,10	0,04	4
Chumbo	mg / L	0,50	0,10	1,45	0,64	4
Cianeto	mg / L	0,09	0,01	0,13	0,05	5
Cobre	mg / L	7,33	0,06	42,80	17,38	6
Cromo Total	mg / L	2,89	0,08	8,45	3,78	4
Cromo Hexavalente	mg / L	0,40	0,05	1,89	0,73	6
Cromo Trivalente	mg / L	1,95	0,01	8,40	3,63	5
Ferro Total	mg / L	8,92	0,39	12,80	5,80	4
Ferro Sol.	mg / L	1003	3,05	5672	2291	6
*Fluoretos	mg/L	2,71	0,49	4,93	3,14	2

Continuação da Tabela 6.1:

Parâmetro	Unidades	Média	Mínimo	Máximo	Desvio Padrão	Nº de Amostras
Mangânes Total	mg / L	4673	6	14000	8078	3
Manganês Solúvel	mg / L	3,18	0,70	7,40	3,19	4
Mercurio	mg / L	0,02	0,00	0,07	0,03	4
Níquel	mg / L	0,40	0,10	1,09	0,39	5
Nitrogênio Amoniacal	mg / L	2884	0,78	15225	6099	6
*Nitrato	mg / L	65,6	3,0	128,2	88,5	2
Nitrito	mg / L	6,71	0,20	20,0	9,04	4
*Nitrogênio Total	mg / L	149	124	173	35	2
Prata	mg / L	0,06	0,02	0,10	0,04	5
Selênio	mg / L	0,14	0,05	0,35	0,12	5
*Sulfato	mg / L	27,6	23,8	31,3	5,3	2
Zinco	mg / L	3,15	0,20	16,7	6,6	6
Fenol	mg / L	0,65	0,05	2,63	1,01	6

(-) impossível de ser calculado devido ao tamanho da amostra.

(*) Os itens apresentam pequeno número de amostragens insuficientes para comentários conclusivos, contudo são aqui registrados para demonstrar que as mesmas foram realizadas.

Fonte: SEMA - MT (1999-2005).

Uma forma de se avaliar a variação de alguns parâmetros monitorados no percolado do aterro sanitário de Cuiabá, é compará-los aos intervalos de variação de outro aterro brasileiro. Na Tabela 6.2 estão representados os intervalos de variação de alguns parâmetros nos percolados do aterro sanitário de São Giácomo, em Caxias do Sul (RS), no período de 1994 a 1997, segundo Pessim *et al.* (1997 *apud* PESSIM *et al.*, 2003).

Tabela 6.2 – Percolados de aterro sanitário de São Giácomo em Caxias do Sul - (RS), no período de 1994 a 1997.

Parâmetros Monitorados	Intervalo Observado	
	Mínimo	Máximo
pH	5,7	8,4
DQO (mg/L)	588	49.680
DBO (mg/L)	99,0	26.799
Nitrogênio total (mg/L)	143	1.494
Nitrogênio amoniacal (mg/L)	0,6	1.258
Nitrogênio orgânico (mg/L)	7,8	888
Alumínio (mg/L)	0,19	15,4
Bário (mg/L)	0,112	9,7
Cádmio (mg/L)	<0,003	0,216

Continuação da Tabela 6.2.

Cromo total (mg/L)	0,003	0,325
Chumbo (mg/L)	<0,026	5,72
Cobre (mg/L)	0,008	2,41
Ferro (mg/L)	5,86	24,32
Manganês (mg/L)	0,043	2,07
Níquel (mg/L)	0,063	2,33
Zinco (mg/L)	0,081	3,22

Numa avaliação dos parâmetros pesquisados nos dois aterros em questão pode-se observar que os valores estão dentro de uma mesma faixa de variação, à exceção do nitrogênio total, nitrogênio amoniacal, manganês, cobre, cromo e bário. Essa variação pode estar relacionada com períodos diferentes de investigação e com a variação da composição quali-quantitativa, entre os resíduos sólidos gerados em diferentes locais.

1.33.1 Discussão dos Resultados Obtidos nos Estudos do Efluente Bruto.

A Figura 6.1 apresenta a distribuição temporal da concentração dos parâmetros DQO e DBO no efluente bruto do aterro sanitário em estudo.

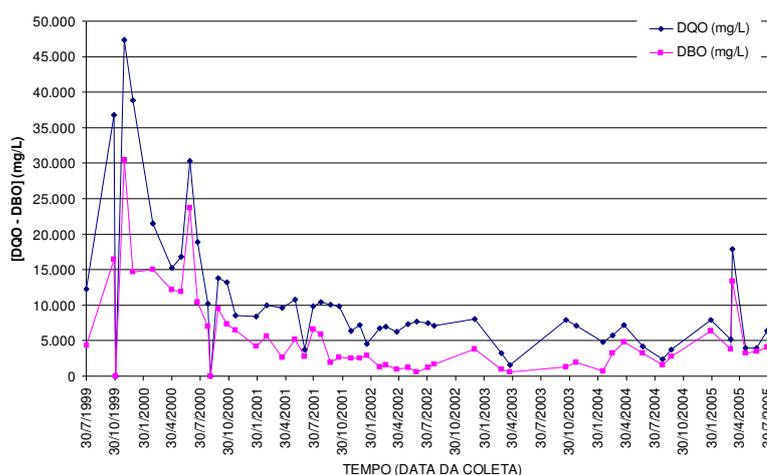


Figura 6.1 - Distribuição temporal da DQO e da DBO do efluente bruto do aterro sanitário de Cuiabá no período de 30/07/99 a 30/07/05.

Através da distribuição dos dados de DBO e DQO representados na Figura 6.1, pode-se constatar que durante os anos de 1999 e 2000, foram registrados os valores de DQO e DBO mais elevados (fase correspondente ao início da operação do aterro). Isso se deve, provavelmente, à baixa atividade biológica, característica de período de adaptação e fixação das colônias, no meio. Com o decorrer dos anos, verifica-se a tendência de estabilização da matéria orgânica presente no RSU, apresentando variações de valores menos acentuadas, à exceção dos obtidos no dia 30/04/05, que apresentam um resultado atípico. Tal fato pode ser resultante de uma fonte não identificada, ou são resíduos sólidos provenientes de atividades diferenciadas aos dos RSU, considerada como contribuição anômala.

No geral, observa-se a tendência de uma estabilização quanto aos valores de DBO e DQO. Verifica-se, também, que os valores de DBO sofreram variações no decorrer do tempo compatíveis com as variações dos valores de DQO, representando coerência nos dados obtidos nas análises, com as faixas de variações. À medida que o processo de degradação biológica evolui, as concentrações de matéria orgânica, sólidos dissolvidos e outros componentes diminuem significativamente, confirmando com Pessin *et al.* (2002 *apud* PESSIN, 2003). Pode-se observar na Figura 6.1 e na Tabela 1–I do Anexo I que a matéria orgânica expressa em termos de DQO diminui drasticamente no período de 300 a 400 dias, caracterizando a passagem da fase ácida para a fase metanogênica.

Os teores elevados de Fe e Mn podem causar inibição ao processo de degradação dos orgânicos, condicionados principalmente aos parâmetros pH, temperatura e o potencial redox. O ferro e o manganês presentes na fase líquida podem estar sob a forma oxidada, e ou reduzida. Meios cujo pH encontra-se abaixo de 7,5, com predominância de baixas concentrações de oxigênio e baixo potencial redox, favorecem a inteira redução de Fe^{3+} a Fe^{2+} . A forma reduzida do ferro torna-o solúvel, principalmente, na forma de bicarbonato ($Fe(HCO_3)_2$), ou como íon Fe^{3+} em equilíbrio com o hidróxido de ferro ($Fe(OH)_3$), após sua oxidação. Pode também estar na forma de suspensão, adsorvida a partículas e complexada à substância orgânica.

Por outro lado, a forma reduzida do ferro precipita-se sob a forma de Fé (OH)₂, FeCO₃ e FeS. O manganês reage de maneira semelhante ao ferro. No ciclo biogeoquímico do Fe e Mn, as bactérias participam de duas maneiras: oxidando esses elementos para obtenção de energia e metabolizando a matéria orgânica complexada ao ferro e manganês, precipitando-os (SIQUEIRA, 2004).

Com relação à geração de percolados foram observados poucos registros de vazão de efluentes do aterro sanitário (13 registros), como mostra o sumário estatístico (Tabela 6.1) oriundo dos boletins de monitoramento (1999 a 2005), o que impossibilitou obter conclusões mais precisas, uma vez que a coleta dos dados se deu com grande variação temporal, constituindo meses pouco representativos, nos períodos de chuva e de estiagem.

Porém, um estudo elaborado pela Enterpa (2000), envolvendo o monitoramento da vazão de percolados e a precipitação (balanço hídrico), embora pouco representativo em termos de amostragem dos parâmetros hidrológicos, demonstra a tendência de aumento da geração de vazão de percolados no aterro sanitário de Cuiabá no período de janeiro a março de 2000.

O mês de julho representa o mês de pico, no período de estiagem, enquanto os meses de janeiro, fevereiro e março representam o período das águas. Os dados de geração de percolados acompanhados da sazonalidade do período de chuvas e estiagem, respectivamente, podem ser vistos na Tabela 6.3.

Os baixos volumes de percolados gerados principalmente na época da estiagem, que se estende até o final do mês de setembro (Anexo V), servem para mostrar apenas as tendências com relação à geração de percolados no aterro sanitário. Comparando os dados hidrológicos da estação meteorológica de Cuiabá (Tabela 5.1) com os dados coletados no aterro pode-se observar uma tendência de coerência entre os dados de precipitação e, ao mesmo tempo, verifica-se certa correlação entre o incremento da geração de vazão de percolados com o aumento da intensidade e frequência das precipitações, embora o período de monitoramento tenha sido muito curto.

Esse fato pode estar relacionado, principalmente, com a ineficiência do sistema de drenagem das águas superficiais e com a vulnerabilidade do sistema de

cobertura final implantado, nas primeiras células do aterro, permitindo a infiltração de água de chuva.

A Tabela 6.3 apresenta a relação entre a geração de vazão de percolados e a precipitação no aterro sanitário de Cuiabá, no período de janeiro a julho de 2000, resultado do monitoramento realizado pela Enterpa Ambiental S.A.

Tabela 6.3 – Relação entre a geração de vazão de percolados e a precipitação sobre o no aterro sanitário de Cuiabá, no período de janeiro a julho de 2000.

Data	Jan/2000		Fev/2000		Mar/2000		Jul/2000
	Vazão (L/s)	Precipitação (mm)	Vazão (L/s)	Precipitação (mm)	Vazão (L/s)	Precipitação (mm)	Vazão (L/s)
1	1,29	27,00	0,78	0,00	0,78	11,00	0,22
2	1,29	29,50	0,78	7,00	0,78	9,50	0,22
3	1,29	0,00	0,78	0,00	0,78	0,00	0,22
4	0,78	0,00	0,78	0,00	0,78	0,00	0,22
5	0,78	0,00	0,78	0,00	0,78	0,00	0,22
6	0,78	0,00	0,78	30,00	0,78	0,00	0,22
7	0,78	0,00	1,29	0,00	0,78	0,00	0,22
8	0,78	0,00	0,78	12,10	0,78	23,00	0,22
9	1,29	35,00	1,29	3,10	0,78	0,00	0,22
10	2,53	0,00	1,29	4,50	0,78	0,00	0,22
11	1,29	0,00	1,29	7,00	0,78	16,00	0,22
12	0,78	0,00	1,29	8,50	0,78	16,00	0,22
13	0,78	37,40	0,78	0,00	1,29	97,00	0,22
14	1,29	0,00	0,78	0,00	2,53	6,00	0,22
15	2,53	0,00	0,78	51,40	2,53	30,80	0,22
16	1,29	4,40	2,53	0,00	2,53	37,20	0,22
17	0,78	0,00	2,53	0,00	2,53	7,00	0,22
18	0,78	0,00	1,29	0,00	2,53	10,00	0,22
19	0,78	8,00	0,78	0,00	2,53	17,00	0,22
20	0,78	0,00	0,78	33,50	1,29	0,00	0,22
21	0,78	3,00	1,29	29,00	1,29	0,00	0,22
22	0,78	0,00	1,29	32,80	0,78	8,00	0,22
23	0,78	0,00	2,53	0,00	0,78	0,00	0,22
24	0,78	7,00	1,29	0,00	0,78	24,50	0,22
25	0,78	0,00	0,78	0,00	1,29	0,00	0,00
26	0,78	22,00	0,78	0,00	0,78	0,00	0,00
27	1,29	22,00	0,78	0,00	0,78	0,00	0,00
28	1,29	0,00	0,78	0,00	0,78	0,00	0,00
29	0,78	0,00	0,78	8,50	0,78	0,00	0,00
30	0,78	0,00	-	0,00	0,78	0,00	0,00
31	0,78	0,00	-	0,00	0,78	0,00	0,00
Total	32,27	195,30	32,46	227,40	36,72	313,00	5,28
Médias	1,04	6,30	1,12	7,34	1,18	10,10	0,17

Fonte: Enterpa Ambiental S.A (2000)

* no mês de julho a precipitação observada foi igual a zero.

1.34 CARACTERÍSTICAS QUALITATIVAS DO EFLUENTE TRATADO

A Tabela 6.4 apresenta o sumário estatístico dos parâmetros de qualidade do efluente tratado registrados nos boletins de monitoramento, antes do seu lançamento no corpo receptor (Ribeirão do Lipa).

Tabela 6.4 – Sumário estatístico das características do efluente do aterro sanitário tratado, no período de 1999 a 2005.

Parâmetro	Unidade	Média	Mínimo	Máximo	Desvio Padrão	Nº de Amostras	**CONAMA 357/05
Temperatura do ar	° C	30,86	15	40	4,23	57	-
Temperatura da água	° C	29,60	21	38	3,70	58	40
pH	Adimensional		6,91	9,28		58	5 a 9
DQO	mg/L	733	132	2225	446	58	-
DBO	mg/L	298	43	948	236	58	-
ST	mg/L	2107	940	4983	899	57	-
STF	mg/L	1317	410	2840	616	45	-
STV	mg/L	572	230	1100	199	45	-
SST	mg/L	446	20	1710	394	39	-
SDT	mg/L	1467	80	4651	932	41	-
Óleo e Graxas	mg/L	10,33	0	98	17,03	58	-
OD	mg/L	2,30	0	19	3,52	58	-
Coli. Totais	NMP/100 mL	$9,1 \times 10^7$	$1,5 \times 10^3$	$2,3 \times 10^9$	$3,8 \times 10^8$	54	-
Coli. Fecais	NMP/100 mL	$8,6 \times 10^7$	$7,3 \times 10^2$	$2,3 \times 10^9$	$3,8 \times 10^8$	54	-
Vazão	L / s	3,70	0	25,8	6,94	36	$1,5 \times V_m$
*Cor Aparente	mgpt/L	1170	90	2250	1527	2	-
*Dureza Total	mg/L CaCO ₃	196	34	285	141	3	-
*SS	MI/L	0,95	0,1	1,8	1,20	2	1
*Turbidez	NTU	222	214	230	11	2	-
*Alumínio	mg/L	0,09	0,072	0,1	0,02	2	-
*Arsênio	mg/L	0,10	0,1	0,1	0,00	2	0,5
Bário	mg / L	0,84	0,26	2,1	0,85	4	5
Boro	mg / L	0,41	0,1	1	0,41	4	5
*Cádmio	mg / L	0,07	0,01	0,1	0,05	3	0,2
*Chumbo	mg / L	0,11	0,1	0,12	0,01	3	0,5
Cianeto	mg / L	0,05	0,001	0,1	0,05	4	0,2
Cloretos	mg/L	743	225	1029	344	5	-

Continuação: Tabela 6.4

Parâmetro	Unidade	Média	Mínimo	Máximo	Desvio Padrão	Nº de Amostras	**CONAMA 357/05
Cobre	mg / L	2,45	0,006	12,1	5,40	5	1
Cromo Total	mg / L	0,15	0,01	0,47	0,21	4	-
Cromo Hexavalente	mg / L	0,03	0,001	0,07	0,03	5	0,5
*Cromo Trivalente	mg / L	0,16	0	0,447	0,25	3	2
Ferro Total	mg / L	7,77	5,44	9,8	1,90	5	-
Ferro Solúvel	mg / L	4,55	2,3	6,7	1,84	4	15
Fosfato Total	mg / L	13,62	2,45	25,15	11,34	4	-
Manganês Total	mg / L	3,83	0,23	12,8	5,39	5	-
Manganês Solúvel	mg / L	0,81	0,12	2,51	1,00	5	1
Merúrio	mg / L	0,00	0,001	0,007	0,00	3	0,01
Níquel	mg / L	0,09	0,002	0,15	0,06	4	2
Nitrogênio Amoniacal	mg / L	18,28	0,02	53,15	23,56	5	-
Nitrito	mg / L	0,60	0,02	1,4	0,72	5	-
Prata	mg / L	0,02	0,008	0,02	0,01	4	0,1
Selênio	mg / L	0,06	0,01	0,1	0,04	4	0,05
Zinco	mg / L	0,07	0,007	0,194	0,08	4	5
Fenol	mg / L	0,05	0,007	0,1	0,04	5	0,5
*Condutividade (25°)	µS/cm	3660	3060	4260	849	2	-

Fonte: Boletins de Monitoramento SEMA-MT (1999 A 2005)

(-) impossível de ser calculado devido ao tamanho da amostra.

(*) Os itens apresentam pequeno número de amostragens,insuficientes para comentários conclusivos, contudo são aqui registrados para demonstrar que as mesmas foram realizadas.

**Resolução CONAMA nº357/05 (Artigo 34).

Com o objetivo de se estudar o comportamento dos principais parâmetros físico-químicos monitorados no efluente tratado do aterro sanitário, foram analisadas as variações dos valores médios obtidos nas amostras coletadas do efluente bruto e do efluente tratado ao longo do período estudado.

Com a ausência de padrões de lançamento na Resolução CONAMA nº 357/05, para efeito comparativo utilizou-se os padrões fixados pelos Estados de Alagoas, Goiás, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais, Paraíba, Rio Grande do Sul, Santa Catarina e São Paulo.

A Figura 6.2 mostra a variação temporal dos valores de Demanda Química de Oxigênio (DQO) dos efluentes bruto e tratado ao longo do período de amostragens (julho/1999 a julho/2005).

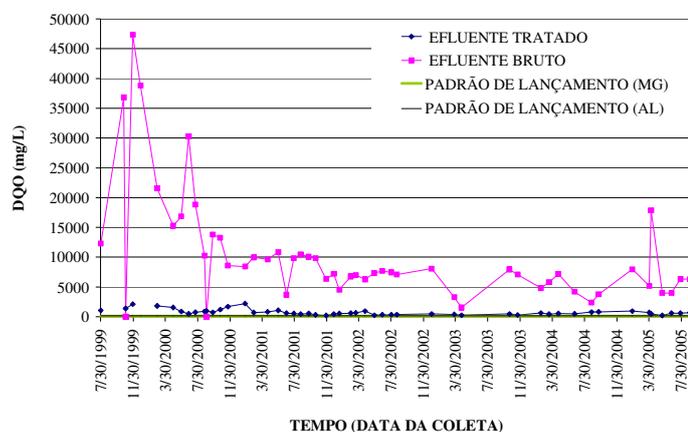


Figura 6.2 – Variação temporal da DQO do efluente bruto e do efluente tratado, com o padrão de lançamento de dois Estados brasileiros.

A Figura 6.3 mostra a variação do parâmetro Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) monitorado nos efluentes brutos e após tratamento, no período (julho/1999 a julho/2005).

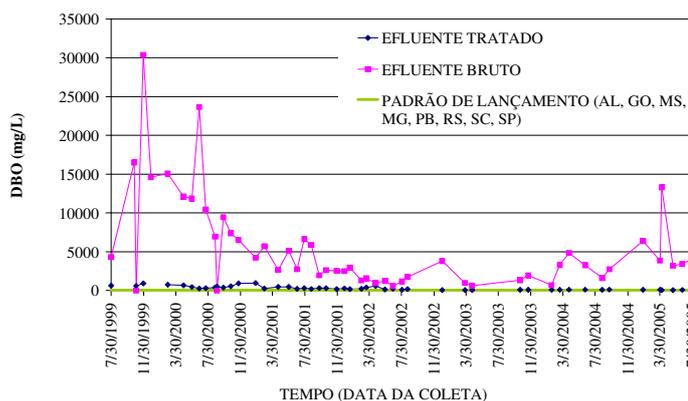


Figura 6.3 – Variação temporal da DBO do efluente bruto e do efluente tratado e padrões de lançamento de alguns estados brasileiros.

A Figura 6.4 mostra a variação do parâmetro Sólidos Totais monitorado nos efluentes bruto e efluente, após tratamento ao longo dos anos. Devido a inexistência

de padrões de lançamento fixado pela legislação federal e estadual, não foi realizada a comparação com os valores obtidos no efluente tratado.

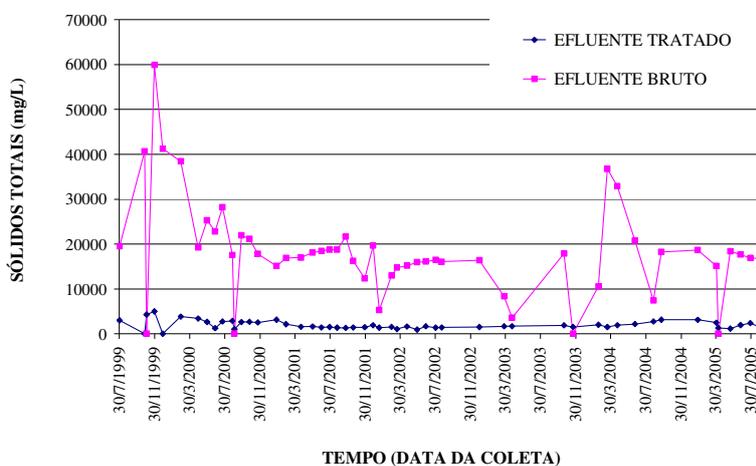


Figura 6.4 – Variação temporal da concentração de sólidos totais dos efluentes bruto e tratado.

A Figura 6.5 mostra resultado do parâmetro Óleos e Graxas monitorados ao longo dos anos nos efluente bruto e no efluente após tratamento. A avaliação do parâmetro óleos e gaxas não foi realizada de forma separada como preconiza a Resolução CONAMA n° 357/05, por esse motivo foi apresentado os padrões para de lançamento para concentrações de óleos minerais e óleos vegetais, gorduras animais.

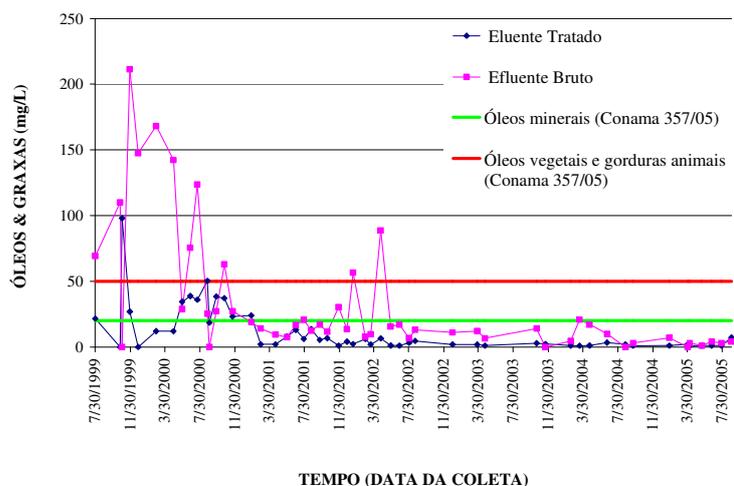


Figura 6.5 – Variação temporal da concentração de óleos e graxas nos efluentes bruto e tratado.

As Figuras 6.6 e 6.7 mostram a variação temporal da concentração de Coliformes Totais e Coliformes Fecais (termotolerantes), respectivamente, monitorados no efluente bruto e no efluente após tratamento nas lagoas de estabilização.

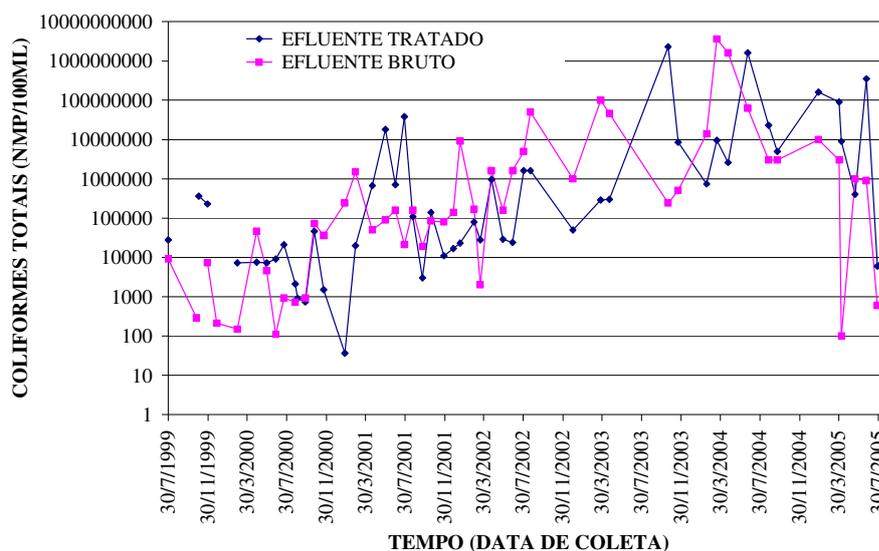


Figura 6.6 – Variação temporal de coliformes totais nos efluentes bruto e tratado (escala Log).

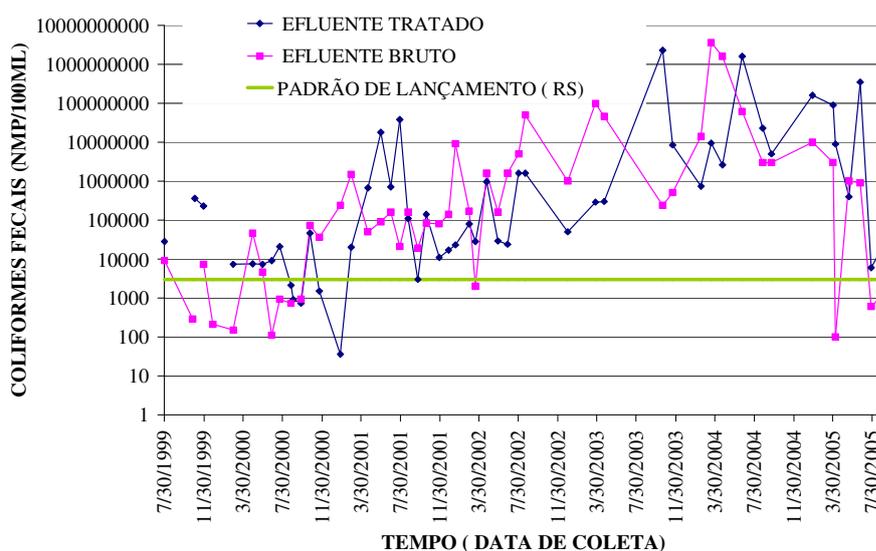


Figura 6.7 – Variação temporal da concentração de coliformes fecais nos efluentes bruto e tratado (escala Log), e o padrão de lançamento do Estado do Rio Grande do Sul (RS), que é igual a 3000 NMP/100mL.

Com os resultados obtidos nas análises do efluente tratado, conforme mostra a Tabela 6.4, evidenciados nas Figuras 6.2, 6.3, 6.4 e 6.5, constatam-se a razoável eficiência do sistema de tratamento do efluente do aterro sanitário quanto à remoção de DQO, DBO, sólidos, óleos e graxas, contudo não alcançou as expectativas do projeto.

Os picos observados nas Figuras 6.2, 6.3, 6.4 e 6.5 ocorridos nos meses de novembro de 1999 a julho de 2000, provavelmente ocorreram em função do aumento do lançamento de resíduos sólidos no aterro, decorrente do início da desativação da usina de compostagem. Naquela situação a matéria orgânica dos RSU que seria enviada à compostagem foi encaminhada diretamente ao aterro, o que provocou um aumento da atividade microbiana na decomposição dos detritos orgânicos, gerando conseqüentemente um efluente mais concentrado em termos de carga orgânica, óleos e graxas.

Verifica-se também que o sistema tem demonstrado um mau desempenho quanto à remoção de traços de metais, principalmente dos parâmetros Arsênio e Selênio, que apresentaram concentrações superiores aos padrões permitidos pela legislação vigente, como mostra a Tabela 6.4. A faixa de pH, detectada nas amostragens do efluente tratado, está dentro dos limites aceitáveis pelos padrões de lançamento e aos padrões previstos para águas de Classe 2, estabelecidos pela Resolução CONAMA n° 357/05.

Os resultados obtidos para os parâmetros monitorados no efluente tratado do aterro sanitário de Cuiabá foram confrontados com os valores máximos permitidos para o lançamento de efluentes de qualquer fonte poluidora, previsto no Artigo 34 da resolução CONAMA n° 357/05. Considerou-se que o corpo receptor (Ribeirão do Lipa) encontra-se enquadrado como de classe 2, segundo a mesma resolução. Embora o objetivo principal do presente estudo seja a caracterização do efluente tratado (para que se possa confrontar os resultados obtidos com os padrões de lançamento). A Tabela 2 II do Anexo II pode oferecer informações sobre a eficiência do sistema de tratamento de percolados.

As Figuras 6.6 e 6.7 mostram respectivamente que houve um crescimento na concentração de Coliformes Totais e Coliformes Fecais (termotolerantes), tanto no

efluente bruto quanto no efluente tratado, demonstrando que desde o início da operação do sistema de tratamento de percolados não vêm apresentando um bom desempenho quanto à remoção de coliformes. Isso fica evidente através dos dados das últimas amostras analisadas, que apresentam concentrações de coliformes no efluente tratados superiores à concentrações de coliformes, no efluente bruto.

No geral, pode-se observar que o comportamento dos parâmetros Coliformes Totais, (Figura 6.6) e termotolerantes (Figura 6.7), mostram tendências de se estabilizar em níveis elevados, caracterizando a ineficiência do sistema de tratamento de efluentes do aterro na remoção de coliformes no período monitorado de junho/1999 a junho/2005.

O artigo 34 da Resolução CONAMA n° 357/05 não apresenta limitações referentes a concentração de coliformes, porém a referida resolução preconiza que os efluentes não poderão conferir ao corpo receptor características em desacordo com o seu enquadramento nos termos da referida resolução. Portanto, as concentrações de coliformes totais e termotolerantes deverão ser compatíveis com os limites do padrão do corpo receptor (classe 2) que preconiza um limite de 1000 de coliforme fecais em 100/ml em 80% ou mais em pelo menos cinco amostras mensais em qualquer mês e até 5000 de coliforme totais em 100/ml em 80% ou mais em pelo menos cinco amostras mensais em qualquer mês. Diante dessa avaliação verifica-se através da Tabela 6.4 que os parâmetros coliformes totais e termotolerantes do efluente tratado não atendem a Resolução CONAMA n° 357/05.

Os valores médios dos parâmetros obtidos nas amostras coletadas à jusante do lançamento do efluente tratado no corpo receptor, indicam que os parâmetros sólidos sedimentáveis, selênio e vazão estão em desacordo com o Artigo 34 da Resolução CONAMA n° 357/05. Os parâmetros óleos e graxas, coliformes totais, coliformes fecais, cobre e selênio, apresentam concentrações acima dos valores preconizados pelo Artigo 15 da Resolução CONAMA n° 357/05. Deve-se destacar, também, que embora a Resolução CONAMA n° 357/05 não estabeleça limites aos parâmetros Cloretos, Fosfatos, Nitrogênio Amoniacal e Nitritos, as amostras do efluente tratado do aterro sanitário apresentaram concentrações médias muito elevadas (Tabela 6.4). Estes parâmetros, no ambiente aquático, desempenham um papel fundamental,

principalmente os fosfatos, considerados o mais importante fator limitante da produtividade no meio aquático e o principal responsável pela eutrofização nas águas dos ecossistemas continentais.

As concentrações elevadas de nitrito, forma química intermediária entre a amônia e o nitrato, confirmam as condições anaeróbias do efluente tratado do aterro. Pelo fato do aterro não apresentar a eficiência operacional estabelecida no projeto, (limpeza e manutenção da cobertura vegetal nos taludes, medição e controle de vazão, remoção de lodo e sobrenadante), o efluente tratado lançado no Ribeirão do Lipa tende a reduzir a qualidade de suas águas, comprometendo os limites máximo de concentrações dos poluentes.

As vazões do efluente tratado no período estudado variaram de 0,00 a 25,8 L/s, tendo que no período das chuvas, as vazões chegaram aos valores máximos, dependendo da intensidade, frequência e duração das chuvas. No período da estiagem, a vazão, por ser muito baixa, fica retida no próprio sistema, ou seja, no tanque de equalização.

No período chuvoso, com o aumento da vazão de percolados, o efluente tratado toma características de menor viscosidade, e apresenta uma considerável redução da cor. No ponto de lançamento, determinado pela elevada vazão do corpo receptor, aumenta a diluição do efluente e a aeração das águas do manancial, resultando em uma maior capacidade de autodepuração ao longo do trecho compreendido entre o ponto de lançamento até atingir um açude localizado à jusante, que é alimentado pelo Ribeirão do Lipa. O referido açude está localizado fora da área do empreendimento, em uma propriedade privada a aproximadamente 800 metros do ponto de lançamento do efluente tratado e não foi considerado objeto de investigação ou de monitoramento por parte do empreendedor e nem pelos órgãos oficiais do meio ambiente.

Quanto à concentração dos traços de metais, verifica-se que dentre os elementos monitorados, à exceção de Al, Ba, Bo, Hg e o Zn, todos tiveram teores acima do valor máximo preconizado pelo Artigo 34º da Resolução CONAMA nº 357. Os teores de Selênio apresentados nos boletins de monitoramento estão em

desacordo com o Artigo 34º e Artigo 15 da referida Resolução, isto é, não atendem aos padrões de lançamento e alteram a classe do corpo receptor.

1.35 CARACTERÍSTICAS QUALITATIVAS DO CORPO RECEPTOR RIBEIRÃO DO LIPA.

A Tabela 1 III do Anexo III apresenta todos os dados referentes aos parâmetros analisados nas amostras coletadas em dois pontos do corpo receptor, sendo um localizado à montante (I) e o outro à jusante (II) do ponto de lançamento do efluente após tratamento. O ponto de amostragem à montante dista 10 metros do lançamento, enquanto o ponto à jusante dista 40 metros do lançamento, conforme apresentado nas Figuras 1III, 2III e 3III do anexo 3.

A Tabela 6.5 apresenta o sumário estatístico dos estudos elaborados com base nos dados de monitoramento, referentes às amostras coletadas à montante do ponto de lançamento do efluente no corpo receptor.

Tabela 6.5 – Sumário estatístico das características do corpo receptor – no ponto P1 (à montante do lançamento), no período de 1999 a 2005.

Parâmetros	Unidades	Média	Mínimo	Máximo	Desvio Padrão	Nº de Amostras
Tempertura do ar	° C	30,6	15	37,4	5,6	15
Tempertura da água	° C	28,0	20	33	3,4	15
pH			5,7	7,9		16
DQO	mg/L	19	4	96	23,8	16
DBO	mg/L	9	1	72	17,4	16
*ST	mg/L	80	50	110	42,4	2
*STF	mg/L	30	30	30	0	2
*STV	mg/L	50	20	80	42,4	2
SST	mg/L	25	10	40	12,9	4
SS	ml / L	0	0,1	2,2	0,5	15
SF	ml / L	0	0,1	0,1	0	11
*Cor Aparente	mgpt/L	107	32	181	105,4	2
Cor Verdadeira	mgpt/L	66	2,5	528	135,7	14
OD	mg / L	7	0,2	11,25	2,8	16
Turbidez	NTU	12	0	51	12,4	15
Ferro Total	M4444g / L	1	0,014	1,54	0,6	12
Óleos e Graxas	mg / L	4	0	32,4	7,7	16
Coli. Totais	NMP/100 mL	$4,3 \times 10^5$	$2,3 \times 10^2$	$2,8 \times 10^6$	$8,1 \times 10^5$	16
Coli. Fecais	NMP/100 mL	$2,9 \times 10^5$	$9,1 \times 10^1$	$2,8 \times 10^6$	$7,2 \times 10^5$	16
Vazão do Efluente	L / s	8	0	25	14,4	3
Vazão do Rio	L / s	2	0	11	5,0	5

*Os itens apresentam pequeno número de amostragens, insuficientes para comentários conclusivos, contudo são aqui registrados para demonstrar que as mesmas foram realizadas.

Fonte: Boletins de Monitoramento SEMA-MT (1999 A 2005)

A Tabela 6.6 apresenta o sumário estatístico dos estudos elaborados com base nos dados de monitoramento, referentes às amostras coletadas à jusante do ponto de lançamento do efluente no corpo receptor.

Tabela 6.6 – Sumário estatístico das características do corpo receptor no ponto P2 (à jusante do lançamento), no período de 1999 a 2005.

Parâmetros	Unidade	Média	Mínimo	Máximo	Desvio Padrão	Nº de Amostras
Tempertura do ar	° C	28,9	15,0	37,7	5,1	15
Tempertura da água	° C	28,3	20,0	32,1	3,4	15
pH	mg/L	7,4	6,2	8,4	0,5	16
DQO	mg/L	48,5	6,0	193,0	50,2	16
DBO	mg/L	18,9	1,2	100,0	25,0	16
*ST	mg/L	435	360	510	106	2
*STF	mg/L	295	230	360	92	2
*STV	mg/L	140	130	150	14	2
SST	mg/L	430	30	1590	773	4
*SSF	mg/L	40	40	40	-	1
*SSV	mg/L	20	20	20	-	1
SS	ml / L	0,5	0,1	2,9	0,8	15
SF	ml / L	2,1	0,1	11	4,4	11
Óleos E Graxas	mg / L	4,5	0	12,4	3,8	16
*SDT	ml / L	300	300	300	-	1
*Alcalinidade HCO ₃ ⁻	mg/L CaCO ₃	117	117	117	-	1
*Alcalinidade Total	mg/L CaCO ₃	117	117	117	-	1
*Acidez	mg / L	10	10	10	-	1
*Cor Aparente	mgPt/L	165	45	285	170	2
Cor Verdadeira	mgPt/L	142	21	802	222	14
OD	mg / L	4,3	0,67	9,0	2,5	16
Turbidez	NTU	73	0	625	157	15
Ferro Total	mg / L	3,4	0,664	14,3	4,4	11
Coli. Totais	NMP/100 mL	1,5 x 10 ⁶	9,3 x 10 ¹	5,9 x 10 ⁶	2,3 x 10 ⁶	16
Coli. Fecais	NMP/100 mL	9,3 x 10 ⁵	1,5 x 10 ¹	5,6 x 10 ⁶	1,7 x 10 ⁶	16
*E. Coli (37° C)	UFC/100ml	3,0 x 10 ²	3,0 x 10 ²	3,0 x 10 ²	-	1
*Vazão do Efluente	L / s	14,3	0	25	12,9	3
Vazão do Rio	L / s	2,85	0	11,4	5,7	4

*Os itens apresentam pequeno número de amostragens, insuficientes para comentários conclusivos, contudo são aqui registrados para demonstrar que as mesmas foram realizadas.

(-) impossível de ser calculado devido ao tamanho da amostra.

Fonte: Boletins de Monitoramento SEMA-MT (1999 A 2005)

As Figuras 6.8 e 6.9 a seguir mostram a variação temporal dos parâmetros DQO e DBO nos dois pontos, o localizado à montante e o à jusante do ponto de lançamento no corpo receptor.

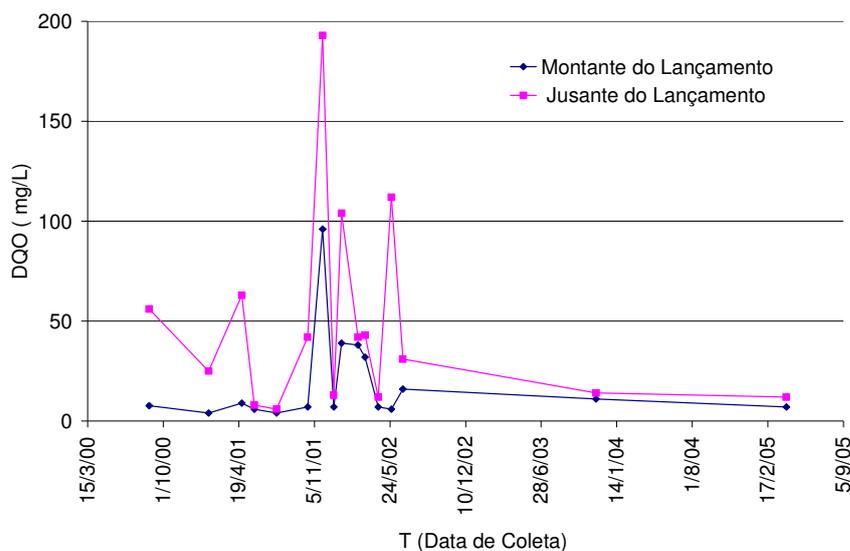


Figura 6.8 – Variação temporal da DQO nos pontos à montante e jusante do lançamento

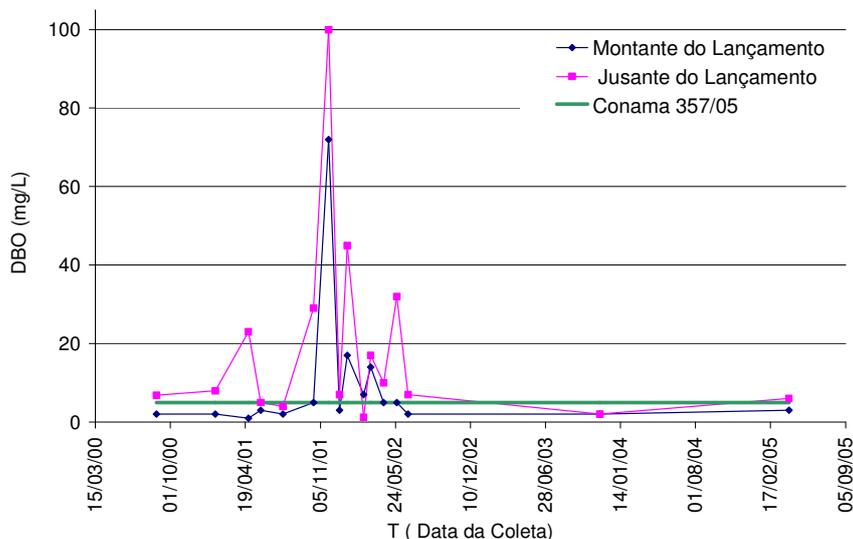


Figura 6.9 – Variação temporal da DBO nos pontos à montante e jusante do lançamento, comparado ao limite máximo estabelecido pela Resolução CONAMA n° 357/05.

Como resultado do processo de decomposição da matéria orgânica presente nos resíduos sólidos domiciliares lançados no aterro nos primeiros anos, o lixiviado apresenta maior carga orgânica. Seu lançamento, mesmo após o devido tratamento,

impõe o desenquadramento do corpo receptor (Córrego Ribeirão do Lipa) nos trechos localizados à jusante da área de influência do aterro. Isso pode ser constatado pela análise da Figura 6.8, que demonstra elevados valores de DQO em amostras à jusante, chegando a valores equivalentes à concentração média de esgoto doméstico bruto. A mesma avaliação pode ser feita através da Figura 6.9 que demonstra altas concentrações de DBO, até meados de 2002. Isso prova que o sistema de tratamento de efluentes do aterro apresenta problemas operacionais.

Na Figura 6.10, a seguir, é apresentado o comportamento do parâmetro cor nos pontos à montante e à jusante do lançamento do efluente

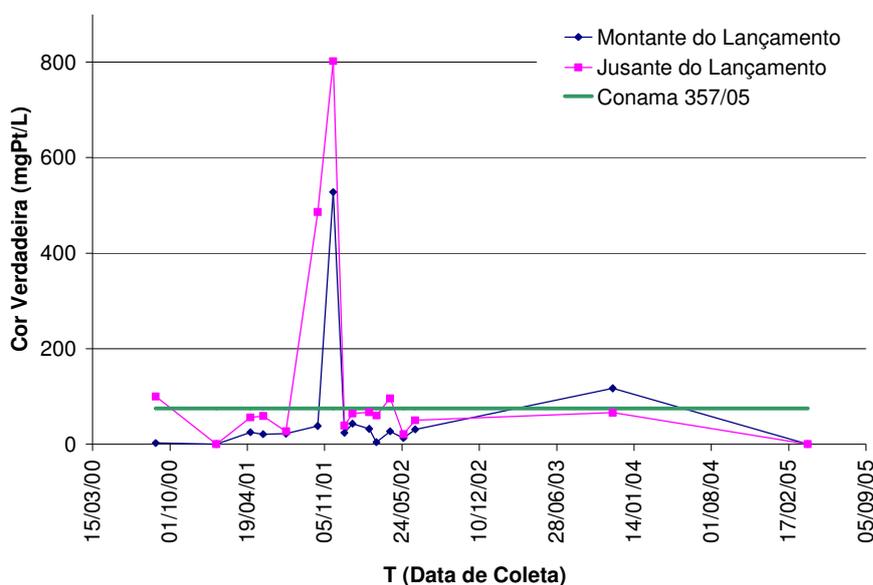


Figura 6.10 – Variação temporal na cor verdadeira no corpo receptor, comparado ao limite máximo estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/05.

Constata-se que o valor médio de cor, verificado após o ponto de lançamento, está bem acima do valor preconizado pela Resolução CONAMA nº 357/2005 que é igual a 75 mg Pt/L. A Figura mostra que o registro da maior concentração de cor se deu no mês de novembro de 2001, mesmo fato ocorrendo como teor médio de cor das amostras de montante. Como se pode observar na Tabela 6.7, ambos não atendem ao estabelecido pela referida resolução. Isso ocorreu provavelmente

determinado pela influência da intensa atividade de mineração e garimpo na bacia de contribuição de montante, antes do ponto de lançamento do efluente tratado do aterro.

Embora a Figura 6.10 apresente uma visível queda nas concentração dos valores a partir do mês novembro de 2003, a baixa frequência de amostragem impossibilita conclusões mais precisas.

A seguir, a Figura 6.11 apresenta a variação temporal da concentração de oxigênio dissolvido (OD) obtidas à montante e à jusante do ponto de lançamento no corpo receptor.

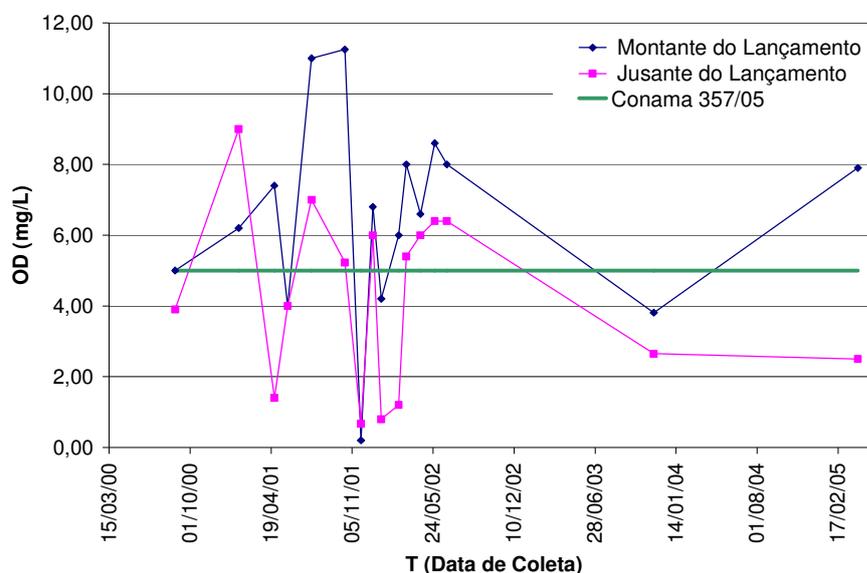


Figura 6.11 – Variação temporal da concentração oxigênio dissolvido no corpo receptor, comparado ao limite mínimo estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/05.

Os níveis mais baixos de concentração de OD no corpo receptor tanto à montante quanto à jusante foram verificados nas amostras analisadas, no mês de novembro de 2001, como se pode verificar na Figura 6.11.

A Tabela 6.7 apresenta os valores médios referentes aos parâmetros monitorados no corpo receptor (Ribeirão do Lipa) à montante e à jusante do ponto de lançamento, comparando-os com os parâmetros hídricos para água de Classe 2, preconizado pela Resolução CONAMA nº 357 de 17/03/05, para mananciais de água doce, rios e lagos.

Tabela 6.7 – Aspectos qualitativos médios do Ribeirão do Lipa comparados ao padrão de rios de Classe 2.

Parâmetros	Unidade	Valores médios à Jusante	Valores médios à montante	**Resolução 357/05 – Padrão Classe 2
Temperatura do ar	° C	28,9	30,6	-
Temperatura da água	° C	28,3	28,0	-
pH	mg/L	7,4	6,9	6 a 9
DQO	mg/L	48,5	19	-
DBO	mg/L	18,9	9	<5
*ST	mg/L	435	80	-
*STF	mg/L	295	30	-
*STV	mg/L	140	50	-
SST	mg/L	430	25	-
*SSF	mg/L	40	-	-
*SSV	mg/L	20	-	-
SS	ml / L	0,5	0	Virt. Ausente
SF	ml / L	2,1	0	Virt. Ausente
*SDT	mg/L	300	-	500
*Alcalinidade HCO ₃ ⁻	mg/L CaCO ₃	117	-	-
*Alcalinidade Total	mg/L CaCO ₃	117	-	-
*Acidez	mg / L	10	-	-
*Cor Aparente	mg Pt / L	165	107	<75
Cor Verdadeira	mg Pt / L	142	66	
OD	mg / L	4,3	7	>5
Turbidez	NTU	73	12	100
Ferro Total	mg / L	3,4	1	0,3
Óleos e Graxas	mg / L	4,5	4	Virt. Ausente
Coli. Totais	NMP/100 mL	1,5 x 10 ⁶	4,3 x 10 ⁵	<5000
Coli. Fecais	NMP/100 mL	9,3 x 10 ⁵	2,9 x 10 ⁵	<1000
*E. Coli [37° C]	UFC/100ml	3,0 x 10 ²	-	-
*Vazão do Efluente	L / s	14,3	8	-
Vazão Rio	L / s	2,85	2	-

(-) Não existente

Fonte: * Boletins de Monitoramento SEMA-MT (1999 A 2005)

** (CONAMA 357/2005).

As concentrações médias de OD das amostras à jusante e à montante, podem ser observadas na Tabela 6.7. À jusante registra valor médio abaixo do limite preconizado pela legislação vigente, aplicada aos corpos d'água de Classe 2 (>5

mg/L). Esse fato deve ter ocorrido em função de problemas operacionais do sistema de tratamento de percolados. Tal situação pode ser justificada por uma baixa eficiência na remoção de matérias orgânicas e coliformes ou por um aumento de contribuição de carga orgânica no percolado bruto, que, por consequência, acelerou atividade microbiana provocando um maior consumo de oxigênio dissolvido no último estágio do tratamento, comprometendo ainda mais a qualidade da água do corpo receptor. Outro fato que possa justificar esses baixos valores é que pode ter ocorrido problema na análise laboratorial, já que apenas nessa amostragem os valores estiveram próximos a zero de oxigênio dissolvido.

Na Figura 6.12, a seguir, é apresentada a variação temporal da turbidez no córrego Ribeirão do Lipa à jusante e montante do lançamento do efluente tratado do aterro sanitário.

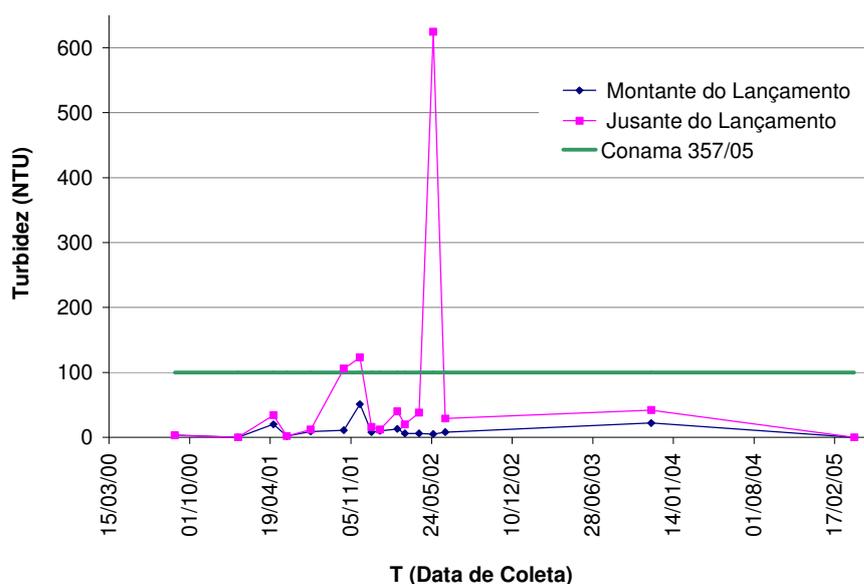


Figura 6.12 – Variação temporal da turbidez no corpo receptor, comparado ao limite máximo estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/05.

A turbidez do corpo receptor após o ponto de lançamento do efluente tratado do aterro também apresentou valor médio elevado, porém dentro dos padrões de lançamento, atendendo à Resolução CONAMA nº 357 de 17.03.05 que estabelece

valor menor que 100 UNT. Entretanto, analisando-se a Figura 6.12, observa-se valores elevados de turbidez em períodos alternados principalmente no ponto à jusante do lançamento (linha vermelha). Essa variação constatada é de difícil explicação, tendo em vista o maior valor verificado ter sido anotado em maio, época de baixa precipitação local.

Outros fatos, já relatados em outros casos, que poderiam “explicar esse comportamento” seriam possíveis problemas na amostragem ou na análise do parâmetro em questão, ou ainda problemas no sistema de tratamento de efluentes. Infelizmente não há documentos que possam elucidar tal comportamento considerado anômalo.

Quanto ao teor de sólidos sedimentáveis e flutuantes, verificou-se a presença dos dois tipos de materiais, o que não atende às recomendações (virtualmente ausente), comprometendo a classe do corpo receptor, que é do tipo classe 2. Entretanto é de se registrar que os valores da Tabela 6.7 são valores médios.

A Figura 6.13 apresenta a variação temporal da concentração de ferro à montante e à jusante do ponto de lançamento do efluente tratado.

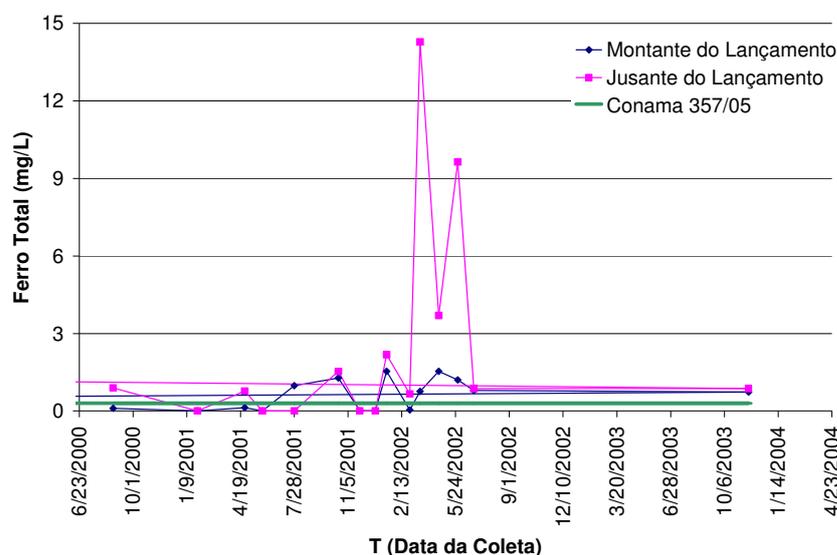


Figura 6.13 – Variação temporal da concentração de ferro total no corpo receptor, comparado ao limite máximo estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/05.

A concentração do ferro à jusante do ponto de lançamento apresentou uma visível elevação, provavelmente decorrente da presença de resíduos sólidos ferrosos no lixo e principalmente do tipo de solo de recobrimento (solo laterítico), que é rico em óxido e hidróxido de ferro. Nos dias 25/03/2002, 23/04/2002 e 28/05/2002, conforme apresentada no Anexo III, Tabela 1 III, no ponto à jusante, constatou-se concentração de ferro variando de 3,7 mg/L a 14,3 mg/L, bem acima da média que é igual a 3,4 mg/L. Isso pode estar relacionado com a provável deficiência do desempenho dos drenos de chorume que provocou o afloramento dos lixiviados na base do talude das células, que foram carregados ao ponto de lançamento e agravados no mês de fevereiro, que corresponde a um dos meses do período chuvoso, onde se localiza o aterro.

Da mesma forma, a Figura 6.14 apresenta a concentração de óleos e graxas à montante e à jusante do ponto de lançamento no corpo receptor.

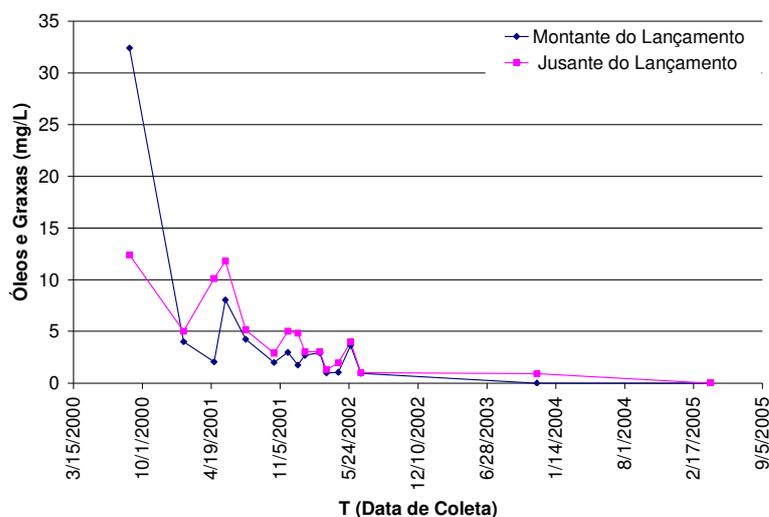


Figura 6.14 – Variação temporal da concentração de óleos e graxas no corpo receptor.

O comportamento do parâmetro óleos e graxas do corpo receptor apresentou uma redução gradual da concentração, embora tenha apresentado alguns picos, tanto nas amostras colhidas à montante quanto à jusante do ponto de lançamento. De qualquer forma constatou-se uma estabilização desses parâmetros a partir de 2002.

Atualmente a concentração de óleo e graxa no ponto à jusante do lançamento encontra-se dentro do que preconiza a Resolução CONAMA nº 357/05, conforme Parecer Técnico da SEMA emitido em meados do segundo semestre de 2007. A seguir as Figuras 6.15 e 6.16 apresentam a variação temporal de coliformes totais e fecais, respectivamente à jusante e à montante do lançamento do efluente tratado do aterro.

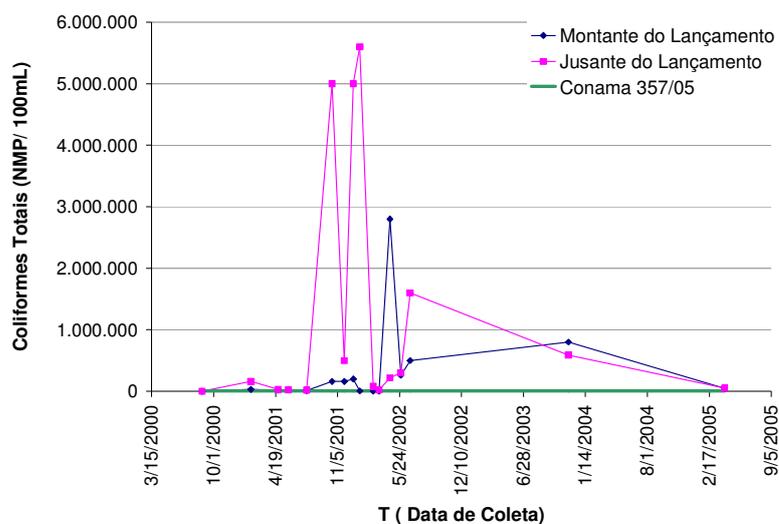


Figura 6.15 – Variação temporal da concentração de coliformes totais no corpo receptor.

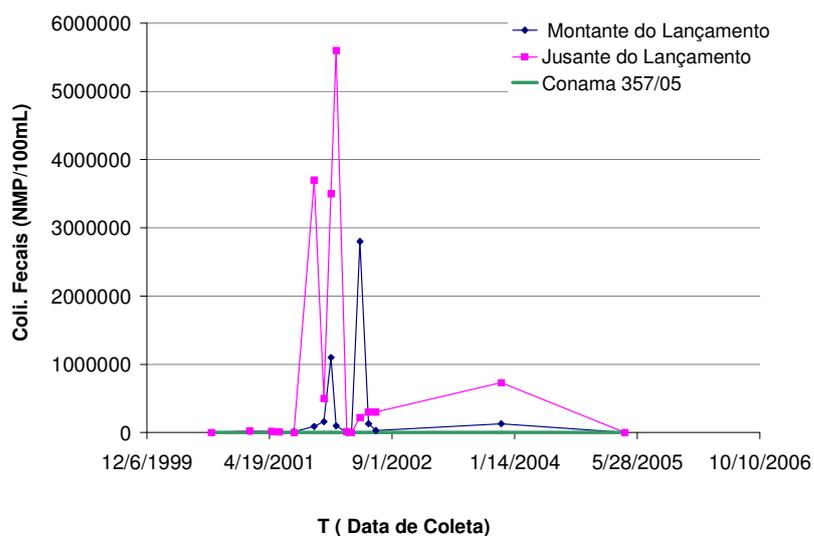


Figura 6.16 – Variação temporal da concentração de coliformes fecais no corpo receptor.

A presença de coliformes totais e fecais é uma constante nos pontos amostrados, destacando-se uma menor concentração à montante do aterro e maior concentração nos dias 18/10/2001, 26/12/2001, 16/01/2002, com concentrações e variando entre 5×10^5 a $5,6 \times 10^6$ NMP/100ml. Os elevados valores podem estar relacionados a problemas de ordem operacional do aterro sanitário e a fuga de lixiviados através do talude, como conseqüência dos problemas nos drenos de fundo das células (colmatção). Observa-se, através das Figuras 6.15 e 6.16, uma tendência de decréscimo dos níveis de coliformes, à partir de 27/06/2002, embora as concentrações constatadas comprometam a qualidade da água, já que os valores estão acima dos padrões exigidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005. Contudo, a tendência seria melhor explicada se houvesse um número maior de dados do monitoramento nos pontos de amostragem.

As elevações na concentração de coliformes fecais (Figura 6.16) seguem o mesmo comportamento dos coliformes totais.

Em linhas gerais, considerou-se que o aumento da carga orgânica no Ribeirão do Lipa a partir do ponto de lançamento, ocorrido no período de 18/10/2001 a 05/02/2002, provavelmente foi decorrente da colmatção dos drenos de fundo das células em operação. Sugere-se que a provável deficiência nos drenos provocou o afloramento dos lixiviados na base do talude das células, carreando-os ao ponto de lançamento. Isso pode ter provocado, no período chuvoso, uma considerável elevação nas concentrações de DBO, DQO, cor, turbidez, coliformes fecais e totais, ferro e a conseqüente redução do oxigênio dissolvido. Por conta disso, a SEMA-MT solicitou à operadora do sistema, através dos relatórios de inspeção nº 050/DINF/CMCA/TEC/97, ofício nº 2505/DINF/CMCA/TEC/2000 e Pareceres Técnicos: 182/COINF/DIMI/2002, 377/COINF/DIMI/2003, 412/COINF/DIMI/2003, a apresentação de proposta de contenção do lixiviado que se encontrava aflorando na base dos taludes do aterro sanitário, além de outras providências de ordem geotécnica.

Os traços de metais constituem uma classe de poluentes considerada de grande importância frente aos aspectos de toxicidade e bioacumulação. As contaminações por Cd, Hg, Pb, Fe, Ni, Cu, Ag e Zn estão relacionadas

principalmente ao lançamento de despejos industriais. Outros metais considerados nessa categoria são: Al, Mn, Co, Mo, Se, As e Sb.

De uma forma geral, a maioria dos traços de metais encontra-se na forma iônica, estando condicionados à vários fatores que determinam sua mobilidade na água. Da leitura dos boletins de monitoramento, constatou-se que o único parâmetro registrado é o de Ferro Total. Esse parâmetro isolado apresentou um alto teor médio, estando em desacordo com a legislação vigente que preconiza os valores inferiores a 0,3 mg/L (Resolução CONAMA nº 357/05).

Embora os boletins de monitoramento do corpo receptor não apresentem dados para o parâmetro Cloreto (porém, tomando como base as análises das características do efluente pós - tratamento) observam-se valores de concentrações elevadas, ficando compreendidas na faixa de 224 a 1.028 mg/L. Isso evidencia a tendência de se obter no ponto de lançamento, nos período de estiagem (o corpo receptor receptor nesta época apresenta baixas vazões e por consequência baixo fator de diluição) a obtenção de altos teores de cloreto, imediatamente no ponto da mistura até a recuperação através do processo de autodepuração.

A condutividade específica é um método rápido para estimar a concentração de íons na água e seus valores refletem a natureza e a concentração dos íons. Embora de grande importância, o parâmetro condutividade específica não foi objeto de monitoramento nas águas do corpo receptor. Verifica-se, com base no resultado obtido no estudo do efluente pós-tratamento, que a faixa de variação apresentada é de 3.060 a 4.260 $\mu\text{s}/\text{cm}$, valores elevados que também poderão induzir uma larga faixa de variação, nas águas do Ribeirão do Lipa.

O pH permite fazer várias considerações acerca da distribuição dos metais, quer nas águas como nos sedimentos. Por exemplo, $\text{pH} < 5,0$ favorece a toxidez do Al, do óxido de Ferro, Cu, Mn e Zn. Já o $\text{pH} \geq 7,0$ favorece altos teores de Ca e Mg. As águas do corpo receptor no ponto um, antes do lançamento, apresentavam pH na faixa de 5,7 a 7,9 com tendência à características ácidas, e no ponto 2 abaixo do lançamento, o pH ficava na faixa de 6,2 a 8,4. Verifica-se, portanto, uma larga

variação dos valores dos pH, dentro dos padrões aceitáveis no Artigo 15 da Resolução CONAMA nº 357/2005.

O fósforo e o nitrogênio são importantes nutrientes e desempenham o papel de produtividade aquática, eutrofização ou florescimento de algas. Desses dois parâmetros, apenas a concentração de fosfato foi objeto de monitoramento no efluente tratado, conforme mostra a Tabela 6.7. Os fosfatos e compostos nitrogenados não foram monitorados nas águas do Ribeirão do Lipa.

O efluente tratado apresentou concentração média de fosfato total de 13,62 mg/L e variou em uma faixa de 2,45 a 25,00 mg/L, valores acima de 0,025 mg/L, que é o limite máximo fixado pela Resolução CONAMA nº 357/05, para rios de Classe 2. Devido à essas concentrações de fosfato no efluente tratado, a tendência é de que a sua concentração no ponto logo após o seu lançamento no corpo receptor, principalmente na época da estiagem, se mantenha em níveis acima dos padrões preconizados pela referida Resolução.

O resultado dos estudos de monitoramento das águas do corpo receptor demonstra uma tendência de alteração da classe do Ribeirão do Lipa, devido aos impactos ambientais gerados por toda atividade desenvolvida no entorno da área do aterro. Isso ocorre, principalmente, pelo lançamento de carga poluidora, em termos de DBO, nutrientes, coliformes fecais e ferro total, proveniente do sistema de tratamento de percolados através do seu efluente, que não cumpre às exigências preconizadas na Resolução CONAMA nº 357/05 que estabelece o padrão de lançamento de efluentes de qualquer fonte poluidora nos corpos d'água (Tabela 6.7), como estabelece padrões para águas de Classe 2.

Os resultados obtidos nos estudos de monitoramento do efluente tratado possibilitam, apenas, observar as tendências quanto ao comportamento dos parâmetros de importância como traços de metais, muito embora estes não tenham sido objeto de monitoramento do corpo receptor, e preve a formação de cenários de repercussão negativa do ponto de vista ambiental.

A comprometida qualidade da água do Ribeirão do Lipa tem repercutido diretamente nas condições sanitárias em que vive a população ribeirinha. Fato este comprovado, através da correlação entre saúde pública e carência de saneamento básico, estudada nesta sub-bacia do Rio Cuiabá, por Rodrigues e Gomes (1999). O estudo concluiu que o quadro sanitário da população dos bairros marginais ao Ribeirão do Lipa é crítico, com um índice de mais de 49% da população amostrada apresentando doenças diarréicas.

1.35.1.1 Análise do Resultado Obtido Referente à Vazão do Corpo Receptor

O corpo receptor Ribeirão do Lipa é classificado como um tributário de primeira ordem (Classe 2), e se caracteriza por ser um corpo hídrico intermitente, sendo que no período de estiagem (Junho a Outubro) interrompe o seu fluxo natural. Durante esse período, permanecem apenas poças de água em pontos de depressão ao longo do eixo do seu leito principal.

A faixa de variação da vazão no corpo receptor é de 0,0 a 11,4 L/s, conforme a Tabela 6.6. Por não ter sido disponibilizado dados suficientes para uma avaliação mais precisa, sugere-se uma investigação sistemática e com maior rigor no monitoramento desse parâmetro com o objetivo de se obterem as variações sazonais, vazões máxima, mínima e média do corpo receptor.

1.36 CARACTERÍSTICAS QUALITATIVAS DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS

A Tabela 1 IV do Anexo (IV) apresenta os resultados obtidos no monitoramento das águas subterrâneas. Os dados incluem informações dos cinco poços (P₁, P₂, P₃, P₄ e P₅) implantados na área do aterro (Figura 4.4, pág. 119), com o objetivo de avaliar ao longo do tempo se os aquíferos subterrâneos sofrem influências por plumas de contaminação que eventualmente poderiam ser formadas em decorrência de possíveis falhas no funcionamento do sistema de proteção basal

das células de aterramento, bem como no sistema de impermeabilização de fundo das lagoas de tratamento de líquidos percolados.

As análises referentes aos cinco poços de monitoramento de águas subterrâneas foram realizadas nos períodos de 2000 a 2001 e 2003 a 2005, tendo em vista não existirem registros referentes às análises de monitoramento do lençol freático no ano de 2002. Ressalta-se que, tanto a construção dos poços de monitoramento bem como as amostragens realizadas obedeceram à NBR 13895/97 – que trata da Construção de Poços de Monitoramento e Amostragem (ABNT, 1997).

A profundidade total dos poços foi definida através de estudos hidrogeológicos e de sondagem na implantação do empreendimento.

As Tabelas 6.8, 6.9, 6.10, 6.11 e 6.12 apresentam os sumários estatísticos referentes aos parâmetros de importância monitorados nos poços (P₁; P₂; P₃; P₄ e P₅, respectivamente) no período de 2000 a 2005. O posicionamento dos poços dentro da área do aterro é mostrado na Figura 4.4, página 119. O poço P₁ fica localizado à montante do aterro, considerado como sendo o poço testemunha, sem influência direta do aterro sanitário.

Tabela 6.8 - Sumário estatístico das características da água subterrânea do poço de monitoramento - P₁

Parâmetros	Unidade	Média	Mínimo	Máximo	Desvio Padrão	Nº de Amostras
Temperatura do ar	° C	32,2	29,0	35,8	2,5	5
Temperatura da água	° C	29,7	24,0	35,0	4,1	5
pH	Adimensional	NC	4,5	7,0	NC	5
DQO	mg/L	7,5	4,0	12,0	3,4	4
DBO	mg/L	3,0	1,0	6,0	2,2	4
SDT	mg/L	18,3	9,5	27,0	12,4	2
SSF	mg/L	121,0	121,0	121,0	-	1
SSV	mg/L	114,0	114,0	114,0	-	1
SS	mg/L	0,4	0,1	0,9	0,5	3
Nível L. Freático	m	8,1	3,6	14,7	4,8	4
Condutividade elétrica	µs/cm	123,7	21,1	245,0	102,3	5
Cor Aparente	mg Pt / L	22,9	2,5	45,0	18,6	4

Continuação: Tabela 6.8

Parâmetros	Unidade	Média	Mínimo	Máximo	Desvio Padrão	Nº de Amostras
Turbidez	**NTU	5,1	0,4	9,0	4,1	4
Dureza Total	mg/L CaCO ₃	28,3	0,0	87,7	40,5	4
Óleos e Graxas	mg/L	1,0	0,0	2,2	1,1	3
Coli. Total	NMP/100 mL	4,7 x 10 ³	0,0 x 10 ⁰	1,7 x 10 ⁴	8,2 x 10 ³	4
Coli. Fecais	NMP/100 mL	1,7 x 10 ³	0,0 x 10 ⁰	5,0 x 10 ³	2,8 x 10 ³	3
E. Coli.	NMP/100 mL	1,0	1,0	1,0	NC	1
Sulfactantes	mg/L	0,0	0,0	0,0	NC	1
Agente Tensoativos	mg / L	0,0	0,0	0,0	NC	1
Alumínio	mg / L	0,1	0,1	0,1	0,0	3
Bário	mg / L	0,4	0,3	0,4	0,0	2
Boro	mg / L	0,0	0,0	0,1	0,1	3
Chumbo	mg / L	0,0	0,0	0,0	NC	1
Cianeto	mg / L	0,0	0,0	0,0	0,0	2
Cloreto	mg / L	45,4	1,5	88,2	43,4	3
Cobre	mg / L	0,0012	0,0010	0,0013	0,0002	2
Cromo Total	mg / L	0,042	0,001	0,083	0,058	2
Cromo Hexavalente	mg / L	0,001	0,001	0,001	0,0	2
Ferro Total	mg / L	9,2	1,1	31,9	15,1	4
Ferro Solúvel	mg / L	4,7	0,5	12,9	7,1	3
Fluoretos	mg / L	0,2	0,0	0,3	0,1	3
Fosfato Total	mg / L	3,6	1,2	7,1	3,1	3
Manganês Total	mg / L	3,5	0,1	9,7	5,4	3
Manganês Solúvel	mg / L	3,3	0,1	9,6	5,4	3
Mercúrio	mg / L	0,0	0,0	0,0	NC	1
Níquel	mg / L	0,0	0,0	0,0	0,0	2
Nitrogênio Amoniacal	mg / L	0,1	0,1	0,1	0,0	2
NTK	mg / L	0,1	0,1	0,2	0,1	2
Nitrato	mg / L	0,7	0,0	1,9	1,1	3
Nitrito	mg / L	0,0	0,0	0,0	0,0	3
Nitrogênio Total	mg / L	0,5	0,3	0,8	0,3	3
Prata	mg / L	0,1	0,0	0,3	0,2	3
Selênio	mg / L	0,0	0,0	0,1	0,0	2
Sulfato	mg / L	1,8	0,7	2,8	1,1	3
Zinco	mg / L	0,0	0,0	0,0	0,0	3
*Fenol	mg / L	0,0005	0,0000	0,0010	0,0007	2

*Os itens apresentam pequeno número de amostragens, insuficientes para comentários conclusivos, contudo são aqui registrados para demonstrar que as mesmas foram realizadas.

(-) impossível de ser calculado devido ao tamanho da amostra.

NC – não calculável

Fonte: Boletins de Monitoramento SEMA-MT (2000 A 2005)

Tabela 6.9 - Sumário estatístico das características da água subterrânea do poço de monitoramento – P₂

Parâmetros	Unidade	Média	Mínimo	Máximo	Desvio Padrão	Nº de Amostras
Temperatura do ar	° C	32,8	29,5	37,1	3,5	4
Temperatura da água	° C	29,6	24,5	34,5	4,1	4
pH	ND	-	5,7	6,6	-	4
DQO	mg/L	13,8	3,0	25,0	9,1	4
DBO	mg/L	5,0	1,0	10,0	4,2	4
*SDT	mg/L	186,2	38,0	447,0	226,5	3
*STF	mg/L	304,0	304,0	304,0	-	1
*STV	mg/L	271,0	271,0	271,0	-	1
*SS	mg/L	5,0	0,1	14,7	8,4	3
*Nível L. Freático	m	10,1	8,8	11,0	1,2	3
Condutividade Elétrica	µs/cm	123,0	80,0	154,3	32,6	4
*Cor Aparente	mg Pt / L	445,7	56,0	1194,0	648,3	3
*Turbidez	**NTU	96,7	5,0	268,0	148,5	3
*Dureza Total	mg/L CaCO ₃	30,9	0,0	78,6	41,9	3
*Óleos e Graxas	mg/L	0,7	0,0	1,0	0,6	3
Coli. Totais	NMP/100 mL	4,5 x 10 ⁵	1,8 x 10 ³	1,6 x 10 ⁶	7,7 x 10 ⁵	4
*Coli. Fecais	NMP/100 mL	6,1 x 10 ⁴	5,0 x 10 ²	1,7 x 10 ⁵	9,5 x 10 ⁴	3
*E. Coli.	NMP/100 mL	10,0	10,0	10,0	-	1
*Sulfactantes	mg/L	0,0	0,0	0,0	-	1
*Agente Tensoativos	mg / L	0,0	0,0	0,0	-	1
*Alumínio	mg / L	1,2	0,0	3,6	2,0	3
*Bário	mg / L	0,4	0,3	0,6	0,2	2
*Boro	mg / L	0,2	0,0	0,4	0,2	3
*Chumbo	mg / L	0,1	0,1	0,1	-	1
*Cianeto	mg / L	0,0	0,0	0,0	0,0	2
*Cloreto	mg / L	9,3	0,8	15,6	7,7	3
*Cobre	mg / L	0,0	0,0	0,0	0,0	2
*Cromo Total	mg / L	0,1	0,0	0,1	0,1	2
*Cromo Hexavalente	mg / L	0,0	0,0	0,1	0,0	3
*Ferro Total	mg / L	3,4	0,5	8,5	4,4	3
*Ferro Solúvel	mg / L	0,2	0,0	0,3	0,2	3
*Fluoretos	mg / L	0,2	0,0	0,3	0,1	3
*Fosfato Total	mg / L	15,6	2,4	37,1	18,8	3
*Manganês Total	mg / L	0,5	0,0	1,2	0,6	3
*Manganês Solúvel	mg / L	0,3	0,0	0,4	0,2	3
*Mercúrio	mg / L	0,0	0,0	0,0	-	1
*Níquel	mg / L	0,0	0,0	0,0	0,0	2
*Nitrogênio Amoniacal	mg / L	0,1	0,0	0,1	0,0	3
*NTK	mg / L	0,5	0,4	0,7	0,2	2
*Nitrato	mg / L	0,7	0,1	1,9	1,0	3

Continuação: Tabela 6.9

Parâmetros	Unidade	Média	Mínimo	Máximo	Desvio Padrão	Nº de Amostras
*Nitrito	mg / L	0,0	0,0	0,1	0,0	3
*Nitrogênio Total	mg / L	1,4	0,8	2,6	1,0	3
*Prata	mg / L	0,0	0,0	0,0	0,0	2
*Selênio	mg / L	0,0	0,0	0,0	0,0	2
*Sulfato	mg / L	1,0	0,7	1,3	0,4	2

*Os itens apresentam pequeno número de amostragens, insuficientes para comentários conclusivos, contudo são aqui registrados para demonstrar que as mesmas foram realizadas.

(-) impossível de ser calculado devido ao tamanho da amostra.

NC – não calculável

Fonte: Boletins de Monitoramento SEMA-MT (2000 à 2005)

Tabela 6.10 - Sumário estatístico das características da água subterrânea do poço de monitoramento – P₃

Parâmetros	Unidade	Média	Mínimo	Máximo	Desvio Padrão	Nº de Amostras
Temperatura do ar	° C	33,1	29,0	39,3	4,0	5
Temperatura da água	° C	29,8	25,0	36,0	4,0	5
pH	ND	NC	5,0	6,8	NC	5
DQO	mg/L	26,1	6,0	50,0	21,1	5
DBO	mg/L	6,6	2,0	12,0	5,0	5
SDT	mg/L	766,0	107,0	2038,0	883,0	4
*STF	mg/L	434,0	434,0	434,0	-	1
*STV	mg/L	248,0	248,0	248,0	-	1
SS	mg/L	7,6	0,1	24,5	11,6	4
Nível L. Freático	m	8,3	6,7	11,2	2,0	4
Condutividade Elétrica	µs/cm	203,2	20,1	576,0	223,5	5
Cor Aparente	mg Pt / L	102,3	10,0	250,0	109,6	4
Turbidez	**NTU	82,5	2,0	250,0	113,9	4
Dureza Totais	mg/L CaCO ₃	41,3	0,0	122,7	55,3	4
Óleos e Graxas	mg/L	82,2	0,0	324,0	161,2	4
Coli. Totais	NMP/100 mL	8,8 x 10 ³	2,5 x 10 ¹	3,0 x 10 ⁴	1,2 x 10 ⁴	5
*Coli. Fecais	NMP/100 mL	9,2 x 10 ³	5,0 x 10 ²	3,0 x 10 ⁴	1,4 x 10 ⁴	4
*Chumbo	mg / L	0,0	0,0	0,0	0,0	2
*Cianeto	mg / L	0,0	0,0	0,0	0,0	3
Cloreto	mg / L	30,5	0,5	70,9	34,1	4
*Cobre	mg / L	0,0	0,0	0,1	0,0	3
*Cromo Total	mg / L	0,0	0,0	0,1	0,0	3
Cromo Hexavalente	mg / L	0,0	0,0	0,0	0,0	4
Ferro Total	mg / L	3,2	1,1	7,3	2,9	4
Ferro Solúvel	mg / L	0,4	0,1	0,5	0,2	4
Fluoretos	mg / L	0,1	0,0	0,3	0,1	4
Fosfato Total	mg / L	35,7	2,5	89,0	46,7	3
Manganês Total	mg / L	0,4	0,0	0,7	0,3	4

Continuação da Tabela 6.10

Parâmetros	Unidade	Média	Mínimo	Máximo	Desvio Padrão	Nº de Amostras
Manganês Solúvel	mg / L	0,2	0,0	0,4	0,2	4
*Mercúrio	mg / L	0,0	0,0	0,0	0,0	2
*Níquel	mg / L	0,0	0,0	0,1	0,1	3
*Nitrogênio Amoniacal	mg / L	0,2	0,0	0,5	0,2	3
*NTK	mg / L	0,2	0,1	0,2	0,0	2
Nitrato	mg / L	0,6	0,1	1,9	0,9	4
Nitrito	mg / L	0,0	0,0	0,1	0,0	4
Nitrogênio Total	mg / L	0,8	0,4	1,3	0,5	4
*Prata	mg / L	0,0	0,0	0,0	0,0	3
*Selênio	mg / L	0,1	0,0	0,1	0,1	3
Sulfato	mg / L	4,2	0,7	9,3	3,8	4
Zinco	mg / L	0,1	0,0	0,5	0,2	4
*Fenol	mg / L	0,0	0,0	0,0	0,0	2

*Os itens apresentam pequeno número de amostragens, insuficientes para comentários conclusivos, contudo são aqui registrados para demonstrar que as mesmas foram realizadas.

(-) impossível de ser calculado devido ao tamanho da amostra; NC – não calculável

Fonte: Boletins de Monitoramento SEMA-MT (2000 A 2005)

Tabela 6.11 - Sumário estatístico das características da água subterrânea do poço de monitoramento – P₄

Parâmetros	Unidades	Média	Mínimo	Máximo	Desvio Padrão	Nº de Amostras
*Temperatura do ar	° C	33,0	29,5	36,4	3,5	3
*Temperatura da água	° C	31,7	30,2	34,0	2,0	3
*pH	ND		5,6	6,1		3
*DQO	mg/L	10,3	3,0	16,0	6,7	3
*DBO	mg/L	3,0	1,0	6,0	2,6	3
*SDT	mg/L	194,5	16,0	373,0	252,4	2
*STF	mg/L	5,0	5,0	5,0	-	1
*STV	mg/L	11,0	11,0	11,0	-	1
*SS	mg/L	0,1	0,1	0,1	0,0	2
*Nível L. Freático	m	6,3	2,0	10,7	6,1	2
*Condutividade Elétrica	µs/cm	324,8	70,0	766,0	383,6	3
*Cor Aparente	mg Pt / L	162,0	160,0	164,0	2,8	2
*Turbidez	**NTU	20,0	7,0	33,0	18,4	2
*Dureza Total	mg/L CaCO ₃	2,0	0,0	3,9	2,8	2
*Óleos e Graxas	mg/L	0,0	0,0	0,0	0,0	2
*Coli. Totais	NMP/100 mL	1,8 x 10 ⁵	1,0 x 10 ¹	5,0 x 10 ⁵	2,8 x 10 ⁵	3
*Coli. Fecais	NMP/100 mL	9,5 x 10 ⁴	2,0 x 10 ⁴	1,7 x 10 ⁵	1,1 x 10 ⁵	2
*E. Coli.	NMP/100 mL	10,0	10,0	10,0	-	1
*Sulfactantes	mg/L	0,0	0,0	0,0	0,0	0
*Agente Tensoativos	mg / L	0,0	0,0	0,0	-	1
*Alumínio	mg / L	0,1	0,0	0,2	0,1	2
*Bário	mg / L	0,5	0,0	0,9	0,6	2
*Boro	mg / L	0,1	0,0	0,1	0,1	2

Continuação: Tabela 6.11

Parâmetros	Unidades	Média	Mínimo	Máximo	Desvio Padrão	Nº de Amostras
*Chumbo	mg / L	0,0	0,0	0,0	-	1
*Cianeto	mg / L	0,0	0,0	0,0	-	1
*Cloreto	mg / L	106,8	18,6	195,0	124,7	2
*Cobre	mg / L	0,0	0,0	0,0	-	1
*Cromo Total	mg / L	0,0	0,0	0,0	-	1
*Cromo Hexavalente	mg / L	0,0	0,0	0,0	-	1
*Ferro Total	mg / L	4,6	0,1	9,1	6,4	2
*Ferro Solúvel	mg / L	1,9	0,0	3,8	2,6	2
*Fluoretos	mg / L	0,2	0,0	0,5	0,3	2
*Fosfato Total	mg / L	90,0	90,0	90,0	-	1
*Manganês Total	mg / L	0,9	0,0	1,7	1,2	2
*Manganês Solúvel	mg / L	0,8	0,0	1,6	1,2	2
*Mercúrio	mg / L	0,0	0,0	0,0	-	1
*Níquel	mg / L	0,0	0,0	0,0	-	1
*Nitrogênio Amoniacal	mg / L	3,0	0,1	6,0	4,2	2
*NTK	mg / L	0,9	0,0	1,9	1,3	2
*Nitrato	mg / L	0,6	0,4	0,8	0,3	2
*Nitrito	mg / L	0,0	0,0	0,0	0,0	2
*Nitrogênio Total	mg / L	3,7	0,0	7,5	5,3	2
*Prata	mg / L	0,0	0,0	0,0	-	1
*Selênio	mg / L	0,0	0,0	0,0	-	1
*Sulfato	mg / L	9,4	4,7	14,0	6,6	2
*Zinco	mg / L	0,0	0,0	0,1	0,0	2
*Fenol	mg / L	ND	ND	ND	ND	ND

Fonte: Boletins de Monitoramento SEMA-MT (2000 A 2005)

*Os itens apresentam pequeno número de amostragens, insuficientes para comentários conclusivos, contudo são aqui registrados para demonstrar que as mesmas foram realizadas.

(-) impossível de ser calculado devido ao tamanho da amostra.

ND – não disponível

Tabela 6.12 - Sumário estatístico das características da água subterrânea do poço de monitoramento – P₅

Parâmetros	Unidade	Média	Mínimo	Máximo	Desvio Padrão	Nº de Amostras
*Temperatura do ar	° C	33,4	30,5	35,2	2,2	4
*Temperatura da água	° C	28,2	25,0	30,6	2,4	4
pH	ND		5,8	6,7		4
DQO	mg/L	20,3	8,0	33,0	11,3	4
DBO	mg/L	7,0	2,0	15,0	5,9	4
*SDT	mg/L	426,3	45,8	1086,0	573,6	3
*STF	mg/L	815,0	815,0	815,0	-	1

Continuação: Tabela 6.12

Parâmetros	Unidade	Média	Mínimo	Máximo	Desvio Padrão	Nº de Amostras
*STV	mg/L	271,0	271,0	271,0	-	1
*SS	mg/L	6,6	0,1	19,6	11,2	3
*Nível L. Freático	m	5,9	2,8	9,0	3,1	3
Condutividade Elétrica	µs/cm	736,9	96,6	1396,0	632,4	4
*Cor Apararente	mg Pt / L	406,7	64,0	750,0	343,0	3
*Turbidez	**NTU	100,3	3,0	262,0	141,0	3
*Dureza Total	mg/L CaCO ₃	37,3	28,0	54,0	14,5	3
*Óleos e Graxas	mg/L	1,0	0,0	1,9	1,0	3
Coli. Totais	NMP/100 mL	4,0x 10 ⁶	1,0x 10 ¹	1,6x 10 ⁷	8,0x 10 ⁶	4
*Coli. Fecais	NMP/100 mL	5,3x 10 ⁶	9,0x 10 ³	1,6x 10 ⁷	9,2x 10 ⁶	3
*E. Coli.	NMP/100 mL	10,0	10,0	10,0	-	1
*Sulfactantes	mg/L	0,0	0,0	0,0	-	1
*Agente Tensoativos	mg / L	0,0	0,0	0,0	-	1
*Alumínio	mg / L	0,2	0,1	0,3	0,1	3
*Bário	mg / L	0,5	0,2	0,9	0,5	2
*Boro	mg / L	0,7	0,1	1,8	1,0	3
*Chumbo	mg / L	0,1	0,1	0,1	-	1
*Cianeto	mg / L	0,0	0,0	0,0	0,0	2
*Cloreto	mg / L	84,5	5,5	223	120	3
*Cobre	mg / L	0,0	0,0	0,0	0,0	2
*Cromo Total	mg / L	0,0	0,0	0,1	0,1	2
*Cromo Hexavalente	mg / L	0,0	0,0	0,0	0,0	2
*Ferro Total	mg / L	5,4	1,3	12,9	6,5	3
*Ferro Solúvel	mg / L	1,7	0,6	2,9	1,2	3
*Fluoretos	mg / L	0,2	0,1	0,3	0,1	3
*Fosfato Total	mg / L	147	5,6	429	244	3
*Manganês Total	mg / L	0,6	0,2	1,0	0,4	3
*Manganês Solúvel	mg / L	0,4	0,1	0,8	0,3	3
*Mercúrio	mg / L	0,0	0,0	0,0	-	1
*Níquel	mg / L	1,0	0,0	3,1	1,8	3
*Nitrogênio Amoniacal	mg / L	3,1	0,0	4,6	2,6	3
*NTK	mg / L	3,7	0,1	7,3	5,1	2
*Nitrato	mg / L	20,6	0,1	60	34	3
*Nitrito	mg / L	6,3	0,0	19	11	3
*Nitrogênio Total	mg / L	5,9	0,2	12,7	6,3	3
*Prata	mg / L	51,0	0,0	102,0	72,1	2
*Selênio	mg / L	0,0	0,0	0,0	0,0	2
*Sulfato	mg / L	9,2	4,2	19,0	8,5	3
*Zinco	mg / L	1,0	0,0	2,9	1,7	3
Fenol	mg / L	ND	ND	2,0	ND	ND

*Os itens apresentam pequeno número de amostragens, insuficientes para comentários conclusivos, contudo são aqui registrados para demonstrar que as mesmas foram realizadas.

(-) impossível de ser calculado devido ao tamanho da amostra.

ND – não disponível

Fonte: Boletins de Monitoramento SEMA-MT (2000 A 2005)

A Tabela 6.13 apresenta o resumo dos resultados obtidos em valores médios dos parâmetros monitorados nos poços [P₁; P₂; P₃; P₄ e P₅], e os valores máximos permitidos para cada parâmetro pelo Padrão de Potabilidade, segundo a Portaria n° 518/04 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2004).

Tabela 6.13 - Aspectos qualitativos médios da água dos poços P1; P2; P3; P4 e P5 comparados aos padrões estabelecidos pela Portaria n° 518/04 do Ministério da Saúde.

Parâmetros	Poços de Monitoramento					Portaria 518/04 M. SAÚDE
	P1	P2	P3	P4	P5	
Temperatura do ar	32,16	33,14	32,77	32,96	33,42	-
Temperatura da água	29,66	29,78	29,55	31,73	28,15	-
pH	4,5 – 7,0	5,0 – 6,8	5,7–6,6	5,6 – 6,1	5,8 – 6,7	6,5 – 8,5
DQO	7,5	26,1	13,7	10,3	20,3	-
DBO	3	6,64	5	3	7	-
STD	18,25	766	186	194	426	1.000
*STF	121	434	304	5	815	-
*STV	114	248	271	11	271	-
*SS	0,36	7,55	4,96	0,1	6,63	-
Nível L. Freático	8,1	8,3	10,11	6,32	5,9	-
Condutividade Elétrica	123	203	122	324	737	-
Cor Aparente	22	102	445	162	406	15
Turbidez	5,1	82,5	96,7	20	100	5
Dureza Totais	28,25	41,26	30,86	1,95	37,3	500
*Óleos e Graxas	0,973	82,22	0,68	0	0,95	-
Coli. Totais	4,7 x 10³	8,8 x 10³	4,5 x 10⁵	1,8 x 10⁵	4,0 x 10⁶	Ausente (100mL)
*Coli. Fecais	1,7 x 10³	9,2 x 10³	6,1 x 10⁴	9,5 x 10⁴	5,3 x 10⁶	Ausente (100mL)
*E. Coli.	1	10	10	10	10	Ausente (100mL)
*Sulfactantes	0,031	0,163	0,015	0	0,011	0,5
*Agente Tensoativos	0	0	0,005	0,001	0,003	-
*Alumínio	0,09	0,07	1,21	0,08	0,16	0,2
*Bário	0,37	0,25	0,43	0,46	0,52	0,7
*Boro	0,04	0,17	0,16	0,062	0,65	-
*Chumbo	0	0,01	0,1	0,04	0,1	0,01
*Cianeto	0,0015	0,00433	0,005	0	0,0015	0,07
*Cloreto	45	30	9	106	84	250
*Cobre	0,0012	0,031	0,022	0,01	0,008	2
*Cromo Total	0,042	0,044	0,054	0,001	0,045	0,05
*Cromo Hexavalente	0,001	0,0067	0,017	0,001	0,004	-
Ferro Total	9,19	3,24	3,43	4,60	5,35	0,3
*Ferro Solúvel	4,74	0,36	0,19	1,89	1,67	-
*Fluoretos	0,163	0,12	0,167	0,235	0,186	1,5
*Fosfato Total	3,59	35,6	15,6	90	146,9	-

Continuação: Tabela 6.13

Parâmetros	Poços de Monitoramento					Portaria 518/04 M. SAÚDE
	P1	P2	P3	P4	P5	
*Manganês Total	3,515	0,352	0,543	0,876	0,602	0,1
*Manganês Solúvel	3,34	0,18	0,26	0,81	0,41	-
*Mercúrio	0,009	0,0055	0,004	0,001	0,006	0,01
*Níquel	0,001	0,033	0,004	0,002	1,031	-
*Nitrogênio Amoniacal	0,065	0,173	0,0633	3,025	3,067	-
*NTK	0,13	0,15	0,525	0,925	3,7	-
*Nitrato	0,676	0,6	0,7433	0,6	20,62	10
*Nitrito	0,005	0,026	0,0433	0,0025	6,342	1
*Nitrogênio Total	0,47	0,82	1,41	3,73	5,87	-
*Prata	0,093	0,0096	0,007	0	51,005	-
**Selênio	0,028	0,05	0,014	0,001	0,008	0,001
Sulfato	1,833	4,23	1	9,35	9,2	250
*Zinco	0,003	0,125	0,077	0,04	1,007	5
**Fenol	0,0005	0,0005	0,0015	ND	ND	0,1

Fonte: Boletins de Monitoramento SEMA-MT (2000/2005)

Os números destacados em negrito na Tabela 6.13 representam parâmetros em cada um dos poços em desacordo com a Portaria nº518/04 do Ministério da Saúde.

*Os itens apresentam pequeno número de amostragens, insuficientes para comentários conclusivos, contudo são aqui registrados para demonstrar que as mesmas foram realizadas.

(-) impossível de ser calculado devido ao tamanho da amostra.

ND – não disponível

No ano de 2000 foram encontrados registros de dados de monitoramento apenas referentes aos poços 1 e 2, conforme pode ser observado na Tabela 1 IV, do Anexo IV. O Poço 1 devido a sua localização (afastado da área de influência do aterro sanitário) e por ser um poço utilizado como fonte de água para o abastecimento da usina, serviu como *background* para a avaliação dos parâmetros monitorados nos demais poços.

A Figura 6.17 mostra a variação temporal dos parâmetros DBO e DQO obtidos no poço P₂, com o objetivo de se avaliar comparativamente o comportamento dos dados coletados no período de 2000 a 2005, com exceção do ano de 2002, que não foi encontrado registros de monitoramento em nenhum dos poços, no banco de dados da SEMA-MT. A escolha do P₂ foi motivada por apresentar maior frequência nas coletas de dados e maiores concentrações de poluentes.

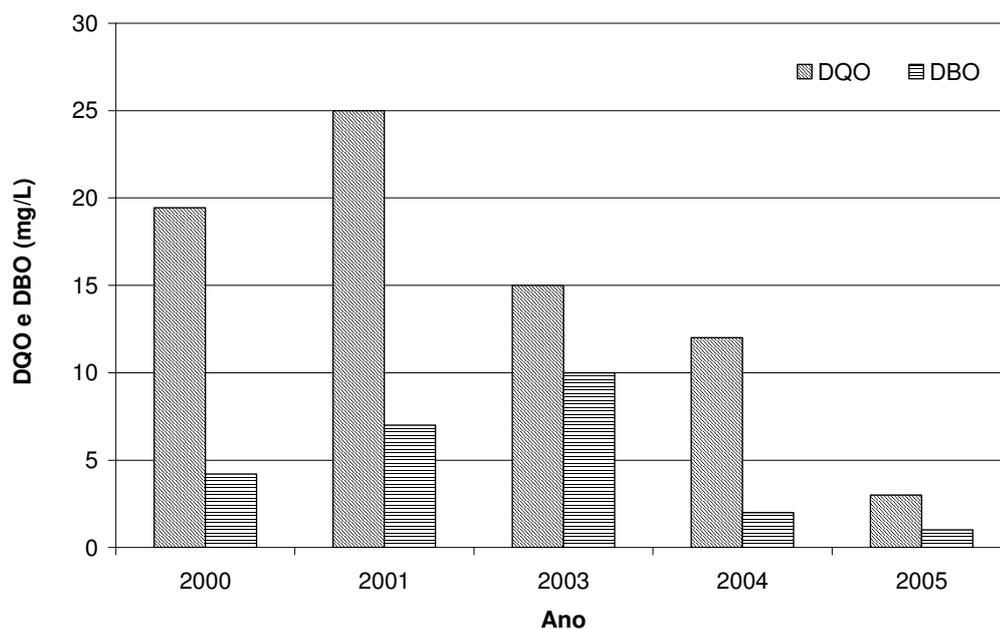


Figura 6.17 - Variação temporal da DQO e DBO no poço P2, no período de 2000, 2001, 2003, 2004 e 2005.

A seguir, a Figura 6.18 apresenta as concentrações médias de DBO e DQO para todos os poços de monitoramento de água subterrânea.

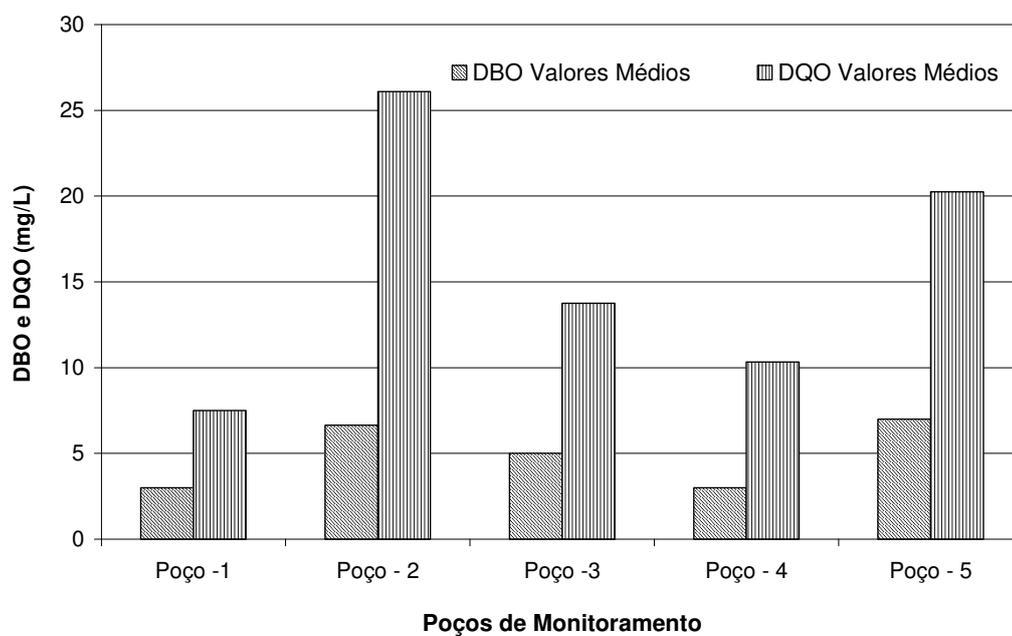


Figura 6.18 – Concentrações de DBO e DQO nos poços de monitoramento no período de 2000 a 2005.

Conforme pode ser constatado na Figura 6.17, no ano de 2001, o poço 2 apresentou maior concentração de DQO. A figura mostra também uma tendência de decréscimo nos valores da concentração a partir desse ano. Para a variável DBO, o declínio se deu a partir do ano de 2003, atingindo um valor máximo de 15 mg/L, para o período estudado. No aspecto geral, pode-se constatar que os anos de 2000 e 2001, caracterizaram por um aumento da contaminação orgânica da DQO e DBO. A partir de 2003 houve uma recuperação da qualidade das água subterrâneas, com o declínio das concentrações dos referidos parâmetros. Esses resultados devem estar relacionados principalmente com aperfeiçoamento do sistema de proteção basal (implantação de manta de PEAD, com 1,5 mm de espessura) nas novas células, implantadas no aterro sanitário, que ocorreu em janeiro de 1999, conforme registro no Pareder Técnico da FEMA/MT nº 182/COINF/DEMIN/2002.

Pode-se observar na Figura 6.18, que o Poço 2 seguido do Poço 5, foram os mais contaminados em termos de valores médios de DBO e DQO, quando comparados com o Poço 1. Observa-se também que o Poço 4 apresentou os menores valores médios em termos de DBO e DQO.

O nível d'água nos poços de monitoramento variou em média de 5,9 a 10,1m, conforme a Tabela 6.13, atendendo à NBR 13895/1997. Os dados da estação meteorológica de Cuiabá, (Tabela 5.1), poderiam servir como um parâmetro indicativo quanto ao comportamento e as tendências dos níveis do lençol freático ao longo do tempo, caso existisse uma maior abrangência na coleta dos dados de nível do lençol. A vazão das águas subterrâneas não foi monitorada, embora reconhecidamente seja um parâmetro de importância para se determinar o grau de poluição do manancial em estudo. A temperatura da água, fator de influência em muitos equilíbrios físicos e químicos, manteve-se em média na faixa de 28,2°C a 31,7°C. Embora a temperatura das águas subterrâneas seja quase constante durante o ano (variando de 1°C a 2°C), os aquíferos freáticos podem apresentar variações mais acentuadas, conforme foi registrado nos poços monitorados.

As Figuras 6.19, 6.20 e 6.21 apresentam as concentrações médias de turbidez, cor aparente e sólidos totais dissolvidos, respectivamente.

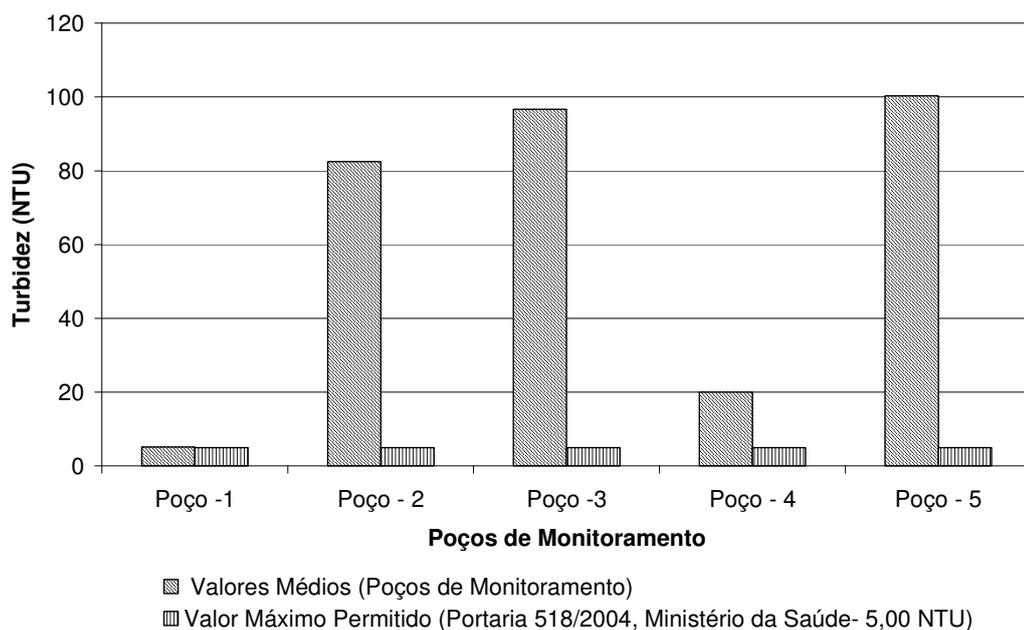


Figura 6.19 – Concentração de turbidez nos poços de monitoramento no período de 2000 a 2005.

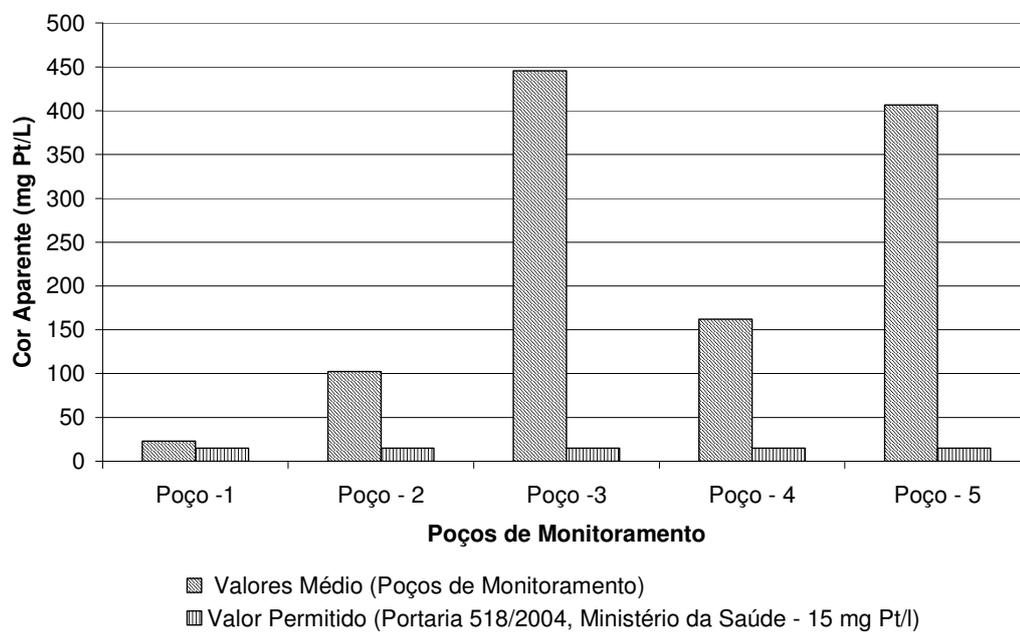


Figura 6.20 – Concentração de cor aparente nos poços no período de 2000 a 2005.

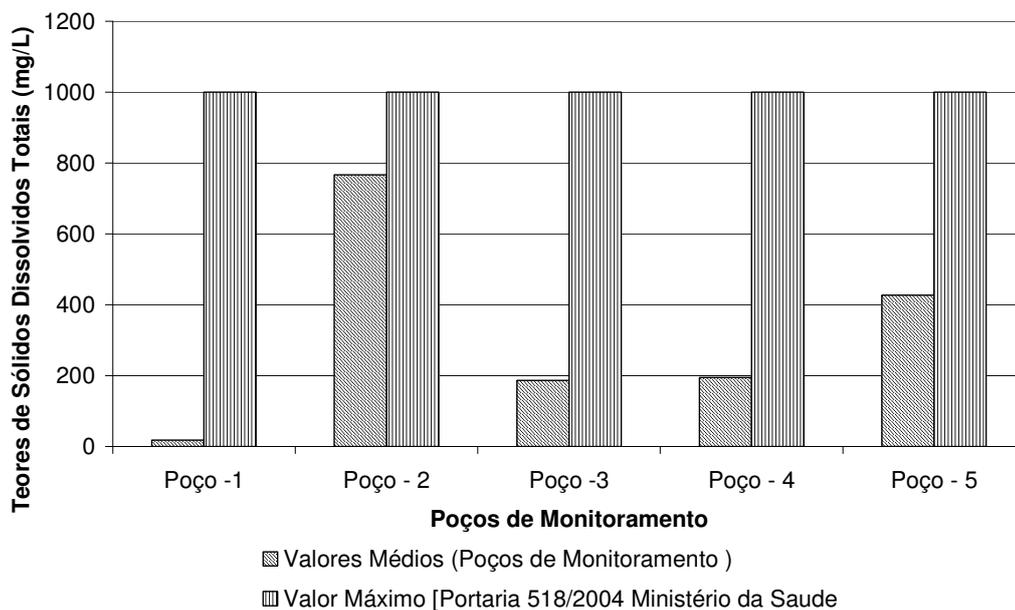


Figura 6.21 - Concentração de Sólidos Dissolvidos Totais nos poços no período de 2000 a 2005.

A turbidez está relacionada com a quantidade de sólidos totais em suspensão presente em uma amostra, sendo representada por argilas, minerais, sedimentos, matéria orgânica e inorgânica. A alta concentração de sólidos totais dissolvidos apresentado na Figura 6.21 justifica o elevado teor de turbidez nos poços de monitoramento, à exceção do poço 1 (poço testemunha) que apresentou teor médio de turbidez abaixo, quando comparado com os outros poços de monitoramento. Nos poços 2, 3, 4 e 5, os valores de turbidez (Figura 6.19) estão muito acima do estabelecido pela Portaria do Ministério da Saúde n° 518/04.

Os resultados demonstrados na Tabela 6.13 apresentam teores de sólidos totais dissolvidos em todos os poços de monitoramento, abaixo dos padrões estabelecidos pela Portaria do Ministério da Saúde n°518/04 (<1000 mg/L). De uma maneira geral, os valores médios do parâmetro cor nos poços de monitoramento, exceto o Poço P₁, localizado à montante da área de aterramento, estão em acordo com os padrões preconizados pela referida portaria.

A Figura 6.22 apresenta os resultados médios das concentrações de cloreto nos poços.

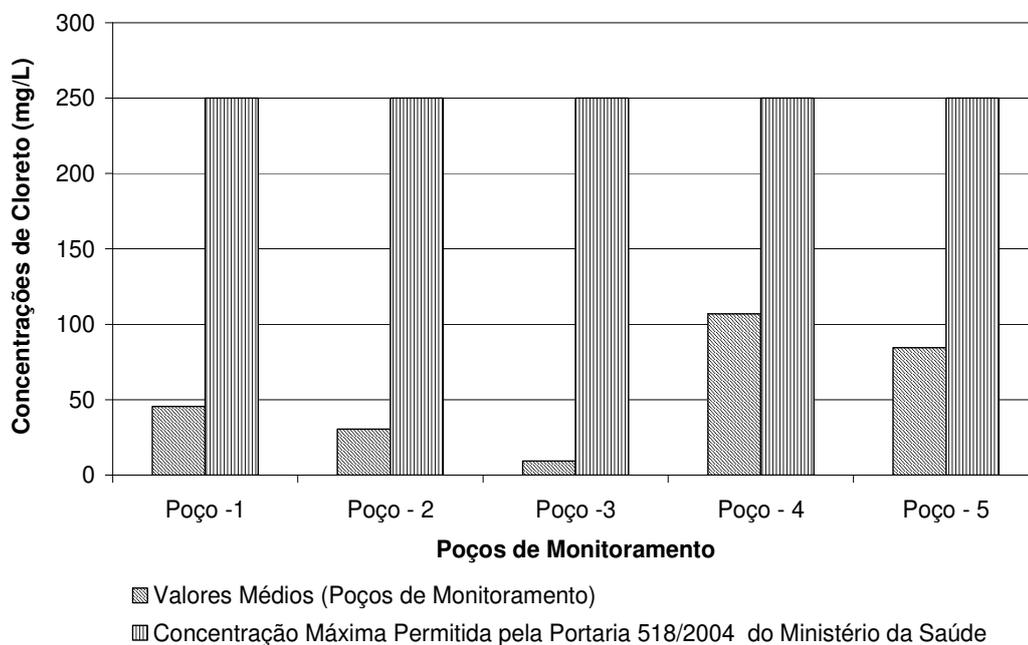


Figura 6.22 - Concentração de Cloretos nos poços no período de 2000 a 2005.

Os íons cloretos exercem grande influência na condutividade elétrica da água, e apresentaram variações significativas em cada poço estudado, porém os valores máximos detectados em cada um dos poços de monitoramento não superaram o valor máximo permitido pelo Padrão de Potabilidade, exigido pela Portaria n°518/04, do Ministério da Saúde.

O pH e a condutividade são resultantes dos constituintes iônicos dissolvidos no aquífero. As reações químicas e seu equilíbrio químico desempenham importante papel na hidrólise dos compostos. Os valores de pH mostraram a tendência de ser ligeiramente ácidos e os valores mínimos obtidos em cada poço não atendem à faixa de variação preconizada pela Portaria n°518/04. A condutividade elétrica apresentou uma tendência de aumento de montante para jusante, nos poço de monitoramento.

As Figuras 6.23 e 6.24 apresentam a variação temporal da concentração de coliformes totais e fecais, respectivamente.

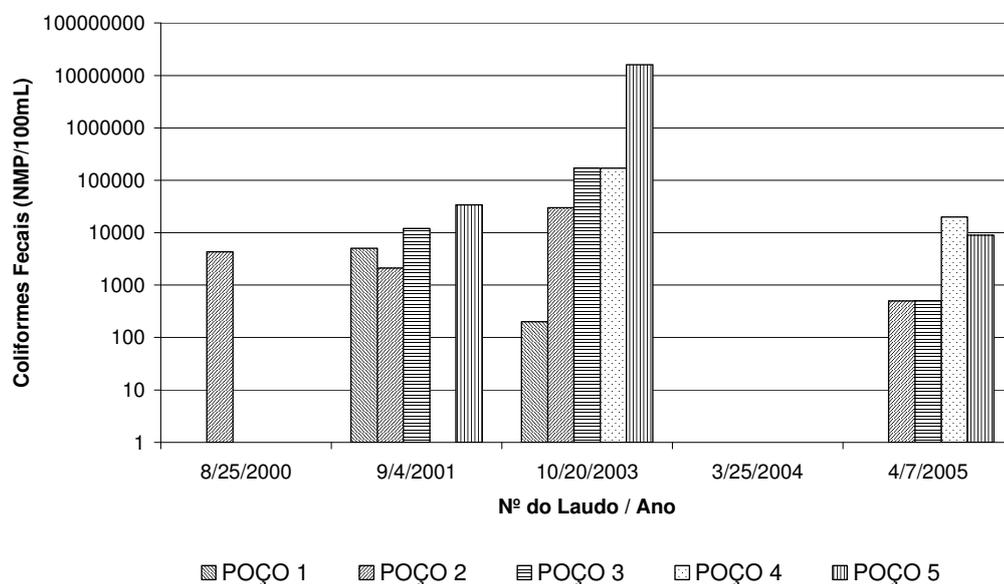


Figura 6.23 – Variação temporal da concentração de coliformes totais nos poços no período de 2000 a 2005.

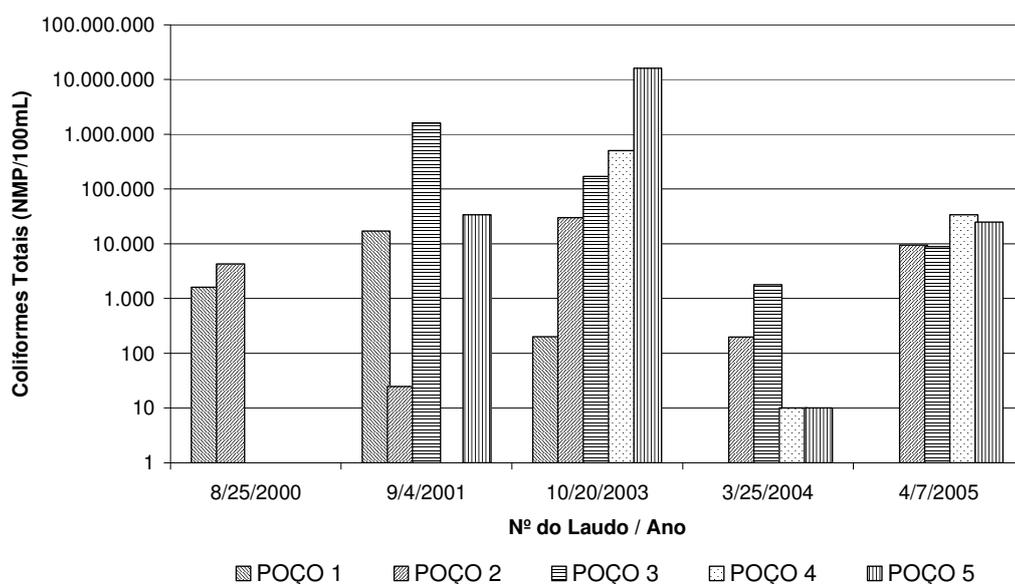


Figura 6.24 – Variação temporal da concentração de coliformes fecais nos poços no período de 2000 a 2005.

Os índices de coliformes totais e fecais em média, detectados nas amostras dos poços de monitoramento, de acordo com a Tabela 6.13, apresentaram crescimento expressivo nas últimas amostragens, à exceção do poço P₁ que registrou um decréscimo em níveis aceitáveis no padrão de potabilidade. Os valores referentes à concentração de coliformes nos poços, mostram uma tendência em superar o valor máximo permitido pela Portaria M.S. n°518/04 ou , na ausência de Coliformes Totais em 100 mL, para sistemas em análises com número de amostras inferiores a 40 amostras mensais. Os resultados não atenderam também à exigência da mesma Portaria, quanto à ausência de coliformes termotolerantes, em 100 ml de amostra.

As As Figuras 25 e 26 apresentam as concentrações médias de nitrato e nitrito, respectivamente, nos poços de monitoramento.

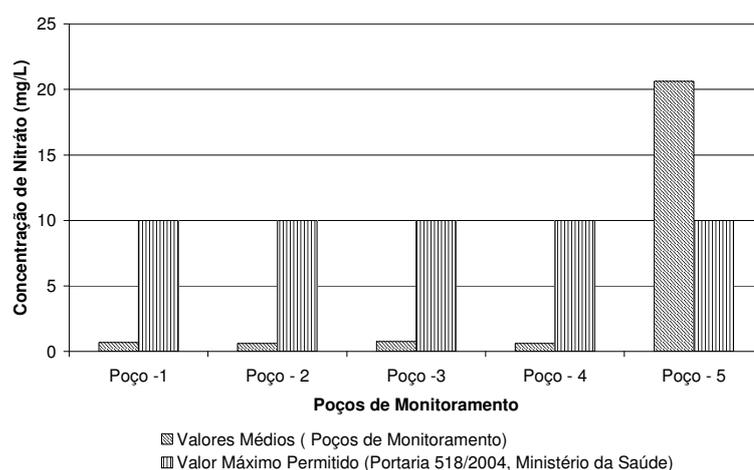


Figura 6.25 -Variação temporal de nitrato, nos poços no período de 2000 a 2005.

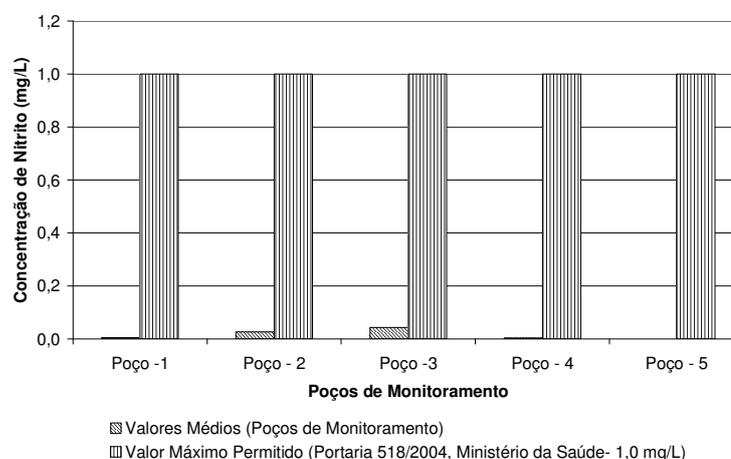


Figura 6.26- Variação temporal de nitrito nos poços no período de 2000 a 2005.

Os nitratos e nitritos são compostos indicadores de contaminação orgânica, devido à relação que estes íons apresentam com os processos de oxidação da matéria orgânica.

Os níveis de nitrato (NO_3^-), em água são tipicamente menores que 5,0 mg/L, já para nitritos (NO_2^-), concentrações maiores que 0,003 mg/L, são indícios de poluição, e finalmente para a amônia (NH_3^+), os níveis de poluição são de 0,1 mg/l (STRAUS, E.L., 1993). Apenas para uma amostra no poço P₅, localizado à jusante da área de aterramento, em 20/10/2003, (Tabela 1 IV anexo IV) foram registradas elevadas concentrações de nitrato e nitrito, acima dos padrões preconizados pela Portaria M.S. n°518/04, confirmando a contaminação do lençol freático naquele ano. Após essa data não foi registrado nenhum valor de concentração superior aos níveis exigidos pela referida Portaria. O parâmetro (NH_3^+) amônia não foi objeto de monitoramento das águas subterrâneas.

As Figuras 6.27 e 6.28 apresentam as concentrações de dureza, alumínio e bário, respectivamente, nos poços de monitoramento.

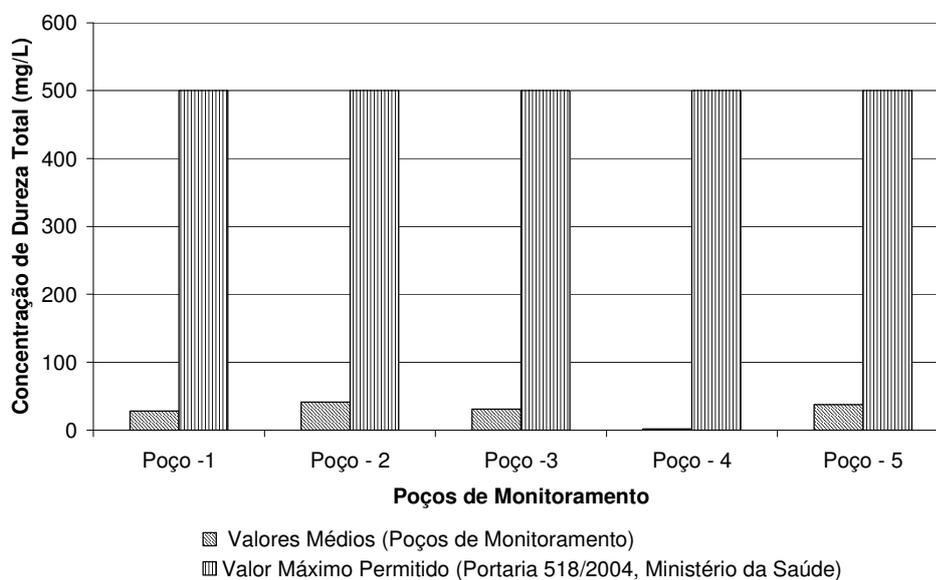


Figura 6.27 – Concentrações de dureza total nos poços no período de 2000 a 2005.

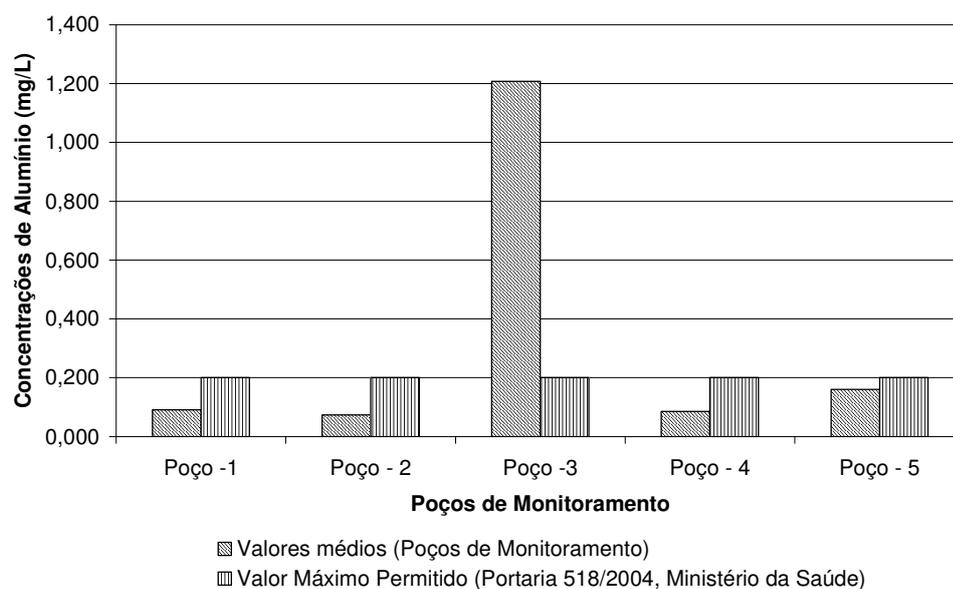


Figura 6.28 - Concentrações de Alumínio nos poços no período de 2000 a 2005.

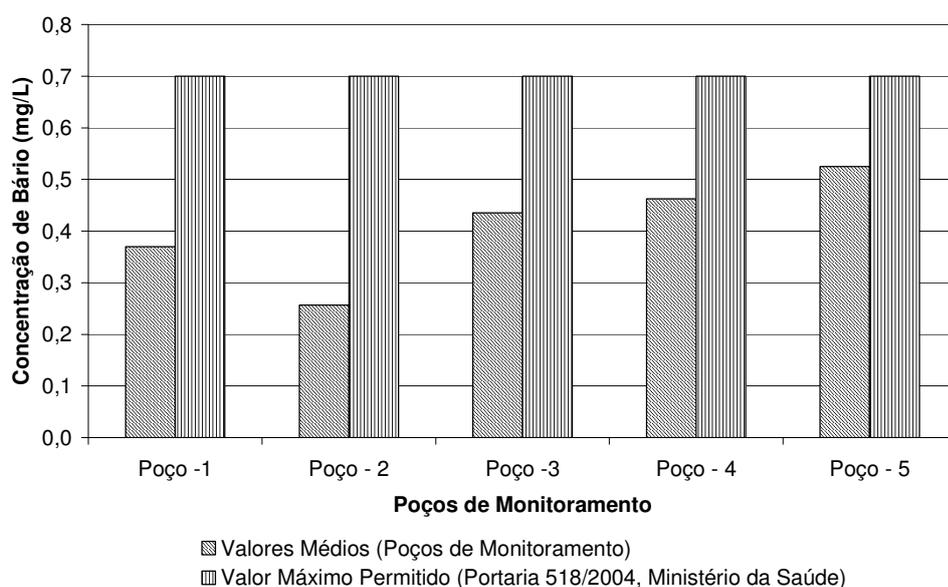


Figura 6.29 - Variação temporal de Bário nos poços no período de 2000 a 2005.

A dureza da água também é influenciada pelos teores de Al e Ba, embora os principais íons responsáveis sejam o Ca e o Mg. Os registros nos boletins de monitoramento apontam que, em média, o teor de Al não excedeu os valores máximos permitidos pela Portaria 518/04 do Ministério da Saúde. A exceção foi o poço P₃ cuja amostragem realizada em 07/04/05, apresentou concentração muito

elevada de Alumínio, requerendo uma maior investigação, uma vez que as concentrações deste metal geralmente são abaixo de 0,1 mg/L.

De acordo com a Figura 6.29, pode-se observar que os teores de Bário se mantiveram abaixo dos padrões estabelecidos pela Portaria 518/04 do Ministério da Saúde.

As Figuras 6.30 e 6.31 apresentam respectivamente, as concentrações de ferro total e manganês dos poços de monitoramento.

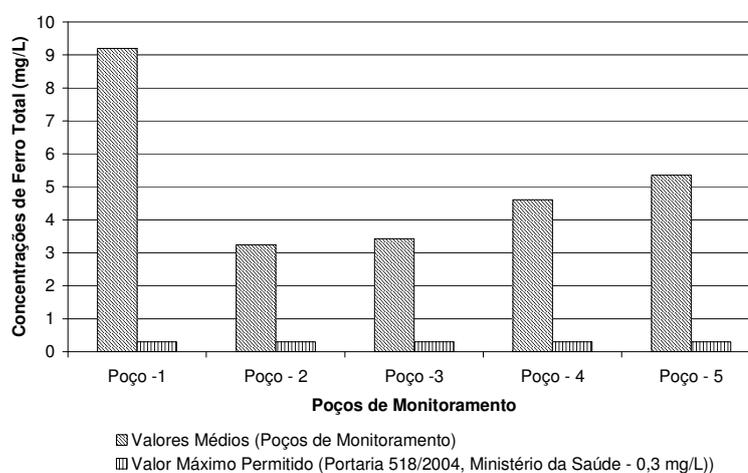


Figura 6.30 - Variação temporal de Ferro Total, nos poços no período de 2000 a 2005.

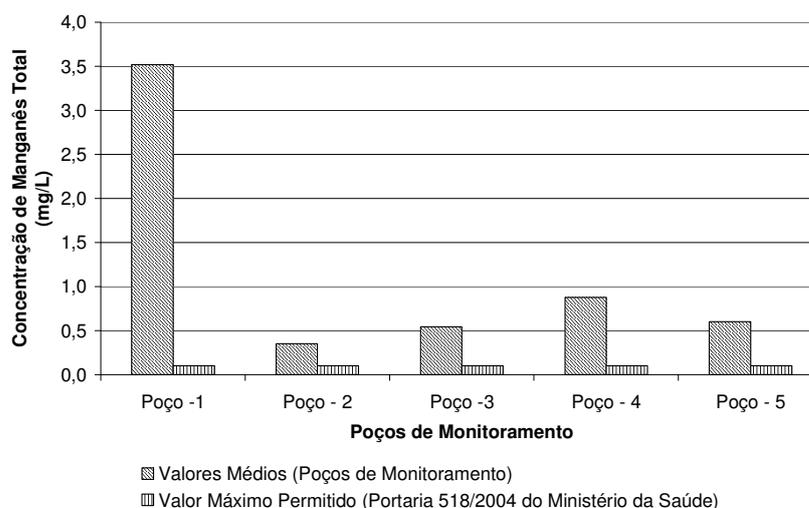


Figura 6.31 -Variação temporal de Manganês Total, nos poços no período de 2000 a 2005.

O óxido de ferro e o manganês são considerados importantes carreadores de metais pesados no sistema aquático. O controle exercido especificamente por óxidos e hidróxidos de Ferro e Manganês sobre elementos metálicos no meio aquático, ocorre principalmente através do processo de adsorção. O ferro não foi analisado na forma solúvel [Fe^{2+}], ou seja, íon ferroso, por ser muito pronunciado em pH na faixa de 6,0 a 8,0. O ambiente aquático predominantemente anaeróbio e a presença de matéria orgânica podem levar a condições redutoras, e tornar as águas subterrâneas altamente poluídas, com concentrações de ferro solúvel até 700 mg/L. Entretanto, tal fato não fora observado. As concentrações de ferro solúvel nos poços localizados mais à jusante não apresentaram valores médios elevados, demonstrando indiretamente a ausência da contaminação de [Fe^{2+}]. Porém, as concentrações de ferro total apresentaram valores bem superiores ao valor máximo permitido pela Portaria nº 518/04, que é de 0,3 mg/L. Verifica-se também um acréscimo nos valores de montante para jusante e no decorrer do tempo, incluindo o poço P₁, localizado à montante do aterro.

Os altos teores de Ferro e manganês estão associados aos fatores físico-químicos, sendo os principais o pH, temperatura e potencial redox. No pH ácido, com baixa concentração de oxigênio e baixo potencial redox ocorrerá a redução de Fe^{3+} para forma Fe^{+2} . Na forma reduzida o ferro torna-se solúvel, principalmente sob a forma de bicarbonato ou na forma de íon Fe^{3+} em equilíbrio com o hidróxido de ferro $\text{Fe}_2(\text{OH})_3$, após sua oxidação. Por outro lado, a forma reduzida do ferro precipita na forma de $\text{Fe}(\text{OH})_2$.

O manganês reage de forma semelhante ao ferro. Considerando que a formação do solo regional predominante é resultante do processo denominado de laterização, que consiste na lixiviação das sílicas e a fixação de hidróxidos de ferro. Pode-se concluir que as águas subterrâneas incorporam os metais solubilizados (sob condições de pH baixo), presentes na composição geoquímica do solo. Esta pode ser a explicação mais provável das pronunciadas concentrações de Ferro e Manganês no poço P₁, localizado à montante da área do aterro.

As concentrações de Manganês Total, em todos os poços, apresentaram concentrações acima de 0,1mg/L, que é o valor máximo exigido pela Portaria

n°518/04, do Ministério da Saúde, não atendendo aos padrões de potabilidade. Mesmo assim, em função das altas concentrações de matéria orgânica, a tendência é o desaparecimento dos teores de manganês existente através do processo de precipitação condicionado ao pH.

A Figura 6.32 apresenta a concentração de selênio nos poços de monitoramento.

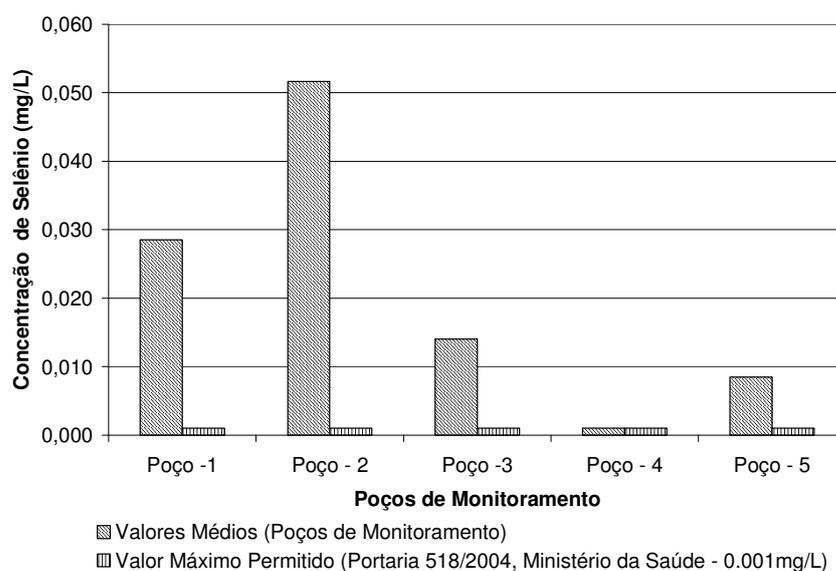


Figura 6.32 -Variação temporal de selênio nos poços no período de 2000 a 2005.

O selênio é um não metal do grupo calcogênio, que pode ser encontrado em várias formas alotrópicas. O selênio amorfo existe em duas formas: a vítrea *negra* e a vermelha, que se obtém em reações de redução. O selênio *cinza* cristalino de estrutura hexagonal é a forma mais comum.

As altas concentrações do selênio, nos poços de monitoramento, podem ser devido à presença de resíduos sólidos que tem como componente esse não metal. Entre as aplicações mais comuns estão os materiais elétricos e eletrônicos, fotográficos, inseticidas, controle de enfermidades de animais, sendo empregado também como aditivo em aços inoxidáveis. O dióxido de selênio é um catalisador adequado para a oxidação, hidrogenação e desidrogenação de compostos orgânicos.

As concentrações médias de selênio nos poços de monitoramento, com exceção do Poço 4, ficaram acima do padrão permitido pela Portaria nº 518/04, do Ministério da Saúde, exigindo maior atenção com esse parâmetro.

Os teores de sulfatos não apresentaram variações significativas ao longo do período. O ânion sulfato deriva, principalmente, da oxidação de sulfetos e pela lixiviação de compostos sulfatados. Verifica-se na Tabela 6.13 que embora apresentadas poucas amostras deste parâmetro, em nenhum dos poços apresentou-se valores acima dos padrões de potabilidade, preconizado pela Portaria nº518/04 do Ministério da Saúde.

A concentração de fenóis nas amostras dos poços de monitoramento, demonstrou estar bem abaixo ao valor máximo permitido pela Portaria nº518/04, do Ministério da Saúde. Isso se deve ao fato dos compostos ligados aos radicais fenóis, presentes no lixiviado, serem facilmente carreados pelas águas superficiais.

O cromo total foi detectado em uma das amostragens (04/09/01) no poço P₃, conforme Tabela 1 IV do Anexo IV, com níveis da ordem de 0,107 mg/L, acima dos padrões de potabilidade estabelecido pela Portaria nº518/04 do Ministério da Saúde, evidenciando uma certa contaminação naquele ano. As demais amostras mantiveram-se dentro do padrão de potabilidade. O Zn foi detectado nas amostras, porém com concentrações bem abaixo dos valores máximos permitidos pelo padrão de potabilidade.

O monitoramento do mercúrio (Hg) é de grande importância em função de a área ter sido explorada durante um longo período pela atividade de garimpo manual. Esse traço de metal é muito utilizado no processo de remoção de impureza do ouro e pouco recuperado, sendo lançado no solo e podendo alterar a concentração significativamente, aumentando o risco de contaminação das águas, fauna e flora. O mercúrio quando ingerido pelos animais ou incorporado às células vegetais, fato muito freqüente nos ecossistemas aquáticos contaminados, é transferido ao longo da cadeia alimentar, tendo poder acumulativo e podendo causar sérios danos ao sistema nervos do homem e dos animais. É importante observar que de todos os poços de monitoramento do aterro sanitário de Cuiabá, foram encontrados em poucas amostras registros da presença de teor de Hg, porém amostras do poço P₂ apresentaram valor

médio de concentração de Hg igual a 0,01mg/L, valor este preconizado pela Portaria nº 518/04 do MS.

A análise dos resultados obtidos no monitoramento das águas subterrâneas, embora apresente falhas na frequência de coletas das amostras, permite-nos inferir evidências quanto à existência de contaminação no aquífero da área em estudo devido a elevação no decorrer dos anos, da condutividade elétrica e da concentração de íons cloretos. A área ainda apresenta elevada cor e turbidez, altas concentrações de Coliformes Totais e Fecais, altos teores de metais, como ferro total, manganês total e alumínio na última análise, o que está em desacordo com os padrões de potabilidade publicado pelo Ministério da Saúde, através da Portaria nº 518, apesar de alguns parâmetros analisados atenderem às legislações vigentes.

A Secretaria de Meio Ambiente do Estado de Mato Grosso (SEMA), através dos termos de ajustamento de conduta, firmados com a prefeitura municipal de Cuiabá em 24/12/2003 e em 20/04/2005, referendados pelo Parecer Técnico nº412/COINF/DIMI/2003, determinava o cumprimento do calendário de monitoramento completo do aterro sanitário (monitoramento geotécnico, do lençol freático, do tratamento do efluente do aterro e do corpo receptor).

Em uma única análise completa nos cinco poços de monitoramento que inclui substâncias químicas que representam riscos à saúde, de acordo com o Laudo nº 01829/2005, os resultados em termos de valor máximo permitido (VMP) apresentaram valores inferiores aos estabelecidos pela Portaria nº 518 (de 25/03/04) do Ministério da Saúde. Esses valores referem-se, principalmente, para os parâmetros: Alacor; Aldrin e Dietrin; Atrazina; Bentazona; Clordano; 2,4D; DDT; Endossulfan; Endrin; Glifosato; Heptacloro e Heptacloro Epóxido; Exaclobenzeno; Lindano (g-BHC); Metolacloro; Metoxicloro; Molinato; Pendimetalina; Pentaclorofenol; Permitrina; Propanil; Simazina; Trifluralina.

1.37 DISCUSSÕES SOBRE O EMPREENDIMENTO

Os problemas operacionais com que vive hoje a Central de Destinação Final de Resíduos Sólidos de Cuiabá, repercutem diretamente sobre a vida útil do aterro

sanitário, como também na eficiência dos sistemas de proteção ambiental instalados. Verifica-se, por exemplo, que das 385 t/d de resíduos que chegam à Central, apenas 30% são destinados à usina de triagem. Atualmente a usina de compostagem encontra-se totalmente paralisada, o que se faz supor que aproximadamente 59% dos sólidos orgânicos que compõem a massa de resíduos sólidos urbanos de Cuiabá estão sendo despejados diretamente no aterro, incrementando substancialmente a geração de lixiviado e liberação de gases.

O sistema de tratamento do efluente do aterro, além de problemas construtivos, apresenta problemas operacionais e de manutenção, como pode ser observado nas fotos do Anexo VIII. É possível verificar a presença de processos erosivos avançados nos taludes, zonas mortas nas lagoas facultativas I e II (comprometendo sobremaneira o seu funcionamento) alterando o tempo de detenção hidráulico, e demais parâmetros de importância para se obter uma boa eficiência no tratamento. Diante dos problemas citados, o sistema torna-se vulnerável, aumentando ainda mais os riscos de contaminação das águas subsuperficiais e dos mananciais aflorantes.

Os procedimentos de operação no aterro sanitário não vêm sendo realizados de forma eficiente, embora se verifique o empenho no sentido de se cumprir as previsões do projeto, como as operações de recobrimento diário dos resíduos no final de cada jornada, a implantação de coberturas intermediárias com materiais de jazidas e a implantação dos drenos de percolados e de gases.

As células 1, 2 e 3 já concluídas, receberam a cobertura final conforme previsto no projeto, porém vêm apresentando problemas de ordem operacional, tais como: baixo índice de compactação do solo de cobertura, depressões e declividades superficiais no platô que em média atinge 5 metros de altura, mau funcionamento da drenagem das águas superficiais e pouca eficiência na implantação da cobertura vegetal. As conseqüências desses problemas refletem, principalmente, no acúmulo de água de precipitação no topo das células, que influencia no processo de lixiviação, incrementa a geração de lixiviados, especialmente no período das águas. A má eficiência da cobertura final das células vem provocando sérios danos aos taludes, como mostram as fotos do Anexo VIII, decorrentes dos processos erosivos. Tal

situação requer ações imediatas para a recuperação dos taludes como a implantação da cobertura vegetal e readequação do projeto de drenagem das águas pluviais.

O sistema de drenagem de fundo, embora tenha apresentado problemas quanto ao seu funcionamento em meados do ano de 2003, foi adequado com a implantação de drenos auxiliares, que vêm demonstrando um funcionamento satisfatório.

Pelos dados do automonitoramento, constatou-se que os sistemas de proteção basal das células e do sistema de tratamento de efluente mostraram-se vulneráveis, embora não seja possível precisar a origem da infiltração que, ao longo do período estudado (2000 a 2005), vem contaminando de forma gradual e progressiva o lençol freático. Fato este pode ser constatado por meio da Tabela 6.13.

Existem duas hipóteses quanto à origem do fluxo de contaminantes do lençol freático: a primeira é de que a contaminação possa ser originária da primeira célula implantada no aterro, que recebeu como elemento de proteção basal camadas de solo argilo siltoso sem um controle técnico rigoroso do grau de compactação e da inclinação dos drenos de captação de percolados.

O questionamento quanto à eficiência da impermeabilização de base das células de aterramento se deu já no início de sua implantação, quando a concepção inicial foi fundamentada no tipo particular dos rejeitos que saíam das usinas de triagem e de compostagem, induzindo ao projetista prever baixas vazões quanto à geração do lixiviado.

Na prática, ao se fazer o lançamento de “lixo” diretamente no aterro (sem passar pelas referidas usinas) houve, logo no início da pré-operação o comprometimento dos sistemas de proteção ambiental uma redução considerável na vida útil do aterro. Finalmente pode-se concluir que a geração de lixiviado inicialmente estimada foi superada tanto no aspecto das características físico-químicas, bacteriológicas, quanto no incremento da vazão de lixiviado. Com a nova realidade, o sistema passou a exigir um melhor desempenho dos drenos de percolados e da impermeabilização basal. A vulnerabilidade do sistema de proteção

basal das células do aterro, composto por apenas camadas de argilas, pode ser um dos fortes indícios que tenham contribuído para a contaminação do lençol freático na área de influência do aterro sanitário.

A segunda hipótese é de que o fluxo contaminante possa ter sua origem do sistema de tratamento de efluente do aterro sanitário e das lagoas de estabilização da Central, que é desprovido de um sistema de impermeabilização de fundo e de taludes considerados seguros. Jordão e Pessoa (1995 *apud* von SPERLING, 1996), afirmam que a impermeabilização de fundo pode ser realizada através de camada de argila, com espessura mínima de 40 cm, revestimento asfáltico e mantas plásticas.

A impermeabilização feita apenas com solo argilo compactado é vulnerável aos ciclos de umedecimento e ressecamento, o que provoca trincas e fissuras na camada de argila. Isso permite a infiltração progressiva de percolados, o que pode resultar com o decorrer do tempo, na contaminação das águas subterrâneas. Como se observa na Tabela 6.9, o poço P₂, localizado próximo das lagoas, apresentou a qualidade da água com maior grau de contaminação de carga orgânica quando comparado aos outros poços de monitoramento, tal fato reforça que esta seja a hipótese mais provável, para o observado pelo monitoramento.

O sistema de impermeabilização utilizado nas valas a receber resíduos de classe I (resíduos sólidos de serviço de saúde e similares) (RSSS), além de receber 1,0 metro de argila compactada com coeficiente de permeabilidade $K = 10^{-7}$ cm/s, deve ter manta de polietileno de alta densidade e espessura de 2,0 mm sobre a base argilosa.

O uso de camadas de argila compactada, seguida de geomembrana de PEAD – Polietileno de Alta Densidade – com espessura de 1,5 mm, seguida de uma camada de areia com manta geotêxtil para drenagem recoberta com terra vegetal para cobertura final para células de aterramento dos resíduos sólidos Classe 1, deve ser implementado, pois experiências em aterros sanitários brasileiros tem demonstrado um bom desempenho. Este tipo de sistemas de cobertura, identificado como “Barreira Dupla”, pela CETESB (1995), é uma concepção em perfeita sintonia com a das denominadas “Barreiras Dupla Compostas”, definidas pela EPA (Environmental

Protection Agency) e GLR (Geotechnics of Landfill Design and Remedial Works Technic al Recommendations (1993)) assim como citou Assis (1999).

O sistema de impermeabilização, utilizado em fundos e laterais das células para receber resíduos sólidos de Classe II, deve ser concebido observando a implantação de manta em PEAD, com espessura de 1,5 mm, uma camada de material argiloso, compactado de 1,0 m de espessura, buscando atingir valores da condutividade hidráulica próxima de $K= 10^{-7}$ cm/s. Deve-se implantar também, sobre essas camadas de argila compactada uma camada drenante de areia grossa e pedrisco, onde deverão ser instalados os drenos de percolados.

Outra recomendação seria a implantação de uma geomembrana na cobertura das células de aterramento de resíduos sólidos de Classe II bem como a indução de uma declividade ideal para forçar o escoamento das águas infiltradas, minimizando-se dessa forma o gradiente hidráulico atuante sobre a geomembrana.

Sobre o sistema de tratamento de efluente constatou-se que o mesmo não apresentou a eficiência esperada para o atendimento das exigências legais. Apesar dos valores obtidos em termos de remoção da DQO e DBO terem sido de 93 e 95% respectivamente, estes números estão aquém daqueles esperados, pois os valores médios da concentração no efluente tratado foram de 720 e 300 mg/L de DQO e DBO, respectivamente, como mostra a Tabela 2 II, do Anexo II. Os parâmetros analisados como Cloretos, Cor, Sólidos Totais apresentaram concentrações muito elevadas. O mesmo ocorreu com os parâmetros pH, Coliformes Totais, Coliformes Fecais, Bário, Cobre, Selênio e Chumbo, que apresentaram concentrações fora dos padrões de lançamento estabelecidos pelo artigo 15 da Resolução CONAMA nº357, de 17 de março de 2005.

A vazão do efluente tratado é um dos parâmetros que requer muita atenção, devido ao fato de o corpo receptor apresentar um regime de escoamento intermitente. A situação se agrava no período da estiagem, quando se verifica a vazão mínima do córrego. Nesta situação há descumprimento para os padrões de lançamento de efluente de indústria, estabelecida no Artigo 15 da Resolução CONAMA nº357/05, que prevê um fator de diluição $1V_{\text{Efluente}} < 4V_{\text{Rio}}$.

Diante das considerações sobre as características do efluente tratado, conclui-se que grande parte dos parâmetros analisados está em desacordo com o padrão de lançamento comprometendo a classe de enquadramento do Ribeirão do Lipa (Classe 2), estabelecido pelo Artigo 34º da Resolução CONAMA n° 357/2005.

Com a finalidade de se analisar a solicitação da renovação da Licença de Operação do Empreendimento, o Parecer Técnico da extinta FEMA, n° 182/2002 COINF/DIMI/2002, determina providências com relação à qualidade das águas dos Poços de monitoramento P₂ e P₃ tendo em vista terem apresentado para alguns parâmetros indicadores de poluição, valores superiores aos padrões exigidos da Resolução CONAMA n°357/05. Registra também problemas com a manutenção do sistema de tratamento de efluente bruto, já que o mesmo apresentava desmoronamento de talude. Apresentava ainda processo erosivo na cobertura final da fase 1 do aterro sanitário conforme mostram as fotos do Anexo VIII.

A ineficiência do sistema de tratamento de efluente também foi constatada tendo em vista não atender aos padrões de lançamento estabelecidos no Artigo 15 da Resolução CONAMA n°357/05. Esta constatação foi evidenciada através dos parâmetros monitorados e apresentados na Tabela 6.7, demonstrando a tendência de mudança de classe do Ribeirão do Lipa.

Os dados do monitoramento no corpo receptor, (embora não tenha sido possível obter uma maior amplitude de amostragem) revelam que a concentração dos parâmetros DBO, Sólidos Sedimentáveis, Cor Aparente, Óleos e Graxas, Coliformes Totais e Fecais, e Ferro Total, no ponto localizado à montante do lançamento, apresentam concentrações acima dos padrões estabelecidos para águas de Classe 2. A explicação mais provável para o fato é de que o corpo receptor estaria recebendo cargas poluidoras de pontos difusos, provenientes de propriedades rurais localizadas à montante do ponto de lançamento do efluente tratado do aterro sanitário. Por outro lado, os resultados do monitoramento revelam que a qualidade da água do Ribeirão do Lipa, à jusante do ponto de lançamento tende a piorar, comprometendo o desenvolvimento do processo de autodepuração no corpo receptor em função do aumento da carga poluidora, tal fato é evidenciado pelo aumento principalmente das concentrações de DBO, Sólidos, Coliformes Fecais e Totais. Na estiagem, a situação

tende a agravar-se, reduzindo o fator de diluição, principalmente com a interrupção do escoamento da lâmina d'água. Nesta época há a formação de poças que se acumulam por longos períodos, propiciando a infiltração da fração líquida, aumentando os riscos de contaminação de toda área de recarga do subsolo o que compromete significativamente a qualidade das águas do lençol freático à jusante do empreendimento.

7. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Os resultados obtido no estudo apontam uma ineficiência no funcionamento dos sistemas de contenção de percolados (cobertura final e impermeabilização basal) das unidades do aterro sanitário de Cuiabá, demonstrando um mau desempenho no período investigado. Tais constatações evidenciam o não cumprimento das finalidades para os quais foram projetados e implantados refletindo sobremaneira nos impactos negativos causados à área do empreendimento e circunvizinhas.

Já os resultados obtidos nos estudos envolvendo os parâmetros físico-químicos e bacteriológicos, monitorados no efluente bruto do aterro, demonstram que a característica do percolado é muito semelhante aos de outros aterros sanitários, apresentando valores médios dentro de uma faixa de variação obtida em outros estudos.

A vazão de percolados constitui um dos parâmetros de grande importância no controle sanitário e ambiental do aterro. Os fatores que controlam a concentração dos componentes e a geração da vazão desse percolado no interior das células estão intrinsecamente ligados ao tipo de cobertura final implantado e à eficiência do funcionamento do sistema de drenagem das águas pluviais de toda área do aterro. Considerando esses aspectos, verifica-se que o sistema de cobertura final do aterro sanitário de Cuiabá, é vulnerável, comprovado através da variação temporal da vazão de percolados com a variação da precipitação influenciado pelo regime hidrológico local.

Os resultados obtidos através dos estudos dos parâmetros monitorados nas águas subterrâneas demonstram que o sistema de proteção basal das unidades do aterro sanitário e do sistema de tratamento de efluentes (percolados) são vulneráveis embora não seja possível precisar a origem da infiltração que vem contaminando o lençol freático. Fato este constatado pela presença de elevadas concentrações de coliformes totais e fecais, além de altos teores de cor e turbidez nos cinco poços de monitoramento, inclusive no localizado à montante do aterro. Os valores observados estavam acima dos padrões preconizados pela Portaria nº 518/04 do Ministério da Saúde. O poço P₅, além de ter apresentado os indicadores com anomalias comuns a

todos os poços, apresentaram também concentrações de Nitratos e Nitritos acima dos limites permitidos, reforçando a suspeita de contaminação por material orgânico.

Diante dos resultados, pode-se inferir que o aterro de Cuiabá, quando avaliado à luz das normas técnicas da ABNT, não pode ser enquadrado como um aterro sanitário, mas podendo ser considerado como uma disposição final em forma de aterro controlado.

Apesar dos esforços do órgão estadual de meio ambiente, visando a manter às condições operacionais e atendimento as exigências da legislação ambiental vigente, e das iniciativas técnicas tomadas por parte do empreendedor, as ações não têm apresentado resultados eficientes para solucionar os problemas gerados pelo empreendimento.

É importante relatar que, apesar dos altos investimentos, a usina de triagem apresenta funcionamento bem abaixo da capacidade prevista no alcance do projeto. Além disso, a usina de compostagem encontra-se desativada em caráter definitivo, comprometendo significativamente o tempo de vida útil do aterro sanitário e aumentando os riscos potenciais de poluição ambiental. Esses riscos ambientais se devem ao aumento do lançamento de resíduo orgânico nas células do aterro, que demonstrou vulnerabilidade na sua proteção basal e agravado pelo funcionamento precário do sistema de tratamento de lixiviados.

Os aterros sanitários, como soluções para destinação final de resíduos sólidos, representam uma das boas alternativas possíveis, desde que antes sejam tomadas medidas para diminuir a geração dos resíduos e busquem o reaproveitamento dos resíduos incrementando o processo de reciclagem. Portanto, deve-se entender que, ao se pensar em implantar um aterro, deve-se vê-lo como apenas uma das partes necessárias ao processo de gerenciamento integrado destes rejeitos, inerentes à atividade humana.

Considerando essas conclusões, recomenda-se que algumas ações sejam tomadas para minimizar os impactos negativos causados pelas alterações no projeto e por gestão operacional inadequada.

Para uma melhor elucidação dos fatos torna-se fundamental que se promova uma investigação mais minuciosa no lençol freático, com o objetivo de identificar a origem da contaminação.

Em função da falta de cumprimento pleno do plano de monitoramento, constatado pelos boletins utilizados, recomenda-se a elaboração de um estudo hidrológico na bacia de drenagem do corpo receptor, com levantamento de dados de precipitação, temperatura, vazões máxima, mínima e média, buscando as ações que venham contemplar o completo atendimento das metas estabelecidas em consonância com as normas de monitoramento.

Recomenda-se ainda uma investigação minuciosa nas águas do corpo receptor, buscando avaliar todos os parâmetros de interesse, partindo do estudo das vazões do corpo receptor e do efluente tratado, acompanhado do monitoramento dos parâmetros físico-químicos e biológicos nos três pontos de coleta considerados.

Os dados de vazão do efluente bruto do aterro devem receber uma maior atenção quanto ao seu monitoramento. É recomendado também um estudo minucioso de balanço hídrico do aterro visando a subsidiar melhor o dimensionamento do sistema de tratamento de efluente.

Com a finalidade de estabelecer uma padronização nos trabalhos desenvolvidos pelos gestores do empreendimento, quanto à operação e manutenção, recomenda-se a elaboração de planilhas padronizadas para a coleta de dados, que possam apresentar uma maior consistência e clareza nas informações a serem analisadas e interpretadas, independentemente da empresa contratada para efetuar o acompanhamento e monitoramento do aterro sanitário e dos corpos hídricos.

Visando a um melhor acompanhamento do desempenho ambiental do aterro, é recomendado que as frequências previstas nos planos de monitoramento sejam cumpridas rigorosamente conforme previsto nas normas regulamentares pertinentes e exigências estabelecidas no licenciamento ambiental e do empreendimento.

Deve-se ainda elaborar um estudo técnico, objetivando identificar uma área disponível dentro do empreendimento para implantação de um novo sistema de tratamento de efluente do aterro, contemplando ainda:

- Que se avalie com maior rigor técnico a escolha do tipo de sistema de tratamento de efluente a ser implantado, buscando uma melhor eficiência e que atenda rigorosamente à Resolução CONAMA nº357/05.
- A viabilização de estudos técnicos e elaboração de projeto para a implantação de células de aterramento na área onde se encontra o atual sistema de tratamento de efluente do aterro, objetivando um aumento no tempo de vida útil do aterro (Módulo Norte), com o aproveitamento da infra-estrutura existente.

Com o objetivo de se buscar um novo modelo de gestão do sistema de coleta de transporte e destinação final dos resíduos sólidos do município, recomenda-se a elaboração de um estudo de caracterização qualitativo e quantitativo dos resíduos sólidos, com o objetivo de se viabilizar a implantação de um novo plano de coleta no município.

Com a finalidade de viabilizar recursos financeiros que ora estão disponíveis, o município poderia lançar mão de mecanismos de desenvolvimento limpo, envolvendo os créditos de carbono pelo aproveitamento do gás metano. Essa alternativa tem sido buscada por diversos organismos responsáveis por disposição de resíduos urbanos em aterros sanitários.

A dificuldade de se obter dados operacionais do empreendimento foi revelado pelos poucos registros de dados e trabalhos de pesquisa na área de estudo. Por meio de convênios, o gestor público poderia viabilizar projetos em parceria com instituições de ensino e pesquisa viabilizando, a partir delas, melhorias operacionais.

Que o órgão oficial do meio ambiente do Estado de Mato Grosso, no exercício de suas atribuições, estabeleça normas através de legislação específica, fixando os padrões de lançamento de efluentes nos corpos receptores, bem como se implemente uma política estadual de saneamento e de recursos hídricos.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ASSIS, F. J. Avaliação do uso de aterros, como alternativa para disposição de resíduos sólidos domiciliares e industriais. 1999. 126f. Dissertação (mestrado em hidráulica e saneamento). Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos, 1999.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 10004: Resíduos sólidos: Classificação. Rio de Janeiro, 2004.

_____. NBR 10006: Solubilização de Resíduos: Procedimentos. Rio de Janeiro, 2004.

_____. NBR 10007: Amostragem de Resíduos – Procedimentos. Rio de Janeiro, 2004.

_____. NBR 10157: Aterros de Resíduos Perigosos – Critérios para projetos, construção e operação. Rio de Janeiro, 1987.

_____. NBR 13895: Construção de Poços de Monitoramento e Amostragem. Rio de Janeiro, 1997.

_____. NBR 13896: Aterros de Resíduos não perigosos: Critérios para projetos, implantação e operação. Rio de Janeiro, 1997.

_____. NBR 8419: Apresentação de Projeto de Aterro Sanitário de Resíduos Sólidos Urbanos. Rio de Janeiro, 1992.

_____. NBR 843: Apresentação de Projetos de Aterros Sanitários de Resíduos Sólidos Urbanos. Rio de Janeiro, 1985.

BAGCHI, A. Design, construction and monitoring of landfills. 2. ed., John Wiley and Sons, Inc., New York, 1994.

BIDONE, F. R. A.; COTRIM, S. L. S.; BALLESTRIN, R. A. C. Monitoramento de lixiviados / percolado do aterro sanitário de Extrema, no bairro Lami, em Porto Alegre, RS. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE QUALIDADE AMBIENTAL, 2. 1998, Porto Alegre. Anais... Porto Alegre: ABES, 1998. p. 365-368

BRASIL. Resolução CONAMA nº 020 de 18 de Junho de 1986, Define Critérios para Classificação das Águas, Doces, Salobras e Salinas do Território Nacional

_____. Resolução CONAMA nº 357 de 17 de março de 2005: Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento e dá outras providências

_____. Portaria do ministério da saúde. nº 518, de 25 de março de 2004: Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências.

CASTRO JUNIOR; SANTOS, A. C., Carta Geotécnica de Cuiabá. Cuiabá: Universidade Federal de Mato Grosso/Prefeitura Municipal de Cuiabá, 1990.

CETESB. Drenagem Urbana: Manual de Projeto. 3. ed. São Paulo, SP, 1986.

CETESB. Normas Técnica – Apresentação de Projetos Industriais. São Paulo, SP 1995.

CONLURB. Caracterização gravimétrica dos resíduos sólidos domiciliares do município do Rio de Janeiro, 2005. Disponível em: <http://www2.rio.rj.gov.br/comlurb/download/caracterizacao_do_lixo_domiciliar_2005.pdf>. Acesso em: 15 de abril de 2007.

CUIABÁ. Limpeza pública: Passando a limpo. Cuiabá: Prefeitura Municipal / Secretaria Municipal de Serviços Urbanos, 2000.

DAMASCENO, S. Remoção de metais pesados em sistemas de tratamento de esgoto sanitário por processo de lodo ativado e por um reator compartimentado anaeróbio. 1996. 141 p. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento USP). Universidade de São Paulo, São Carlos, 1996.

ENTERPA AMBIENTAL S/A. Relatório Técnico: Composição Gravimétrica dos Resíduos Sólidos da Cidade de Cuiabá. FEMA-MT. Cuiabá, 2000.

ENTERPA AMBIENTAL S/A. Influência da Precipitação na Geração de Percolados Sanitário de Cuiabá (Janeiro/00 a julho/00). FEMA-MT. Cuiabá, 2000.

EPAL Engenheiros Associados. Projeto de Recuperação e Ampliação do Aterro Sanitário de Cuiabá. Volume I Memorial Descritivo - FEMA-MT, 1999.

FEEN, D. G.; HANLEY, K. J.; DEGEARE, T. V. Use of water balance method for predicting leachetgeneration at waster disposal sites. Cincinnati: Environmental Protection Agency, 1975.

FEMA-MT – Parecer técnico nº182/COINF/DIMI/2002. Trata do monitoramento do corpo receptor e do lençol freático e das amostras do efluente bruto e tratado da Estação de Tratamento de Esgoto. Processo (nº 132/1991).

_____. Parecer Técnico nº 412/COINF/DIMI/2003, (05/12/2003). Trata do monitoramento completo do aterro sanitário. Processo (nº 132/1991).

_____. Parecer Técnico nº 377/COINF/DIMI/2003, (05/12/2003). Trata do monitoramento completo do aterro sanitário. Processo (nº 132/1991).

_____. Temo de Ajustamento de Conduta, Ofício nº169/COINF/DIMI/FEMA-MT/2005. Referente à adequação do sistema formado pelas usinas de triagem, reciclagem, compostagem e aterro sanitário para lixo domiciliar e vala séptica para destinação final de RSSS.

_____. Relatório de Inspeção nº 050/DINF/CMCA/TEC/97. Avalia a operação e manutenção das usinas de triagem e compostagem do aterro sanitário e das unidades de tratamento de efluentes. Processo (nº 132/1991).

_____. Ofício nº2505/ DINF/CMCA/TEC/2000. Avalia a operação e manutenção das usinas de triagem e compostagem do aterro sanitário e das unidades de tratamento de efluentes. Processo (Nº 132/1991).

_____. Termo de Ajustamento de Conduta, (24/12/2003). [baseado na Lei Federal nº 7.347 de (24/07/85)]. Processo (nº 132/1999).

_____. Termo de Compromisso e Ajustamento de Conduta (20/04/2005), [baseado na Lei Federal nº 7.347 de (24/07/85)]. Processo (nº 132/1999).

FIGUEIREDO, S. I. Determinação de metais pesados em carne bovina no estado de Mato Grosso. 2001. Dissertação (mestrado em saúde coletiva). Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, 2001.

FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE (FNS). Manual de Saneamento. Brasília: Ministério da Saúde / Departamento de saneamento, 1999.

FREEZER, R. A.; CHERRY, J. A. Groundwater. New Jersey: Prentice-Hall, Inc., 1979.

HAMADA, J. Estimativa de Geração e Caracterização, do Lixiviado em Aterros Sanitários. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 19., 1997, Foz do Iguaçu. Anais... Foz do Iguaçu: ABES, 1997. 1 CD-ROM.

IBAMA. Manual de recuperação de áreas degradadas pela mineração, Brasília. IBAMA, 96p. 1990.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICO (IBGE). Censo, 2000.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICO (IBGE). Censo, 2005.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA (INMET). 9º Distrito, Estação Cuiabá, (1998-2005).

IPT - Instituto de Pesquisas Tecnológicas do estado de São Paulo. Lixo municipal, manual de gerenciamento integrado. São Paulo: Ed. São Paulo, IPT/CEMPRE, 2000.

ISEA, D.; VARGAS, L.; BELLO, N. DELGADO, J. G. Lixiviación de metales no nutrientes em suelos sometidos a riego com águas residuales tratadas. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE INGENIERIA SANITÁRIA Y AMBIENTAL, 27., 2000, Porto Alegre. Anais... Porto Alegre: Asociación Interamerican de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, 2000. 1 CD-ROM.

JARDIM, N. S. & WELLS, C. Lixo municipal: manual de gerenciamento integrado. São Paulo: IPT (Instituto de Pesquisa Tecnológica)/ CEMPRE, 1998.

JUCÁ T. F. J.; MELO A. L. V. de. Monitoramento de Sólidos, Líquidos e Gases do Aterro de Aguazinha – Pe. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOTECNIA AMBIENTAL, 4., 1999. Porto Alegre Anais..., Porto Alegre: REGEO, 1999. 1 CD-ROM.

JUCÁ T. F. J. *et al.* Avaliação Ambiental do Aterro de Resíduos Sólidos da Muribeca. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOTECNIA AMBIENTAL, 4., 1999. Porto Alegre Anais..., Porto Alegre: REGEO, 1999. 1 CD-ROM.

JUCÁ T. F. J. Disposição Final de Resíduos Sólidos Urbanos no Brasil. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOTECNIA AMBIENTAL, 5. 2003, Porto Alegre. Anais..., Porto Alegre: REGEO, 2003.

LEME, F. P. Engenharia do Saneamento Ambiental. 2. ed. Rio de Janeiro: LTC-Livros Técnicos e Científicos Editora S.A., 1984.

LIMA, E. B. N. R. Modelagem integrada para gestão da qualidade de água, na bacia do rio Cuiabá. 2001. 206f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil). Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2001.

LIMA, L. M. Q. Lixo: Tratamento e Biorremediação. 3. ed. São Paulo: Hermes Editora LTDA, 1995.

LIMA, L. M. Q. Estudo da influência da reciclagem de chorume na aceleração da metanogênese em aterro sanitário. 1988. 241 f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1988.

LIMBURB, São Paulo: Caracterização gravimétrica e físico – química dos resíduos sólidos domiciliares do município de São Paulo – 2003. Disponível em: <http://www.prefeitura.sp.gov.br/servicos/upload/RelatorioGeral2003_1103568035.pdf>. Acesso em: 15 de junho de 2007.

MATO GROSSO. Lei n°. 004, de 24 de dezembro de 1992. Institui o código sanitário e de posturas do município, o código de defesa do meio ambiente e recursos

naturais, o código de obras e edificações e dá outras providências. Disponível em: <<http://www.cuiaba.mt.gov.br/servicos/legislacao/paginas/planodiretor/planodiretor.htm>> Acesso em: 15 de junho de 2007.

_____. Lei Complementar n°. 38, de 21 de novembro de 1995. Institui código Ambiental do Estado de Mato Grosso.

_____. Lei n°. 7862, de 19 de Dezembro de 2002. Institui a Política Estadual de Resíduos Sólidos do Estado de Mato Grosso.

MARIANO, M. O.; JUCÁ, J. F. T. Monitoramento de recalques no aterro de resíduos sólidos da Muribeca. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE QUALIDADE AMBIENTAL, 2., 1998, Porto Alegre. Anais... Porto Alegre: 1998. p. 1671-1677.

OLIVEIRA, S.; PASQUAL, A. Monitoramento do lixiviado de aterro sanitário. In: CONGRESSO INTERNACIONAL DE INGENIERIA SANITÁRIA Y AMBIENTAL, 27., 2000, Porto Alegre. Anais... Porto Alegre: Associação Internacional de Ingenieria Sanitária Y Ambiental / Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2000. CD-ROM.

OLIVEIRA, M. A. S.; BRITO, S. A. Geologia de Engenharia. São Paulo: Associação Brasileira de Geologia de Engenharia, 1998.

PALACIOS, J. L. M.; MORENO, M. G. U.; CABALLERO, E. C.; VÁSQUES, M. A. M. Efecto de la digestión y filtración de cadmio em suelo. In: CONGRESSO INTERNACIONAL DE INGENIERIA SANITÁRIA Y AMBIENTAL, 27., 2000, Porto Alegre. Anais... Porto Alegre: Associação Internacional de Ingenieria Sanitária Y Ambiental / Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2000. 1 CD-ROM.

PASTORE, E. L.; COLMANETTI, J. P.; MONTEIRO, A. S.; PEREIRA, J. H. F. Avaliação da eficiência de alternativas de impermeabilização da base do aterro sanitário de Brasília – DF. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOTECNIA AMBIENTAL, 4., 1999, São José dos Campos, Brasil. Anais... São Paulo: Instituto Tecnológico da Aeronáutica, 1999. p. 467 – 471.

PESSIN, N.; SILVA, A. R.; PANAROTO, C. T. Monitoramento de Aterros Sustentáveis para Municípios de Pequeno Porte. In: CASTILHOS JUNIOR, A. B. (coord.). Resíduos Sólidos Urbano: Aterro Sustentável para Municípios de Pequeno Porte. Florianópolis: PROSAB/ABES, 2003. cap. 4, p. 107 – 141.

PRODECAP. Relatório de determinação hidro-geotécnica da área. Cuiabá: Prefeitura Municipal de Cuiabá, MT; 1993.

PRODECAP. Construção de Obras e Serviços de Recuperação de Área Degradada e Fornecimento de Equipamentos da Central de Disposição Final de Resíduos Sólidos Urbanos do Município de Cuiabá-MT, na Forma "Turnkey" de Fornecimento. Edital C1 01/94. Concorrência Pública Internacional, 1994.

PROSAB: Programa de Saneamento Básico – Rede Cooperativa de Pesquisadores Resíduos Sólidos Urbanos: Aterro Sustentável Para Município de Pequeno Porte. Coord.: CASTILHO JR., A. B.; LANGE, L. C.; GOMES, L. P.; PESSIN, N. Editora e Gráfica Vida & Consciência, 2003.

QUITAÚNA SERVIÇOS S/C Ltda. Sistema de drenagem de líquidos percolados de Guarulhos-SP, 2006. Disponível em <http://www.quitauna.com.br/afiterro32.htm>. Acesso em: 08/10/2006

RODRIGUES, V. R. T. Ocupação urbana e os impactos ambientais no meio físico em uma sub-bacia hidrográfica. Um estudo de caso: Bacia do Córrego Ribeirão do Lipa, Cuiabá, MT, 1999. Trabalho de conclusão de curso (Especialização). Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, 1999.

ROWE, R. K. Solid waste management and landfill design. Ontario: Department of Civil Engineering, Faculty of Engineering Science, University of Western Ontario, 1996.

SANELAB. Relatório Técnico de Análises Físico-Química e Bacteriológica, do Efluente do Aterro Sanitário, das Águas Subterrâneas e Corpo Receptor. Cuiabá: Sanelab, 1999.

SANTOS, L. A. O. Projeto Construção e Monitoramento de Aterro Sanitário Controlado e Recuperação de Lixões Interfaces com a Geotécnica, Geologia, Hidrogeologia e Tecnologia de Linings. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE DESTINAÇÃO DO LIXO, 1994, Salvador. Anais... Salvador: Companhia de Desenvolvimento da Região Metropolitana de Salvador, 1994, p. 87 – 103.

SANTOS, P. C. V.; SANTOS NETO, P. M.; KOID, S. Características do lixiviado do aterro do Jokey Club/DF. In: CONGRESSO DE MECÂNICA DOS SOLOS E

ENGENHARIA GEOTÉCNICA, 11., 1998, Brasília. Anais... Brasília: ABMS, 1998. p. 1703-08.

SCHROEDER, P. R., AZIZ, N. M., LLOYD, C. M. and ZAPPI, P. A. The Hydrologic Evaluation of Landfill Performance (HELP) Model: User's guide for version 3, EPA/600/R-94/168a, U.S. Environmental Protection Agency Risk Reduction Engineering Laboratory, OH, 1994.

SEMA-MT (Secretaria Estadual do Meio Ambiente). Processo de Licenciamento Ambiental do Aterro Sanitário de Cuiabá/ MT. (Processo nº 132/1991). Processos de Licenciamento Ambiental Volumes: (I, II, III, IV, V, VI, VII, VIII, IX, X, XI, XII, XIII, XIV, XV, XVI, XVII e XVIII) a partir da Licença de Implantação/ 1991 a Licença de Operação/ 2005.

SMSU (Secretaria Municipal de Serviços Urbanos). Relatório Técnico de Atividades da Diretoria de Limpeza Urbana. Cuiabá: Departamento de Limpeza Urbana / Prefeitura Municipal de Cuiabá, 2003.

SEGATO, L. M.; SILVA, C. L. Caracterização do lixiviado do aterro sanitário de Bauru. In: CONGRESSO INTERNACIONAL DE INGENIERIA SANITÁRIA Y AMBIENTAL, 27.; 2000, Porto Alegre. Anais... Porto Alegre: Associação Internacional de Ingenieria Sanitária Y Ambiental/ Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2000. 1-CD-ROM.

SILVA S.A. & MARA D., Tratamentos Biológicos de Águas Residuárias: Lagoas de Estabilização, 1. ed., Rio de Janeiro: ABES, 1979.

SILVA, S. R.C. M. Lixiviado como Poluente em uma Área Experimental no Aterro Sanitário de Cuiabá/ MT. 2001. 130f. Tese (mestrado em Saúde Coletiva). Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, 2001.

SIQUEIRA, E. Q. Coletânea de material para a disciplina de qualidade das águas do Programa de Pós Graduação em Engenharia do Meio Ambiente da Universidade de Goiás. Goiás: UFG, 2004.

SISINNO, C. L. S. Estudo preliminar da contaminação ambiental em área de influencia do Aterro Controlado do Morro do Céu (Niterói-RJ). 1995. Dissertação (mestrado em Saúde Pública). Escola Nacional de Saúde Pública da Fundação Oswaldo Cruz, 1995.

TCHOBANOGLIOUS. G.; THEISEN, H.; VIGIL, S. A. *Integred Solid. Waste Management, Engineering Principales and Management. Issues:* Mc Gram-Hill International Editions, 1993.

TECNOLOGIA “KNEER”. Manual de Operação do Processo de Compostagem por Aeração Forçada. Consórcio ANDRADE GUTIERREZ &TBAGI. FEMA-MT, 1994.

TOMÉ JUNIOR, J. B. Manual para interpretação de análise de solo. Guaíba: Agropecuária, 1997.

VALENZUELA, J. C. G. Tratamento de efluentes em indústrias galvanotérmicas. São Paulo: Páginas e Letras, 1999.

VARGAS, M. Introdução à mecânica dos solos. São Paulo: Edusp, 1977.

Von SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgoto. 2 ed. Belo Horizonte: DESA-UFMG, 1996.

_____. Lagoas de estabilização. Belo Horizonte: DESA-UFMG, 2002. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, 3).

_____. Lagoas de estabilização. 2008. Apresentação em *power point*. Acesso em: <http://webmail.desa.ufmg.br/~marcos/index_arquivos/PowerPoint/LagEst.pdf>. Acesso em: 29 de maio de 2008.

9. ANEXOS

I - EFLUENTE BRUTO (PERCOLADO)

II - EFLUENTE TRATADO

III – CORPO RECEPTOR

IV – LENÇOL FREÁTICO

V - DADOS METEOROLOGICO DE CUIABÁ

VI – MAPAS TOPOGRÁFICOS

VII – MODELO DE BOLETINS DE MONITORAMENTO

VIII – FOTOS DO EMPREENDIMENTO

ANEXO I

Efluente Bruto do Aterro

Tabela 1 I - Sumário Estatístico do Efluente Bruto (Percolados).

Parâmetro	Unidades	Média	Mínimo	Máximo	Desvio Padrão	Nº de Amostras
Temperatura do ar	° C	29,95	15,00	37,50	4,24	49
Temperatura da água	° C	29,58	20,00	37,50	3,17	50
pH	-	7,78	5,70	9,14	0,70	49
DQO	mg/L	10840	1552	47348	9366	50
DBO	mg/L	5717	580	30351	6027	50
ST	mg/L	19909	3580	59908	9900	48
STF	mg/L	9780	6050	14780	4501	3
STV	mg/L	5087	310	10840	5333	3
SST	mg/L	1320	1320	1320		1
SDT	mg/L	16100	16100	16100		1
Óleos e Graxas	mg/L	35,23	0,00	211,20	49,00	49
OD	mg/L	0,00	0,00	0,00	0,00	50
Coli. Totais	NMP/100 mL	8,9 x 10 ⁷	3,4 x 10 ²	1,6 x 10 ⁹	3,2 x 10 ⁸	50
Coli. Fecais	NMP/100 mL	1,1 x 10 ⁸	1,0 x 10 ²	3,6 x 10 ⁹	5,5 x 10 ⁸	50
Vazão	L / s	0,63	0,02	1,23	0,46	13
Cor Aparente	mgpt/L	10536	307	16700	8920	3
Cor Verdadeira	mgpt/L	6312	6312	6312		1
Dureza Total	mg/L CaCO ₃	454	70	871	401	3
SS	ml/L	0,10	0,10	0,10	0,00	3
Turbidez	NTU	1021	724	1376	330	3
Condutividade (25°C)	µS/cm	11937	2790	29900	15558	3
Alumínio	mg/L	0,11	0,11	0,11		1
Bário	mg / L	18,68	0,31	56,00	22,71	5
Boro	mg / L	1,52	1,00	2,30	0,60	5
Cádmio	mg / L	0,06	0,02	0,10	0,04	4
Chumbo	mg / L	0,50	0,10	1,45	0,64	4
Cianeto	mg / L	0,09	0,01	0,13	0,05	5
Cobre	mg / L	7,33	0,06	42,80	17,38	6
Cromo Total	mg / L	2,89	0,08	8,45	3,78	4
Cromo Hexavalente	mg / L	0,40	0,05	1,89	0,73	6
Cromo Trivalente	mg / L	1,95	0,01	8,40	3,63	5
Ferro Total	mg / L	8,92	0,39	12,80	5,80	4
Ferro Solúvel	mg / L	1002,85	3,05	5672,00	2290,58	6
Fluoretos	mg/L	2,71	0,49	4,93	3,14	2
Mangânes Total	mg / L	4673	6	14000	8078	3
Manganês Solúvel	mg / L	3,18	0,70	7,40	3,19	4
Mercúrio	mg / L	0,02	0,00	0,07	0,03	4
Níquel	mg / L	0,40	0,10	1,09	0,39	5
Nitrogênio Amoniacal	mg / L	2883,9	0,8	15225,5	6099,8	6
Nitrato	mg / L	65,6	3,0	128,2	88,5	2
Nitrito	mg / L	6,71	0,20	20,03	9,04	4
Nitrogênio Total	mg / L	149	124	173	35	2
Prata	mg / L	0,06	0,02	0,10	0,04	5
Selênio	mg / L	0,14	0,05	0,35	0,12	5
Sulfato	mg / L	27,57	23,84	31,30	5,28	2
Zinco	mg / L	3,15	0,20	16,70	6,64	6
Fenol	mg / L	0,65	0,05	2,63	1,01	6

Fonte: Boletins de Monitoramento SEMA-MT (1999 A 2005)

ANEXO II

Efluente Tratado

Tabela 1 II – Dados de monitorados do efluente tratado

Efluente Tratado	Nº de Amostras	1	2	3	4	5	6	7
	Nº Laudo/Ano	405/99	7135/00	471/99	675/99	5.781	657/99	733/1999
Parâmetros	Datas	30/07/99	01/09/00	09/09/99	28/10/99	01/11/99	25/11/99	27/12/99
	Unidade							
Temperatura do ar	° C	36,0	-	35,0	35,0	-	32,0	29,0
Temperatura da água	° C	26,0	37,5	28,0	33,0	-	26,0	28,0
pH	-	8,10	-	8,30	8,60	-	7,90	7,70
DQO	mg/L	1.060	-	1.385	2.112	-	1.821	1.566
DBO	mg/L	632	-	599	926	-	740	678
ST	mg/L	3.010	-	4.303	4.983	-	3.822	3.408
STF	mg/L	-	-	-	-	-	-	-
STV	mg/L	-	-	-	-	-	-	-
SST	mg/L	-	-	-	332	-	-	-
SDT	mg/L	-	-	-	4.651	-	-	-
Óleo e Graxas	mg/L	21,60	-	98,00	26,80	-	12,00	11,90
OD	mg/L	0,0	-	0,0	0,0	-	0,0	0,0
Coli. Totais	NMP/100 mL	$4,6 \times 10^5$	-	$1,5 \times 10^6$	$4,3 \times 10^5$	-	$1,1 \times 10^4$	$1,5 \times 10^4$
Coli. Fecais	NMP/100 mL	$2,8 \times 10^4$	-	$3,6 \times 10^3$	$2,3 \times 10^3$	-	$7,3 \times 10^3$	$7,5 \times 10^3$
Vazão	L / s	-	-	-	-	-	-	-
Cor Aparente	mgpt/L	-	-	-	-	-	-	-
Dureza Total	mg/L CaCO ₃	-	-	-	-	-	-	-
SS	ml/L	-	-	-	-	-	-	-
Turbidez	NTU	-	-	-	-	-	-	-
Alumínio	mg/L	-	-	-	-	<0,10	-	-
Arsênio	mg/L	-	<0,10	-	-	<0,10	-	-
Bário	mg / L	-	<0,50	-	-	<0,50	-	-
Boro	mg / L	-	<1,00	-	-	<0,10	-	-
Cádmio	mg / L	-	<0,10	-	-	<0,10	-	-
Chumbo	mg / L	-	<0,10	-	-	<0,10	-	-
Cianeto	mg / L	-	<0,10	-	-	<0,10	-	-
Cloretos	mg/L	-	558	-	-	940	-	-
Cobre	mg / L	-	<0,01	-	-	0,02	-	-
Cromo Hexavalente	mg / L	-	0,03	-	-	0,02	-	-
Cromo Trivalente	mg / L	-	0,02	-	-	0,45	-	-
Ferro Total	mg / L	-	9,35	-	-	8,00	-	-
Fosfato Total	mg / L	-	2,45	-	-	-	-	-
Manganês Total	mg / L	-	0,23	-	-	0,65	-	-
Manganês Solúvel	mg / L	-	0,12	-	-	0,20	-	-
Mercurio	mg / L	-	<0,001	-	-	0,00	-	-
Níquel	mg / L	-	<0,1	-	-	<0,1	-	-
Nitrogênio Amoniacal	mg / L	-	53,15	-	-	<0,02	-	-
Nitrito	mg / L	-	<0,1	-	-	<0,1	-	-
Prata	mg / L	-	<0,02	-	-	<0,02	-	-
Selênio	mg / L	-	<0,1	-	-	<0,1	-	-
Zinco	mg / L	-	0,04	-	-	0,19	-	-
Fenol	mg / L	-	<0,1	-	-	<0,1	-	-
*Condutividade	µS/cm	-	-	-	-	-	-	-

- dado não disponível; condutividade a 25°C;

Continuação da Tabela 1 II

Efluente Tratado	Nº de Amostras	8	9	10	11	12	13	14
	Nº Laudo/Ano	883/00	934/00	1.038/00	1.133/00	1.184/00	1.238/00	1.328/00
Parâmetros	Unid. Datas	28/02/00	20/03/00	28/04/00	29/05/00	26/06/00	21/07/00	25/08/00
Temperatura do ar	° C	29,0	33,0	29,4	34,6	35,4	29,9	37,5
Temperatura da água	° C	27,0	28,5	29,7	29,5	32,4	25,0	32,3
pH	-	8,40	7,90	8,00	8,00	8,00	8,30	8,10
DQO	mg/L	870,2	484,54	753,02	891,07	964	736	1.200
DBO	mg/L	453,1	257,5	291,8	380,8	510	375	550
ST	mg/L	2.640	1.236	2.730	2.873	1.029	2.618	2.687
STF	mg/L	-	-	-	-	-	-	1.797
STV	mg/L	-	-	-	-	-	-	890
SST	mg/L	-	-	-	-	-	-	-
SDT	mg/L	-	-	-	-	-	-	-
Óleo e Graxas	mg/L	34,40	38,80	36,00	50,40	18,40	38,40	37,20
OD	mg/L	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Coli. Totais	NMP/100 mL	4,6 x 10 ⁵	2,1 x 10 ⁵	9,4 x 10 ⁴	9,3 x 10 ³	1,5 x 10 ³	2,4 x 10 ⁴	1,1 x 10 ⁵
Coli. Fecais	NMP/100 mL	7,3 x 10 ³	9,1 x 10 ³	2,1 x 10 ⁴	2,1 x 10 ³	9,1 x 10 ²	7,3 x 10 ²	4,6 x 10 ⁴
Vazão	L / s	-	-	-	-	-	-	-
Cor Aparacente	mgpt/L	-	-	-	-	-	-	-
Dureza Total	mg/L CaCO ₃	-	-	-	-	-	-	-
SS	ml/L	-	-	-	-	-	-	-
Turbidez	NTU	-	-	-	-	-	-	-
Alumínio	mg/L	-	-	-	-	-	-	-
Arsênio	mg/L	-	-	-	-	-	-	-
Bário	mg / L	-	-	-	-	-	-	-
Boro	mg / L	-	-	-	-	-	-	-
Cádmio	mg / L	-	-	-	-	-	-	-
Chumbo	mg / L	-	-	-	-	-	-	-
Cianeto	mg / L	-	-	-	-	-	-	-
Cloretos	mg/L	-	-	-	-	-	-	-
Cobre	mg / L	-	-	-	-	-	-	-
Cromo Hexavalente	mg / L	-	-	-	-	-	-	-
Cromo Trivalente	mg / L	-	-	-	-	-	-	-
Ferro Total	mg / L	-	-	-	-	-	-	-
Fosfato Total	mg / L	-	-	-	-	-	-	-
Manganês Total	mg / L	-	-	-	-	-	-	-
Manganês Solúvel	mg / L	-	-	-	-	-	-	-
Merúrio	mg / L	-	-	-	-	-	-	-
Níquel	mg / L	-	-	-	-	-	-	-
Nitrogênio Amoniacal	mg / L	-	-	-	-	-	-	-
Nitrito	mg / L	-	-	-	-	-	-	-
Prata	mg / L	-	-	-	-	-	-	-
Selênio	mg / L	-	-	-	-	-	-	-
Zinco	mg / L	-	-	-	-	-	-	-
Fenol	mg / L	-	-	-	-	-	-	-
Condutividade (25°)	µS/cm	-	-	-	-	-	-	-

- dado não disponível

Continuação da Tabela 1 II

Efluente Tratado	Nº de Amostras	15	16	17	18	19	20	21
	NºLaudo/Ano	1.356/00	1.369/00	1.404/00	5.653	5.989	6.093	6.319
Parâmetros	Unid. Datas	25/09/00	23/10/00	21/11/00	25/01/01	27/02/01	23/03/01	20/04/01
Temperatura do ar	° C	24,1	33,0	24,6	28,0	26,0	34,0	34,0
Temperatura da água	° C	26,9	31,9	26,6	30,0	29,0	33,0	34,0
pH	-	7,60	8,40	8,20	8,13	7,35	7,79	8,02
DQO	mg/L	1.700	2.225	684	830	1.074	613	527
DBO	mg/L	913	948	269	478	470	214	297
ST	mg/L	2.534	3.131	2.151	1.550	1.610	1.400	1.500
STF	mg/L	-	2.237	1.500	1.140	510	980	980
STV	mg/L	-	894	651	410	1.100	420	520
SST	mg/L	-	-	-	-	-	-	330
SDT	mg/L	-	-	-	-	-	-	1.170
Óleos e Graxas	mg/L	23,20	24,00	2,00	2,00	8,00	12,93	6,12
OD	mg/L	0,0	0,0	0,0	5,5	0,0	0,0	6,6
Coli. Totais	NMP/100 mL	1,5 x 10 ³	4,3 x 10 ³	2,8 x 10 ⁴	2,1 x 10 ⁶	3,7 x 10 ⁷	1,6 x 10 ⁶	3,7x 10 ⁶
Coli. Fecais	NMP/100 mL	1,5 x 10 ³	3,6 x 10 ¹	2,0 x 10 ⁴	6,7 x 10 ⁵	1,8 x 10 ⁷	1,7 x 10 ⁵	3,8 x 10 ⁷
Vazão	L / s	-	-	-	0,00	0,00	0,00	-
Cor Aparacente	mgpt/L	-	-	-	-	90	-	-
Dureza Totais	mg/L CaCO ₃	-	-	-	-	285	-	-
SS	ml/L	-	-	-	-	1,80	-	-
Turbidez	NTU	-	-	-	-	230	-	-
Alumínio	mg/L	-	-	-	-	-	-	-
Arsênio	mg/L	-	-	-	-	-	-	-
Bário	mg / L	-	-	-	-	-	-	-
Boro	mg / L	-	-	-	-	-	-	-
Cádmio	mg / L	-	-	-	-	-	-	-
Chumbo	mg / L	-	-	-	-	-	-	-
Cianeto	mg / L	-	-	-	-	-	-	-
Cloretos	mg/L	-	-	-	-	965	-	-
Cobre	mg / L	-	-	-	-	12,10	-	-
Cromo Hexavalente	mg / L	-	-	-	-	0,02	-	-
Cromo Trivalente	mg / L	-	-	-	-	-	-	-
Ferro Total	mg / L	-	-	-	-	9,80	-	-
Fosfato Total	mg / L	-	-	-	-	25,15	-	-
Manganês Total	mg / L	-	-	-	-	12,80	-	-
Manganês Solúvel	mg / L	-	-	-	-	0,90	-	-
Mercurio	mg / L	-	-	-	-	-	-	-
Níquel	mg / L	-	-	-	-	-	-	-
Nitrogênio Amoniacal	mg / L	-	-	-	-	4,43	-	-
Nitrito	mg / L	-	-	-	-	1,40	-	-
Prata	mg / L	-	-	-	-	-	-	-
Selênio	mg / L	-	-	-	-	-	-	-
Zinco	mg / L	-	-	-	-	-	-	-
Fenol	mg / L	-	-	-	-	0,04	-	-
Condut. (25°)	µS/cm	-	-	-	-	3.060	-	-

Continuação da Tabela 1 II

Efluente Tratado	Nº de Amostras	22	23	24	25	26	27	28
	NºLaudo/Ano	6.619	6.875	7.143	7.379	7.651	7.878	8.122
Parâmetros	Unid. Datas	30/05/01	30/06/01	28/07/01	23/08/01	25/09/01	18/10/01	27/11/01
Temperatura do ar	° C	-	31,0	15,0	33,0	29,0	33,0	28,0
Temperatura da água	° C	-	27,0	21,0	29,0	26,0	38,0	34,0
pH	-	8,06	8,20	7,41	8,25	8,30	7,98	8,22
DQO	mg/L	454	531	337	202	437	550	598
DBO	mg/L	201	320	289	182	279	166	214
ST	mg/L	1.350	1.310	1.410	1.480	1.900	1.340	1.520
STF	mg/L	770	410	960	980	1.280	710	910
STV	mg/L	580	900	450	500	720	630	610
SST	mg/L	402	1.299	281	284	270	110	242
SDT	mg/L	948	80	1.129	1.196	1.630	1.230	1.176
Óleos e Graxas	mg/L	13,54	5,45	6,72	1,01	4,00	2,20	6,03
OD	mg/L	0,0	8,4	0,6	5,6	4,9	0,0	0,0
Coli. Totais	NMP/100 mL	$1,6 \times 10^6$	$5,0 \times 10^3$	$1,7 \times 10^6$	$1,7 \times 10^4$	$1,6 \times 10^4$	$2,3 \times 10^4$	$1,8 \times 10^5$
Coli. Fecais	NMP/100 mL	$1,1 \times 10^5$	$3,0 \times 10^3$	$1,4 \times 10^5$	$1,1 \times 10^4$	$1,7 \times 10^4$	$2,3 \times 10^4$	$8,0 \times 10^4$
Vazão	L / s	-	25,80	0,00	0,00	0,00	-	-
Cor Apararente	mgpt/L	-	-	-	-	-	-	-
Dureza Totais	mg/L CaCO ₃	-	-	-	-	-	-	269,50
SS	ml/L	-	-	-	-	-	-	-
Turbidez	NTU	-	-	-	-	-	-	-
Alumínio	mg/L	-	-	-	-	-	-	-
Arsênio	mg/L	-	-	-	-	-	-	-
Bário	mg / L	-	-	-	-	-	-	0,26
Boro	mg / L	-	-	-	-	-	-	0,32
Cádmio	mg / L	-	-	-	-	-	-	-
Chumbo	mg / L	-	-	-	-	-	-	-
Cianeto	mg / L	-	-	-	-	-	-	0,01
Cloretos	mg/L	-	-	-	-	-	-	1.028,60
Cobre	mg / L	-	-	-	-	-	-	0,01
Cromo Hexavalente	mg / L	-	-	-	-	-	-	<0,001
Cromo Trivalente	mg / L	-	-	-	-	-	-	-
Ferro Total	mg / L	-	-	-	-	-	-	5,44
Fosfato Total	mg / L	-	-	-	-	-	-	5,44
Manganês Total	mg / L	-	-	-	-	-	-	0,48
Manganês Solúvel	mg / L	-	-	-	-	-	-	0,32
Mercurio	mg / L	-	-	-	-	-	-	-
Níquel	mg / L	-	-	-	-	-	-	0,00
Nitrogênio Amoniacal	mg / L	-	-	-	-	-	-	1,48
Nitrito	mg / L	-	-	-	-	-	-	0,02
Prata	mg / L	-	-	-	-	-	-	0,01
Selênio	mg / L	-	-	-	-	-	-	0,04
Zinco	mg / L	-	-	-	-	-	-	0,01
Fenol	mg / L	-	-	-	-	-	-	0,01
Condutividade (25°)	µS/cm	-	-	-	-	-	-	-

Continuação da Tabela 1 II

Efluente Tratado	Nº de Amostras	29	30	31	32	33	34	35
	NºLaudo/Ano	8.331	8.455	8.771	8.963	9.304	9.578	9.846
Parâmetros	Unid. Datas	26/12/01	16/01/02	28/02/02	19/03/02	23/04/02	28/05/02	27/06/02
Temperatura do ar	° C	35,0	26,0	31,0	26,0	32,0	31,0	31,0
Temperatura da água	° C	35,0	24,5	32,0	33,0	31,0	29,0	27,0
pH	-	7,60	6,91	7,93	7,55	7,76	7,65	8,20
DQO	mg/L	660	955	253	348	343	360	465
DBO	mg/L	399	584	148	223	99	173	62
ST	mg/L	1.050	1.620	940	1.680	1.350	1.410	1.500
STF	mg/L	570	850	610	750	960	970	1.040
STV	mg/L	480	770	330	930	390	440	460
SST	mg/L	454	812	280	745	65	205	270
SDT	mg/L	596	808	660	935	1.285	1.205	1.230
Óleos e Graxas	mg/L	1,88	6,48	1,08	1,02	3,08	4,61	1,94
OD	mg/L	0,0	1,2	0,0	4,3	3,6	0,8	3,4
Coli. Totais	NMP/100 mL	$3,7 \times 10^4$	$1,6 \times 10^6$	$2,9 \times 10^4$	$2,4 \times 10^7$	$1,6 \times 10^6$	$1,6 \times 10^6$	$1,6 \times 10^6$
Coli. Fecais	NMP/100 mL	$2,8 \times 10^4$	$9,6 \times 10^5$	$2,9 \times 10^4$	$2,4 \times 10^4$	$1,6 \times 10^6$	$1,6 \times 10^6$	$5,0 \times 10^4$
Vazão	L / s	2,00	8,30	-	1,30	6,50	0,72	0,20
Cor Apararente	mgpt/L	-	-	-	-	-	-	-
Dureza Totais	mg/L CaCO ₃	-	-	-	-	-	-	-
SS	ml/L	-	-	-	-	-	-	-
Turbidez	NTU	-	-	-	-	-	-	-
Alumínio	mg/L	-	-	-	-	-	-	-
Arsênio	mg/L	-	-	-	-	-	-	-
Bário	mg / L	-	-	-	-	-	-	-
Boro	mg / L	-	-	-	-	-	-	-
Cádmio	mg / L	-	-	-	-	-	-	-
Chumbo	mg / L	-	-	-	-	-	-	-
Cianeto	mg / L	-	-	-	-	-	-	-
Cloretos	mg/L	-	-	-	-	-	-	-
Cobre	mg / L	-	-	-	-	-	-	-
Cromo Hexavalente	mg / L	-	-	-	-	-	-	-
Cromo Trivalente	mg / L	-	-	-	-	-	-	-
Ferro Total	mg / L	-	-	-	-	-	-	-
Fosfato Total	mg / L	-	-	-	-	-	-	-
Manganês Total	mg / L	-	-	-	-	-	-	-
Manganês Solúvel	mg / L	-	-	-	-	-	-	-
Mercúrio	mg / L	-	-	-	-	-	-	-
Níquel	mg / L	-	-	-	-	-	-	-
Nitrogênio Amoniacal	mg / L	-	-	-	-	-	-	-
Nitrato	mg / L	-	-	-	-	-	-	-
Prata	mg / L	-	-	-	-	-	-	-
Selênio	mg / L	-	-	-	-	-	-	-
Zinco	mg / L	-	-	-	-	-	-	-
Fenol	mg / L	-	-	-	-	-	-	-
Condutividade (25°)	µS/cm	-	-	-	-	-	-	-

Continuação da Tabela 1 II

Efluente Tratado	Nº de Amostras	36	37	38	39	40	41	42
	NºLaudo/Ano	10.048	10.178	10.939	11.410	11.724	11.7	11.862
Parâmetros	Unid. Datas	31/07/02	21/08/02	30/12/02	26/03/03	22/04/03	10/05/03	24/06/03
Temperatura do ar	° C	30,0	30,0	32,0	28,0	30,0	40,0	37,0
Temperatura da água	° C	33,0	28,0	31,0	29,0	29,0	34,0	25,0
pH	-	8,55	8,64	8,63	7,60	8,15	8,01	8,03
DQO	mg/L	389	250	464	297	619	434	555
DBO	mg/L	53	43	86	104	103	85	115
ST	mg/L	1.660	1.690	1.890	1.530	1.990	1.500	1.920
STF	mg/L	1.040	1.120	1.330	1.080	1.390	1.080	1.420
STV	mg/L	620	570	560	450	600	420	500
SST	mg/L	483	1.610	1.710	410	550	190	320
SDT	mg/L	1.177	80	180	1.120	1.440	1.310	1.600
Óleos e Graxas	mg/L	1,79	1,00	2,82	2,20	0,98	0,91	1,08
OD	mg/L	19,0	10,2	4,8	1,9	8,2	0,4	1,5
Coli. Totais	NMP/100 mL	2,9 x 10 ⁷	3,0 x 10 ⁵	2,3 x 10 ⁹	9,7 x 10 ⁶	1,8 x 10 ⁶	4,5 x 10 ⁶	8,3 x 10 ⁶
Coli. Fecais	NMP/100 mL	2,9 x 10 ⁵	3,0 x 10 ⁵	2,3 x 10 ⁹	8,5 x 10 ⁶	7,4 x 10 ⁵	9,5 x 10 ⁶	2,6 x 10 ⁶
Vazão	L / s	0,00	0,00	0,00	1,10	1,00	1,20	1,30
Cor Apararente	mgpt/L	-	-	-	-	-	-	-
Dureza Totais	mg/L CaCO ₃	-	-	-	-	-	-	-
SS	ml/L	-	-	-	-	-	-	-
Turbidez	NTU	-	-	-	-	-	-	-
Alumínio	mg/L	-	-	-	-	-	-	-
Arsênio	mg/L	-	-	-	-	-	-	-
Bário	mg / L	-	-	-	-	-	-	-
Boro	mg / L	-	-	-	-	-	-	-
Cádmio	mg / L	-	-	-	-	-	-	-
Chumbo	mg / L	-	-	-	-	-	-	-
Cianeto	mg / L	-	-	-	-	-	-	-
Cloretos	mg/L	-	-	-	-	-	-	-
Cobre	mg / L	-	-	-	-	-	-	-
Cromo Hexavalente	mg / L	-	-	-	-	-	-	-
Cromo Trivalente	mg / L	-	-	-	-	-	-	-
Ferro Total	mg / L	-	-	-	-	-	-	-
Fosfato Total	mg / L	-	-	-	-	-	-	-
Manganês Total	mg / L	-	-	-	-	-	-	-
Manganês Solúvel	mg / L	-	-	-	-	-	-	-
Mercurio	mg / L	-	-	-	-	-	-	-
Níquel	mg / L	-	-	-	-	-	-	-
Nitrogênio Amoniacal	mg / L	-	-	-	-	-	-	-
Nitrato	mg / L	-	-	-	-	-	-	-
Prata	mg / L	-	-	-	-	-	-	-
Selênio	mg / L	-	-	-	-	-	-	-
Zinco	mg / L	-	-	-	-	-	-	-
Fenol	mg / L	-	-	-	-	-	-	-
Condutividade (25°)	µS/cm	-	-	-	-	-	-	-

Continuação da Tabela 1 II

Efluente Tratado	Nº de Amostras	42	43	44	45	46	47	48
	NºLaudo/Ano	11.862	12.164	12.485	12.716	12.900	13.026	13.136
Parâmetros	Unid. Datas	24/06/03	21/08/03	20/10/03	20/11/03	18/12/03	15/01/04	16/02/04
Temperatura do ar	° C	37,0	31,0	33,0	33,0	31,0	27,0	32,0
Temperatura da água	° C	25,0	26,0	30,0	27,6	36,0	30,0	37,0
pH	-	8,03	8,19	8,54	8,42	8,43	8,12	7,82
DQO	mg/L	555	503	790	825	939	719	488
DBO	mg/L	115	117	89	119	109	117	65
ST	mg/L	1.920	2.170	2.720	3.130	3.100	2.470	1.300
STF	mg/L	1.420	1.650	2.060	2.390	2.640	2.080	1.070
STV	mg/L	500	520	660	740	460	390	230
SST	mg/L	320	560		539	310	473	255
SDT	mg/L	1.600	1.090	2.120	2.591	2.790	1.997	1.045
Óleos e Graxas	mg/L	1,08	3,27	2,00	0,93	1,00	2,00	0,90
OD	mg/L	1,5	2,0	1,3	6,9	3,4	5,5	5,5
Coli. Totais	NMP/100 mL	8,3 x 10 ⁶	1,6 x 10 ⁹	8,7 x 10 ⁷	3,0 x 10 ⁷	5,0 x 10 ⁸	1,9 x 10 ⁸	9,0 x 10 ⁶
Coli. Fecais	NMP/100 mL	2,6 x 10 ⁶	1,6 x 10 ⁹	2,3 x 10 ⁷	5,0 x 10 ⁶	1,6 x 10 ⁸	9,0 x 10 ⁷	9,0 x 10 ⁶
Vazão	L / s	1,30	0,00	0,00	1,20	-	13,10	8,10
Cor Apararente	mgpt/L	-	-	2.250,00	-	-	-	-
Dureza Totais	mg/L CaCO ₃	-	-	33,90	-	-	-	-
SS	ml/L	-	-	<0,1	-	-	-	-
Turbidez	NTU	-	-	214,00	-	-	-	-
Alumínio	mg/L	-	-	0,07	-	-	-	-
Arsênio	mg/L	-	-	-	-	-	-	-
Bário	mg / L	-	-	2,10	-	-	-	-
Boro	mg / L	-	-	0,20	-	-	-	-
Cádmio	mg / L	-	-	0,01	-	-	-	-
Chumbo	mg / L	-	-	0,12	-	-	-	-
Cianeto	mg / L	-	-	<0,001	-	-	-	-
Cloretos	mg/L	-	-	224,90	-	-	-	-
Cobre	mg / L	-	-	0,11	-	-	-	-
Cromo Hexavalente	mg / L	-	-	0,07	-	-	-	-
Cromo Trivalente	mg / L	-	-	0,00	-	-	-	-
Ferro Total	mg / L	-	-	6,24	-	-	-	-
Fosfato Total	mg / L	-	-	21,44	-	-	-	-
Manganês Total	mg / L	-	-	5,00	-	-	-	-
Manganês Solúvel	mg / L	-	-	2,51	-	-	-	-
Mercúrio	mg / L	-	-	0,01	-	-	-	-
Níquel	mg / L	-	-	0,15	-	-	-	-
Nitrogênio Amoniacal	mg / L	-	-	32,30	-	-	-	-
Nitrito	mg / L	-	-	1,38	-	-	-	-
Prata	mg / L	-	-	0,02	-	-	-	-
Selênio	mg / L	-	-	0,01	-	-	-	-
Zinco	mg / L	-	-	0,06	-	-	-	-
Fenol	mg / L	-	-	0,02	-	-	-	-
Condutividade (25°)	µS/cm	-	-	4.260,00	-	-	-	-

Continuação da Tabela 1 II

Efluente Tratado	Nº de Amostras	49	50	51	52	53	54
	NºLaudo/Ano	13.298	13.432	14.629	14.746	14.892	15.043
Parâmetros	Unid. Datas	18/03/04	22/04/04	27/05/04	22/06/04	26/07/04	25/08/04
Temperatura do ar	° C	32,0	33,0	25,0	32,0	32,0	34,0
Temperatura da água	° C	31,0	33,0	25,0	25,0	25,0	24,0
pH	-	8,16	8,51	7,98	8,27	8,47	8,85
DQO	mg/L	216	605	600	681	132	478
DBO	mg/L	49	75	60	50	128	202
ST	mg/L	1.140	1.930	2.390	1.470	2.790	2.890
STF	mg/L	910	1.370	1.900	963	2.110	2.130
STV	mg/L	230	560	490	507	680	760
SST	mg/L	202	320	335	1.234	90	20
SDT	mg/L	938	1.610	1.530	236	2.700	2.870
Óleos e Graxas	mg/L	1,00	1,00	1,00	7,20	7,00	0,0
OD	mg/L	3,7	5,7	1,8	0,0	0,0	1,2
Coli. Totais	NMP/100 mL	$5,0 \times 10^6$	$3,5 \times 10^6$	$7,0 \times 10^4$	$3,7 \times 10^5$	$3,2 \times 10^5$	$4,0 \times 10^5$
Coli. Fecais	NMP/100 mL	$4,0 \times 10^5$	$3,5 \times 10^8$	$6,0 \times 10^3$	$2,0 \times 10^4$	$2,0 \times 10^5$	$2,0 \times 10^5$
Vazão	L / s	1,80	0,40	0,40	0,33	20,00	25,00
Cor Apararente	mgpt/L	-	-	-	-	-	-
Dureza Totais	mg/L CaCO3	-	-	-	-	-	-
SS	ml/L	-	-	-	-	-	-
Turbidez	NTU	-	-	-	-	-	-
Alumínio	mg/L	-	-	-	-	-	-
Arsênio	mg/L	-	-	-	-	-	-
Bário	mg / L	-	-	-	-	-	-
Boro	mg / L	-	-	-	-	-	-
Cádmio	mg / L	-	-	-	-	-	-
Chumbo	mg / L	-	-	-	-	-	-
Cianeto	mg / L	-	-	-	-	-	-
Cloretos	mg/L	-	-	-	-	-	-
Cobre	mg / L	-	-	-	-	-	-
Cromo Hexavalente	mg / L	-	-	-	-	-	-
Cromo Trivalente	mg / L	-	-	-	-	-	-
Ferro Total	mg / L	-	-	-	-	-	-
Fosfato Total	mg / L	-	-	-	-	-	-
Manganês Total	mg / L	-	-	-	-	-	-
Manganês Solúvel	mg / L	-	-	-	-	-	-
Mercurio	mg / L	-	-	-	-	-	-
Níquel	mg / L	-	-	-	-	-	-
Nitrogênio Amoniacal	mg / L	-	-	-	-	-	-
Nitrito	mg / L	-	-	-	-	-	-
Prata	mg / L	-	-	-	-	-	-
Selênio	mg / L	-	-	-	-	-	-
Zinco	mg / L	-	-	-	-	-	-
Fenol	mg / L	-	-	-	-	-	-
Condutividade (25°)	µS/cm	-	-	-	-	-	-

Continuação da Tabela 1 II

Efluente Tratado	Nº de Amostras	55	56	57	58	59	60
	NºLaudo/Ano	15.190	16.158	16.398	16.520	16.672	16.771
Parâmetros	Unid. Datas	21/09/04	07/04/05	19/05/05	23/06/05	27/07/05	31/08/05
Temperatura do ar	° C	35,0	29,5	28,0	20,0	30,0	34,0
Temperatura da água	° C	31,0	31,0	31,0	26,0	32,0	26,5
pH	-	8,65	7,99	8,03	8,28	8,42	9,28
DQO	mg/L	815	479	735	731	790	992
DBO	mg/L	301	135	390	444	501	416
ST	mg/L	3.310	-	1.120	1.142	2.040	3.740
STF	mg/L	2.510	-	760	800	1.730	2.840
STV	mg/L	800	-	360	342	310	900
SST	mg/L	160	-	120	180	420	530
SDT	mg/L	3.150	1.858	1.000	962	1.620	3.210
Óleos e Graxas	mg/L	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
OD	mg/L	5,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Coli. Totais	NMP/100 mL	2,0 x 10 ⁶	6,2 x 10 ⁵	4,8 x 10 ⁶	8,0 x 10 ⁶	3,1 x 10 ⁵	1,5 x 10 ⁷
Coli. Fecais	NMP/100 mL	2,0 x 10 ⁵	1,2 x 10 ⁵	5,0 x 10 ⁵	7,0 x 10 ⁶	4,8 x 10 ⁴	5,0 x 10 ⁵
Vazão	L / s	11,00	0,77	0,74	0,82	0,20	-
Cor Apararente	mgpt/L	-	-	-	-	-	-
Dureza Totais	mg/L CaCO ₃	-	-	-	-	-	-
SS	ml/L	-	-	-	-	-	-
Turbidez	NTU	-	-	-	-	-	-
Alumínio	mg/L	-	-	-	-	-	-
Arsênio	mg/L	-	-	-	-	-	-
Bário	mg / L	-	-	-	-	-	-
Boro	mg / L	-	-	-	-	-	-
Cádmio	mg / L	-	-	-	-	-	-
Chumbo	mg / L	-	-	-	-	-	-
Cianeto	mg / L	-	-	-	-	-	-
Cloretos	mg/L	-	-	-	-	-	-
Cobre	mg / L	-	-	-	-	-	-
Cromo Hexavalente	mg / L	-	-	-	-	-	-
Cromo Trivalente	mg / L	-	-	-	-	-	-
Ferro Total	mg / L	-	-	-	-	-	-
Fosfato Total	mg / L	-	-	-	-	-	-
Manganês Total	mg / L	-	-	-	-	-	-
Manganês Solúvel	mg / L	-	-	-	-	-	-
Mercúrio	mg / L	-	-	-	-	-	-
Níquel	mg / L	-	-	-	-	-	-
Nitrogênio Amoniacal	mg / L	-	-	-	-	-	-
Nitrito	mg / L	-	-	-	-	-	-
Prata	mg / L	-	-	-	-	-	-
Selênio	mg / L	-	-	-	-	-	-
Zinco	mg / L	-	-	-	-	-	-
Fenol	mg / L	-	-	-	-	-	-
Condutividade (25°)	µS/cm	-	-	-	-	-	-

Fonte: Boletins de Monitoramento SEMA-MT (1999 A 2005)

- dado não disponível

Tabela 2 II - Eficiência do Sistema de Tratamento de Percolados do Aterro Sanitário de Cuiabá

Parâmetros	Unidades	Efluente Bruto	Efluente Tratado	Eficiência
T (Ar)	°C	30,5	30,8°	-
T (Água)	°C	30,1	29,5°	-
pH	-	5,7-9,14	6,9 a 9,3	-
DQO	mg/L	10.629	721,57	93,21
DBO	mg/L	5.606	293,82	94,76
ST	mg/L	19.504	1.619,80	91,70
STF	mg/L	9.780	1.235,00	87,37
STV	mg/L	5.087	560,41	88,99
SST	mg/L	-	436,03	-
SDT	mg/L	-	1.433,19	-
Óleos e Graxas	mg/L	35,69	12,64	95,50
OD	mg/L	-	4,35	-
Coliformes totais	NMP/100ml	7,7x10 ⁷	8,4x10⁷	-
Coliformes fecais	NMP/100ml	9,5x10 ⁷	7,9x10⁷	-
Vazão	L / s	1,59	4,58	-
Cor aparente	mgpt/L	10.536	1.170,00	88,90
Dureza total	mg/L CaCO ₃	453,53	196,13	-
SS	ml/L	0,10	0,95	-
Turbidez	NTU	563,13	220,00	-
Alumínio	mg/L	-	0,04	-
Arsênio	mg/L	-	0,10	-
Bário	mg/L	18,68	0,84	95,50
Boro	mg/L	1,52	0,41	73,03
Cádmio	mg/L	0,06	0,07	-
Chumbo	mg/L	0,50	0,11	-
Cianeto	mg/L	0,09	0,05	44,44
Cloretos	mg/L	-	743,42	-
Cobre	mg/L	7,33	2,45	66,58
Cromo total	mg/L	2,89	0,15	99,99
Cromo hexavalente	mg/L	0,40	0,03	92,50
Cromo trivalente	mg/L	1,95	0,16	91,79
Ferro total	mg/L	8,92	7,77	12,89
Ferro solúvel	mg/L	1.003	4,55	99,54
Fosfato total	mg/L	-	13,62	-
Manganês total	mg/L	4.673	19,16	-
Manganês solúvel	mg/L	3,18	0,81	-
Merúrio	mg/L	0,02	0,00	100,00
Níquel	mg/L	0,34	0,09	73,53
Nitrogênio Amoniacal	mg/L	2.884	18,27	-
Nitrito	mg/L	6,71	0,60	-
Prata	mg/L	0,06	0,02	66,67
Selênio	mg/L	0,14	*0,06	57,14
Zinco	mg/L	3,15	0,08	97,46
Fenol	mg/L	0,64	0,07	89,06
Condutividade (25°C)	µS/cm	11.937	3.660,00	-
Sulfato	mg/L	27,57	-	-
Nitrato	mg/L	65,61	-	-

Fonte: Boletins de Monitoramento SEMA-MT (1999 A 2005)

- dados não disponíveis

Tabela 2 II - Eficiência do Sistema de Tratamento de Percolados do Aterro Sanitário de Cuiabá

Parâmetros	Unidades	Efluente Bruto	Efluente Tratado	Eficiência
T (Ar)	°C	30,5	30,8°	-
T (Água)	°C	30,1	29,5°	-
pH	-	5,7-9,14	6,9 a 9,3	-
DQO	mg/L	10.629	721,57	93,21
DBO	mg/L	5.606	293,82	94,76
ST	mg/L	19.504	1.619,80	91,70
STF	mg/L	9.780	1.235,00	87,37
STV	mg/L	5.087	560,41	88,99
SST	mg/L	-	436,03	-
SDT	mg/L	-	1.433,19	-
Óleos e Graxas	mg/L	35,69	12,64	95,50
OD	mg/L	-	4,35	-
Coliformes totais	NMP/100ml	7,7x10 ⁷	8,4x10⁷	-
Coliformes fecais	NMP/100ml	9,5x10 ⁷	7,9x10⁷	-
Vazão	L / s	1,59	4,58	-
Cor aparente	mgpt/L	10.536	1.170,00	88,90
Dureza total	mg/L CaCO ₃	453,53	196,13	-
SS	ml/L	0,10	0,95	-
Turbidez	NTU	563,13	220,00	-
Alumínio	mg/L	-	0,04	-
Arsênio	mg/L	-	0,10	-
Bário	mg/L	18,68	0,84	95,50
Boro	mg/L	1,52	0,41	73,03
Cádmio	mg/L	0,06	0,07	-
Chumbo	mg/L	0,50	0,11	-
Cianeto	mg/L	0,09	0,05	44,44
Cloretos	mg/L	-	743,42	-
Cobre	mg/L	7,33	2,45	66,58
Cromo total	mg/L	2,89	0,15	99,99
Cromo hexavalente	mg/L	0,40	0,03	92,50
Cromo trivalente	mg/L	1,95	0,16	91,79
Ferro total	mg/L	8,92	7,77	12,89
Ferro solúvel	mg/L	1.003	4,55	99,54
Fosfato total	mg/L	-	13,62	-
Manganês total	mg/L	4.673	19,16	-
Manganês solúvel	mg/L	3,18	0,81	-
Merúrio	mg/L	0,02	0,00	100,00
Níquel	mg/L	0,34	0,09	73,53
Nitrogênio Amoniacal	mg/L	2.884	18,27	-
Nitrito	mg/L	6,71	0,60	-
Prata	mg/L	0,06	0,02	66,67
Selênio	mg/L	0,14	*0,06	57,14
Zinco	mg/L	3,15	0,08	97,46
Fenol	mg/L	0,64	0,07	89,06
Condutividade (25°C)	µS/cm	11.937	3.660,00	-
Sulfato	mg/L	27,57	-	-
Nitrato	mg/L	65,61	-	-

Fonte: Boletins de Monitoramento SEMA-MT (1999 A 2005)

- dados não disponíveis

ANEXO III

Corpo Receptor

Tabela 1 III – Dados de monitoramento do corpo receptor

Data da Coleta		28/7/2001		18/10/2001		27/11/2001		26/12/2001	
Parâmetros	Nº Laudo	7.144/7.145		7.878/7.879		8.123/8.124		8.332/8.333	
	Unidades	Montante	Jusante	Montante	Jusante	Montante	Jusante	Montante	Jusante
Temperatura do ar	° C	15,0	15,0	33,0	32,0	30,0	30,0	34,0	34,0
Temperatura da água	° C	20,0	20,0	30,2	32,1	33,0	31,0	31,0	31,0
pH	mg/L	7,44	7,43	6,64	7,80	5,74	6,22	6,79	7,05
DQO	mg/L	4,0	6,0	7,0	42,0	96,0	193,0	7,0	13,0
DBO	mg/L	2,0	4,0	5,0	29,0	72,0	100,0	3,0	7,0
ST	mg/L	-	-	-	-	-	-	-	-
STF	mg/L	-	-	-	-	-	-	-	-
STV	mg/L	-	-	-	-	-	-	-	-
SST	mg/L	-	-	-	-	-	-	-	-
SSF	mg/L	-	-	-	-	-	-	-	-
SSV	mg/L	-	-	-	-	-	-	-	-
SS	ml / L	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	2,2	2,9	<0,1	<0,1
SF	ml / L	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
SDT	ml / L	-	-	-	-	-	-	-	-
Alcalinidade HCO ₃ ⁻	mg/L CaCO ₃	-	-	-	-	-	-	-	-
Alcalinidade Total	mg/L CaCO ₃	-	-	-	-	-	-	-	-
Acidez	mg / L	-	-	-	-	-	-	-	-
Cor Aparente	mgpt/L	-	-	-	-	-	-	-	-
Cor Verdadeira	mgpt/L	22,0	27,0	38,0	486,0	528,0	802,0	24,0	39,0
OD	mg / L	11,00	7,00	11,25	5,23	0,20	0,67	6,80	6,00
Turbidez	NTU	9,0	12,0	11,0	106,0	51,0	123,0	8,0	16,0
Ferro Total	mg / L	0,98	-	1,28	1,53	-	-	-	-
Óleos e Graxas	mg / L	4,23	5,15	2,00	2,90	2,97	5,01	1,75	4,84
Coli. Totais	NMP/100 mL	1,0x10 ⁴	1,8x10 ⁴	1,6x10 ⁵	<5,0x10 ⁶	1,6x10 ⁵	>5,0x10 ⁵	2,0x10 ⁶	>5,0x10 ⁶
Coli. Fecais	NMP/100 mL	1,2x10 ⁴	1,3x10 ³	9,0x10 ⁴	3,7x10 ⁶	1,6x10 ⁵	>5,0x10 ⁵	1,1x10 ⁶	3,5x10 ⁶
E. Coli	UFC/100ml	-	-	-	-	-	-	-	-
Vazão	L / s	-	-	-	-	-	-	-	-
Vazão Rio	L / s	-	-	-	-	-	-	-	-

- dados não disponíveis

Continuação Tabela 1 III

Data da Coleta		16/1/2002		28/2/2002		19/3/2002		23/4/2002	
Parâmetros	Nº Laudo	8.456/8.457		8.772/8.773		8.964/8.965		9.305/9.306	
	Unidades	Montante	Jusante	Montante	Jusante	Montante	Jusante	Montante	Jusante
Temperatura do ar	° C	26,0	26,3	33,0	29,0	25,0	25,0	31,0	31,0
Temperatura da água	° C	26,3	27,0	32,0	32,0	31,0	32,0	26,0	27,0
pH	mg/L	6,84	6,81	6,84	7,25	6,65	7,35	7,35	7,76
DQO	mg/L	39,0	104,0	38,0	42,0	32,0	43,0	7,0	12,0
DBO	mg/L	17,0	45,0	7,0	1,2	14,0	17,0	5,0	10,0
ST	mg/L	-	-	-	-	-	-	-	-
STF	mg/L	-	-	-	-	-	-	-	-
STV	mg/L	-	-	-	-	-	-	-	-
SST	mg/L	-	-	-	-	-	-	-	-
SSF	mg/L	-	-	-	-	-	-	-	-
SSV	mg/L	-	-	-	-	-	-	-	-
SS	ml / L	0,2	1,0	<0,1	<0,1	<0,1	0,3	<0,1	<0,1
SF	ml / L	<0,1	<0,1	<0,1	<11	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
SDT	ml / L	-	-	-	-	-	-	-	-
Alcalinidade .HCO ₃ ⁻	mg/L CaCO ₃	-	-	-	-	-	-	-	-
Alcalinidade Total	mg/L CaCO ₃	-	-	-	-	-	-	-	-
Acidez	mg / L	-	-	-	-	-	-	-	-
Cor Aparente	mgpt/L	-	-	-	-	-	-	-	-
Cor Verdadeira	mgpt/L	43,0	64,0	32,0	67,0	4,0	60,0	27,0	96,0
O. D	mg / L	4,20	0,80	6,00	1,20	8,00	5,40	6,60	6,00
Turbidez	NTU	10,0	12,0	13,0	40,0	6,0	20,0	6,0	38,0
Ferro Total	mg / L	1,540	2,180	0,047	0,664	0,764	14,280	1,540	3,700
Óleos e Graxas	mg / L	2,69	3,02	2,92	3,03	0,98	1,30	1,05	1,96
Coli. Totais	NMP/100 mL	6,2x10 ³	5,6x10 ⁶	2,0x10 ³	8,0x10 ⁴	2,8x10 ³	2,4x10 ⁴	2,8x10 ⁶	2,2x10 ³
Coli. Fecais	NMP/100 mL	9,9x10 ⁴	5,6x10 ⁶	2,0x10 ²	1,4x10 ⁴	<2,0x10 ²	1,3x10 ³	2,8x10 ⁶	2,2x10 ³
E. Coli	UFC/100ml	-	-	-	-	-	-	-	-
Vazão	L / s	-	-	18,00	-	-	-	-	-
Vazão do Rio	L / s	-	-	-	-	-	-	-	-

- dados não disponíveis

Continuação Tabela 1 III

Data da Coleta		28/5/2002		27/6/2002		20/11/2003		7/4/2005	
Parâmetros	Nº Laudo	9.579/9.580		9.847/9.848		15/10/1934		30/3/1944	
	Unidades	Montante	Jusante	Montante	Jusante	Montante	Jusante	Montante	Jusante
Temperatura do ar	° C	35,0	33,0	29,0	27,0	28,0	28,0	36,0	28,0
Temperatura da água	° C	26,0	27,0	24,0	26,0	27,0	26,0	30,0	31,0
pH	mg/L	6,75	7,16	6,50	7,46	7,44	7,98	6,91	7,18
DQO	mg/L	6,00	112,00	16,00	31,00	11,00	14,00	7,00	12,00
DBO	mg/L	5,00	32,00	2,00	7,00	2,00	2,00	3,00	6,00
ST	mg/L	-	-	-	-	110,00	360,00	-	-
STF	mg/L	-	-	-	-	30,00	230,00	-	-
STV	mg/L	-	-	-	-	80,00	130,00	-	-
SST	mg/L	-	-	-	-	40,00	60,00	20,00	30,00
SSF	mg/L	-	-	-	-	20	40	-	-
SSV	mg/L	-	-	-	-	20	20	-	-
SS	ml / L	<0,1	2,0	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
SF	ml / L	<0,1	<0,1	<0,1	<11	<0,1	<0,1	-	-
SDT	ml / L	-	-	-	-	70,00	300,00	-	-
Alcalinidade .HCO ₃ -	mg/L CaCO ₃	-	-	-	-	25,00	117,00	-	-
Alcalinidade Total	mg/L CaCO ₃	-	-	-	-	25,00	117,00	-	-
Acidez	mg / L	-	-	-	-	5,00	10,0	-	-
Cor Aparente	mgpt/L	-	-	-	-	181,0	285,0	32,0	45,0
Cor Verdadeira	mgpt/L	13,0	21,0	31,0	50,0	117,0	66,0	-	-
O. D	mg / L	8,60	6,40	8,00	6,40	3,81	2,65	7,90	2,50
Turbidez	NTU	5,0	625,0	8,0	29,0	22,0	42,0	0,0	0,0
Ferro Total	mg / L	1,200	9,640	0,800	0,870	0,740	0,870	0,014	2,000
Óleos e Graxas	mg / L	3,64	3,98	0,94	1,00	0,00	0,91	0,00	0,00
Coli. Totais	NMP/100 mL	2,6x10 ³	3,0x10 ⁵	5,0x10 ⁵	1,6x10 ⁶	8,0x10 ⁵	5,9x10 ⁶	4,9 x 10 ⁴	5,1x10 ⁴
Coli. Fecais	NMP/100 mL	1,3x10 ³	3,0x10 ⁵	3,0x10 ⁴	3,0x10 ⁵	1,3x10 ⁵	7,3x10 ⁵	1,6x10 ³	2,2x10 ³
E. Coli	UFC/100ml	-	-	-	-	-	-	1,0 x 10 ²	3,0 x 10 ²
Vazão	L / s	-	-	-	-	-	-	25,00	25,00
Vazão do Rio	L / s	-	-	-	-	-	-	-	-

Fonte: *Boletins de Monitoramento SEMA-MT (1999 A 2005)

- dados não disponíveis

FOTOS DO CORPO RECEPTOR

Figura 1 III - Ponto de Lançamento do Efluente Tratado no Corpo Receptor, (03/2006)



Figura 2 III - Ponto de Coleta à Montante do Lançamento no Corpo Receptor, (03/2006).



Figura 3 III - Ponto de Coleta à Jusante do Lançamento no Corpo Receptor, (03/2006).

ANEXO – IV

Lençol Freático

Figura 1 IV Descrição litológica e os componentes dos poços de monitoramento

PROFUN	PERFUR	REVEST	P. FILT	PERFLOLG	DESCRIÇÃO LITOLÓGICA	UGNEIOLAODG
0 - 10 - 20 - 30 - 40 - 50	10"				<p><u>0,00 à 6,00 metros</u> - Solo com cascalho de matriz Argilo-siltosa, seixos e grânulos de quartzo, coloração vermelha.</p> <p><u>6,00 à 12,00 metros</u> - Cascalho de grânulos e seixos de quartzo, matriz Argilo-siltosa, coloração avermelhada.</p> <p><u>12,00 à 15,00 metros</u> - Silte-arenoso, pouco argiloso com seixos de quartzo, coloração avermelhada.</p> <p><u>15,00 à 18,00 metros</u> - Areia fina siltosa com seixos e grânulos de quartzo.</p> <p><u>18,00 à 25,00 metros</u> - Seixos e grânulos de quartzo com matriz siltosa (veios de quartzo alterado).</p>	G R U P O C U I A B Á
				DATA: 26/04/2000		
tubo	filtro	Cimentação	pré-filtro			

Fonte: Enterpa Ambiental S/A. – Prefeitura Municipal de Cuiabá (2000)

Tabela 1 IV - Dados de monitoramento do Lençol Freático

Parâmetros	ata/NºLaudos.	25/08/2000 [1329à 1330]	
	Unid.Poços	Poço - 1	Poço - 2
Temperatura do ar	° C	35,8	39,3
Temperatura da água	° C	31,9	29,1
pH	-	7,00	5,00
DQO	mg/L	-	19,44
DBO	mg/L	-	4,20
SDT	mg/L	-	2038,00
STF	mg/L	-	-
STV	mg/L	-	-
SS	ml/L	-	5,50
Nível L. Freático	m	8,00	8,00
Condutividade Elétrica	µs/cm	222,00	20,10
Cor Apararente	mg Pt / L	2,50	10,00
Turbidez	**NTU	0,40	250,00
Dureza Total	mg/L CaCO ₃	87,73	25,84
Óleos e Graxas	mg/L	-	324,00
Coli. Totais	NMP/100 mL	1,6 x 10 ³	4,3 x 10 ³
Coli. Fecais	NMP/100 mL	Ausente	4,3 x 10 ³
Alumínio	mg / L	-	11,25-
Bário	mg / L	-	<0,1
Boro	mg / L	-	<0,5
Chumbo	mg / L	-	<0,01
Cianeto	mg / L	-	<0,01
Cloreto	mg / L	-	3,9200
Cobre	mg / L	-	0,0870
Cromo Total	mg / L	-	0,0500
Cromo Hexalente	mg / L	-	0,0240
Ferro Total	mg / L	2,0000	7,2800
Ferro Solúvel	mg / L	-	0,1300
Fluoretos	mg / L	-	0,0400
Fosfato Total	mg / L	-	15,4700
Manganês Total	mg / L	-	0,4300
Manganês Solúvel	mg / L	-	0,1200
Mercúrio	mg / L	-	0,0050
Níquel	mg / L	-	0,1000
Nitrogênio Amoniacal	mg / L	-	-
NTK	mg / L	-	-
Nitrato	mg / L	-	<0,1
Nitrito	mg / L	-	<0,1
Nitrogênio Total	mg / L	-	1,1200
Prata	mg / L	-	0,0200
Selênio	mg / L	-	0,1000
Sulfato	mg / L	-	9,2500
Zinco	mg / L	-	0,4800
Fenol	mg / L	-	-

Continuação Tabela 1 IV

Parâmetros	Data/NºLaudos	04/09/2001 [7.454 á 7.457]				
	Unid. Poços	Poço -1	Poço - 2	Poço -3	Poço - 4	Poço - 5
Temperatura do ar	° C	29,0	31,0	30,5	-	35,0
Temperatura da água	° C	24,0	25,0	24,5	-	25,0
pH	-	6,01	6,79	6,59	-	5,81
DQO	mg/L	12,00	50,00	25,00	-	14,00
DBO	mg/L	6,00	12,00	7,00	-	3,00
SDT	mg/L	9,50	237,00	73,70	-	45,80
STF	mg/L	-	-	-	-	-
STV	mg/L	-	-	-	-	-
SS	ml/L	0,90	24,50	14,70	-	19,60
Nível L. Freático	m	6,10	7,30	10,55	-	5,90
Condutividade Elétrica	µs/cm	21,10	49,00	154,30	-	96,60
Cor Apararente	mg Pt / L	30,00	250,00	1194,00	-	750,00
Turbidez	*NTU	8,00	56,00	268,00	-	262,00
Dureza Total	mg/L CaCO3	20,00	122,70	78,60	-	54,00
Óleos e Graxas	mg/L	2,20	3,30	1,02	-	0,97
Coli. Totais	NMP/100 mL	1,7x10 ⁴	24,5	1,6x10 ⁶	-	3,4x10 ⁴
Coli. Fecais	NMP/100 mL	5,0x10 ³	2,1x10 ³	1,2x10 ⁴	-	3,4x10 ⁴
Alumínio	mg / L	0,08	0,08	0,05	-	0,07
Bário	mg / L	-	-	-	-	-
Boro	mg / L	0,01	0,01	0,42	-	1,84
Chumbo	mg / L	-	-	-	-	-
Cianeto	mg / L	0,00	0,00	<0,001	-	<0,001
Cloreto	mg / L	46,60	46,60	11,65	-	24,99
Cobre	mg / L	0,00	0,00	0,04	-	0,01
Cromo Total	mg / L	0,08	0,08	0,11	-	0,09
Cromo Hexavente	mg / L	<0,001	<0,001	<0,001	-	<0,001
Ferro Total	mg / L	1,11	1,11	1,29	-	1,29
Ferro Solúvel	mg / L	0,49	0,49	0,01	-	0,57
Fluoretos	mg / L	0,29	0,29	0,28	-	0,13
Fosfato Total	mg / L	2,49	2,49	7,35	-	6,20
Manganês Total	mg / L	0,70	0,70	0,44	-	0,63
Manganês Solúvel	mg / L	0,37	0,37	0,41	-	0,38
Merúrio	mg / L	-	-	-	-	xxx
Níquel	mg / L	0,00	0,00	0,01	-	0,02
Nitrogênio Amoniacal	mg / L	0,06	0,06	0,03	-	0,04
NTK	mg / L	0,18	0,18	0,40	-	0,10
Nitrato	mg / L	1,90	1,90	1,93	-	1,76
Nitrito	mg / L	0,00	0,00	0,06	-	0,02
Nitrogênio Total	mg / L	0,36	0,36	0,80	-	0,20
Prata	mg / L	0,01	0,01	0,01	-	102,00
Selênio	mg / L	0,06	0,06	0,02	-	0,01
Sulfato	mg / L	0,70	0,70	1,30	-	4,40
Zinco	mg / L	0,00	0,00	0,22	-	0,07
Fenol	mg / L	<0,001	<0,001	<0,001	-	<0,001

Continuação Tabela 1 IV

Parâmetros	Data/NºLaudos	20/10/2003 [12.725 a 12.726]				
	Unid. Poços	Poço -1	Poço - 2	Poço -3	Poço - 4	Poço - 5
Temperatura do ar	° C	33°	32°	34°	33°	33°
Temperatura da água	° C	29°	29°	29°	31°	28°
pH	-	5,50	6,25	6,05	6,06	6,68
DQO	mg/L	4,00	8,00	15,00	12,00	26,00
DBO	mg/L	2,00	3,00	10,00	6,00	15,00
SDT	mg/L	-	-	-	-	-
STF	mg/L	-	-	-	-	-
STV	mg/L	-	-	-	-	-
SS	ml/L	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,20
Nível L. Freático	m	14,70	11,20	11,00	10,65	9,00
Condutividade Elétrica	µs/cm	72,60	148,00	116,60	138,30	1,396,0
Cor Apararente	mg Pt / L	14,00	120,00	87,00	160,00	406,00
Turbidez	**NTU	3,00	22,00	17,00	33,00	36,00
Dureza Total	mg/L CaCO ₃	5,30	16,50	14,00	3,90	30,00
Óleos e Graxas	mg/L	0,72	1,60	1,03	0,00	1,90
Coli. Totais	NMP/100 mL	<2,0x10 ²	3,0x10 ⁴	1,7x10 ⁵	5,0x10 ⁵	1,6x10 ⁷
Coli. Fecais	NMP/100 mL	<2,0x10 ²	3,0x10 ⁴	1,7x10 ⁵	1,7x10 ⁵	1,6x10 ⁷
Alumínio	mg / L	0,08	0,01	0,02	0,00	0,30
Bário	mg / L	0,40	0,60	0,60	0,90	0,90
Boro	mg / L	0,00	0,01	0,03	0,01	0,07
Chumbo	mg / L	0,00	0,01	0,10	0,04	0,10
Cianeto	mg / L	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00
Cloreto	mg / L	1,50	0,50	0,75	18,60	5,50
Cobre	mg / L	0,00	0,00	0,00	0,01	0,01
Cromo Total	mg / L	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0,01
Cromo Hexavente	mg / L	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0,01
Ferro Total	mg / L	1,76	1,20	0,48	0,11	1,88
Ferro Solúvel	mg / L	0,83	0,52	0,22	0,02	1,50
Fluoretos	mg / L	0,03	0,02	0,04	0,00	0,12
Fosfato Total	mg / L	1,20	89,00	2,40	90,00	5,60
Manganês Total	mg / L	0,11	0,02	0,04	0,01	0,22
Manganês Solúvel	mg / L	0,09	0,01	0,01	0,00	0,10
Mercúrio	mg / L	0,01	0,01	0,00	<0,001	0,01
Níquel	mg / L	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01
Nitrogênio Amoniacal	mg / L	0,07	0,01	0,04	0,07	4,58
NTK	mg / L	0,08	0,12	0,65	1,85	7,30
Nitrato	mg / L	0,13	0,30	0,10	0,80	60,00
Nitrito	mg / L	0,01	0,00	0,07	0,00	19,00
Nitrogênio Total	mg / L	0,29	0,48	0,86	2,722,00	12,67
Prata	mg / L	0,00	0,00	0,01	0,00	0,01
Selênio	mg / L	0,00	0,00	0,01	0,00	0,01
Sulfato	mg / L	2,80	5,00	0,70	4,70	4,20
Zinco	mg / L	0,00	0,00	0,01	0,03	0,01
Fenol	mg / L	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Continuação Tabela 1 IV

Parâmetros	Data/NºLaudos	25/03/2004 [FEMA]				
	Unid. Poços	Poço -1	Poço - 2	Poço -3	Poço - 4	Poço - 5
Temperatura do ar	° C	32°	34,4°	37,1°	36,4°	35,2°
Temperatura da água	° C	28,4°	29,8°	30,2°	30,2°	30,6°
pH	-	4,50	6,39	6,35	5,63	6,39
DQO	mg/L	6,00	47,00	12,00	16,00	33,00
DBO	mg/L	1,00	12,00	2,00	2,00	8,00
SDT	mg/L	235,00	682,00	447,00	16,00	1.086,0
STF	mg/L	121,00	434,00	304,00	5,00	815,00
STV	mg/L	114,00	248,00	271,00	11,00	271,00
SS	ml/L	-	-	-	-	-
Nível L. Freático	m	3,60	6,70	8,80	2,00	2,80
Condutividade Elétrica	µs/cm	245,0	576,0	141,0	70,0	1149
Cor Apararente	mg Pt / L	-	-	-	-	-
Turbidez	**NTU	-	-	-	-	-
Dureza Total	mg/L CaCO3	-	-	-	-	-
Óleos e Graxas	mg/L	-	-	-	-	-
Coli. Totais	NMP/100 mL	3	199	1,782	<10	<10
Coli. Fecais	NMP/100 mL	-	-	-	-	-
Alumínio	mg / L	-	-	-	-	-
Bário	mg / L	-	-	-	-	-
Boro	mg / L	-	-	-	-	-
Chumbo	mg / L	-	-	-	-	-
Cianeto	mg / L	-	-	-	-	-
Cloreto	mg / L	-	-	-	-	-
Cobre	mg / L	-	-	-	-	-
Cromo Total	mg / L	-	-	-	-	-
Cromo Hexavente	mg / L	-	-	-	-	-
Ferro Total	mg / L	-	-	-	-	-
Ferro Solúvel	mg / L	-	-	-	-	-
Fluoretos	mg / L	-	-	-	-	-
Fosfato Total	mg / L	-	-	-	-	-
Manganês Total	mg / L	-	-	-	-	-
Manganês Solúvel	mg / L	-	-	-	-	-
Mercúrio	mg / L	-	-	-	-	-
Níquel	mg / L	-	-	-	-	-
Nitrogênio Amoniacal	mg / L	-	-	-	-	-
NTK	mg / L	-	-	-	-	-
Nitrato	mg / L	-	-	-	-	-
Nitrito	mg / L	-	-	-	-	-
Nitrogênio Total	mg / L	-	-	-	-	-
Prata	mg / L	-	-	-	-	-
Selênio	mg / L	-	-	-	-	-
Sulfato	mg / L	-	-	-	-	-
Zinco	mg / L	-	-	-	-	-
Fenol	mg / L	-	-	-	-	-

Continuação Tabela 1 IV

Parâmetros	Data/NºLaudos	07/04/2005 [16152 a 16.156]				
	Unid. Poços	Poço -1	Poço - 2	Poço -3	Poço - 4	Poço - 5
Temperatura do ar	° C	31,0	29,0	29,5	29,5	30,5
Temperatura da água	° C	35,0	36,0	34,5	34,0	29,0
pH	-	5,53	5,12	5,68	6,07	6,39
DQO	mg/L	8,00	6,00	3,00	3,00	8,00
DBO	mg/L	3,00	2,00	1,00	1,00	2,00
SDT	mg/L	27,00	107,00	38,00	373,00	147,00
STF	mg/L	-	-	-	-	-
STV	mg/L	-	-	-	-	-
SS	ml/L	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Nível L. Freático	m	-	-	-	-	-
Condutividade Elétrica	µs/cm	58,00	223,00	80,00	766,00	306,00
Cor Apararente	mg Pt / L	45,00	29,00	56,00	164,00	64,00
Turbidez	**NTU	9,00	2,00	5,00	7,00	3,00
Dureza Total	mg/L CaCO ₃	0,00	0,00	0,00	0,00	28,00
Óleos e Graxas	mg/L	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Coli. Totais	NMP/100 mL	Ausente	9,5 x 10 ³	8,8 x 10 ³	3,4 x 10 ⁴	2,5 x 10 ⁴
Coli. Fecais	NMP/100 mL	Ausente	5,0 x 10 ²	5,0 x 10 ²	2,0 x 10 ⁴	9,0 x 10 ³
Alumínio	mg / L	0,11	0,09	3,55	0,17	0,11
Bário	mg / L	0,34	0,07	0,27	0,03	0,15
Boro	mg / L	0,10	0,02	0,02	0,11	0,06
Chumbo	mg / L	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Cianeto	mg / L	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Cloreto	mg / L	88,20	70,90	15,60	195,00	223,00
Cobre	mg / L	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Cromo Total	mg / L	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Cromo Hexavente	mg / L	<LQ	<0,001	0,05	<LQ	<LQ
Ferro Total	mg / L	31,90	3,38	8,52	9,10	12,,9
Ferro Solúvel	mg / L	12,90	0,30	0,34	3,76	2,94
Fluoretos	mg / L	0,17	0,13	0,18	0,47	0,31
Fosfato Total	mg / L	708,00	<LQ	371,00	<LQ	429,00
Manganês Total	mg / L	9,73	0,26	1,15	1,74	0,96
Manganês Solúvel	mg / L	9,59	0,24	0,37	1,63	0,76
Merúrio	mg / L	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Níquel	mg / L	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	3,07
Nitrogênio Amoniacal	mg / L	<LQ	0,45	0,12	5,98	4,58
NTK	mg / L	-	-	-	-	-
Nitrato	mg / L	0,00	0,10	0,20	0,40	0,10
Nitrito	mg / L	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Nitrogênio Total	mg / L	0,78	1,30	2,57	7,47	4,76
Prata	mg / L	0,27	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Selênio	mg / L	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Sulfato	mg / L	2,00	2,00	<LQ	14,00	19,00
Zinco	mg / L	0,01	0,02	0,01	0,05	2,94
Fenol	mg / L	-	-	-	-	-

LQ – Limite de qualidade.

Fonte: Boletins de Monitoramento SEMA-MT (2000 A 2005)

ANEXO V

Dados Meteorológicos de Cuiabá.

Tabela 1 V – Dados da Estação Meteorológica - Ministério da Agricultura - 9º Distrito - Cuiabá – 1998

1998	Pressão atm. (mb)	Temperatura do Ar (° C)							(UR) %	Neb. C.10	Precipitação			Evap. Total (mm)	Insol.Total (hs em Déc.)	Dias de Chuva no mês	Dir. do Vento
		Média das Máx.	Média das Mín.	Máxima Absoluta		Mínima Absoluta		Média Comp.			Altura Total (mm)	Máxima 24 hs					
				Graus	Data	Graus	Data					Altura (mm)	Data				
Jan.	992,0	34,5	25,3	38,1	4	23,9	15	28,5	82	7,3	217,1	60,3	16	138,2	194,8	11	N-1.4
Fev.	993,2	32,9	25,0	37,1	6	22,7	2	27,8	86	7,5	196,0	58,0	5	92,2	127,1	15	N-1.7
Mar.	999,9	33,8	24,0	36,2	26	22,6	13	27,9	84	7,0	223,1	11,89	19	108,3	217,5	11	SE-1.4
Abr.	993,5	34,1	23,8	37,0	11	20,7	30	27,3	76	6,5	124,1	29,1	17	114,9	232,2	9	N-1.2
Mai.	997,5	331,9	20,5	35,6	10	15,5	1	24,3	82	5,9	47,5	29,6	5	116,3	201,1	5	S-1.4
Jun.	998,3	31,1	18,5	35,8	29	13,3	26	23,5	79	5,0	0,8	0,8	25	115,9	196,2	-	S-1.2
Jul.	996,6	34,6	18,0	38,0	21	13,2	11	24,9	74	3,3	0,0	-	-	198,3	263,4	-	N-1.2
Ago.	994,9	34,4	20,4	37,9	1	14,0	28	26,1	79	5,3	42,0	19,2	6	157,7	202,6	3	N-1.4
Set.	994,5	33,3	21,1	38,4	11	12,6	21	21,9	73	4,5	101,6	38,4	9	150,8	120,0	4	N-4.4
Out.	993,3	34,3	23,5	39,0	20	19,7	19	28,1	72	5,9	145,0	29,0	29	185,9	177,2	9	S-1.5
Nov.	991,3	33,8	24,2	37,8	7	21,7	18	27,5	77	7,3	156,7	70,8	11	140,6	188,1	8	N-1.7
Dez.	991,3	32,7	23,6	36,5	14	20,0	23	27,2	84	7,6	378,5	58,9	4	113,2	175,3	20	N-1.7
Ano	994,1	33,4	22,3	39,0	20/out	12,6	21/set	26,2	79	6,1	1632,7	70,8	11/Nov,	1632,2	2295,8	95	-

Fonte: 9º Distrito de Meteorologia de Cuiabá.

Tabela 2 V – Dados da Estação Meteorológica - Ministério da Agricultura - 9º Distrito - Cuiabá – 1999

1999	Pressão atm. (mb)	Temperatura do Ar (° C)							(UR) %	Neb. C.10	Precipitação			Evap. Total (mm)	Insol. Total (hs em Déc.)	Dias de Chuva no mês	Dir. do Vento
		Média das Máx.	Média das Mín.	Máxima Absoluta		Mínima Absoluta		Média Comp.			Altura Total (mm)	Máxima 24 hs					
				Graus	Data	Graus	Data					Altura (mm)	Data				
Jan.	991,7	33,0	23,7	37,0	25	21,0	22	27,1	84	8,1	281,6	98,4	15	113,1	167,6	13	N-1,5
Fev.	992,4	33,5	23,5	36,6	15	21,0	18	27,3	83	7,4	228,4	55,2	21	103,7	194,1	13	N-1,5
Mar.	992,2	31,8	21,6	36,2	27	18,0	31	26,2	88	8,0	382,6	100,3	4	144,1	162,6	19	S-1,6
Abr.	993,7	32,9	19,9	36,7	3	14,0	18	26,2	82	6,3	159,7	65,0	13	117,6	217,4	7	S-1,2
Mai.	996,7	31,9	19,4	35,2	3	11,9	22	24,7	82	5,3	3,6	2,0	7	112,8	267,2	2	S-1,2
Jun.	984,9	31,2	18,7	35,8	25	14,7	1	23,7	77	5,7	70,0	66,8	30	136,7	231,6	3	N-1,3
Jul.	998,1	31,5	17,2	36,4	27	12,4	6	23,4	71	2,8	1,5	1,3	5	147,5	249,3	2	S-1,3
Ago.	996,6	34,3	17,4	39,7	30	7,9	15	24,7	57	2,9	0,0	-	-	251,8	213,1	-	S-1,5
Set.	992,4	35,7	22,8	39,0	1	19,0	2	28,0	69	1,9	18,6	7,8	19	251,8	153,3	5	N-1,5
Out.	993,4	35,0	24,1	39,8	15	17,3	4	28,7	69	5,9	141,4	59,4	26	222,1	179,3	9	S-1,9
Nov.	991,9	33,0	22,6	37,0	29	14,4	10	27,0	83	5,7	269,7	67,0	20	145,5	233,9	11	S-1,7
Dez.	990,8	33,4	24,0	37,0	1	21,7	12	27,5	86	7,4	162,6	56,2	13	125,7	167,3	11	N-1,7
Ano	991,2	33,1	21,2	39,8	15/out	7,9	15/out	26,3	77	5,0	1719,7	100,8	14,03	1872,8	2436,7	96	-

Fonte: 9º Distrito de Meteorologia de Cuiabá, 1999.

Tabela 3 V – Dados da Estação Meteorológica - Ministério da Agricultura - 9º Distrito - Cuiabá – 2000

2000	Pressão Atm. (mb)	Temperatura do Ar (° C)						(UR) %	Neb. C.10	Precipitação			Evap. Total (mm)	Insol.Tota l (hs em Déc.)	Dias de Chuva no mês	Dir. do Vento	
		Média das Máx.	Média das Mín.	Máxima Absoluta		Mínima Absoluta				Média Comp.	Altura Total (mm)	Máxima 24 hs					
				Graus	Data	Graus	Data					Altura (mm)					Data
Jan.	990,6	33,5	24,4					28,3	79	7,1	180,1	40,0	25	140,2	201,1	16	N-1,7
Fev.	992,8	32,4	23,8					27,0	85	7,0	164,2	31,0	7	97,7	138,2	16	N-1,5
Mar.	993,1	31,7	22,5					26,7	88	7,9	207,4	104,4	14	93,3	158,3	21	N-4,5
Abr.	994,3	33,0	22,6					26,5	83	6,7	126,2	30,0	1	121,5	229,5	21	S-1,5
Mai.	996,0	31,6	20,0					25,8	65	3,8	7,3	5,2	6	151,1	247,5	10	N-2,4
Jun.	996,6	32,4	18,7					24,5	66	5,7	0,0	-	-	171,5	226,3	0	S-2,2
Jul.	996,8	30,1	15,5					22,8	97	5,2	3,4	30,4	23	194,5	243,7	1	N-4,7
Ago.	995,2	35,1	20,6					27,5	66	5,2	12,0	11,0	30	212,4	229,2	2	N-5,0
Set.	994,6	33,7	21,8					26,4	74	6,3	43,3	22,7	29	85,6	197,8	5	N-2,1
Out.	993,5	35,6	23,9					28,3	74	5,0	130,5	37,7	21	165,6	187,8	9	N-2,0
Nov.	991,3	33,1	23,8					27,5	77	3,5	161,8	28,6	24	221,3	194,2	11	N-2,3
Dez.	992,1	32,5	23,6					27,3	75	6,8	127,4	44,0	24	177,9	179,0	12	N-2,0
Ano	993,9	32,9	21,7	39,4	22,09	8,2	14,07	26,5	77	5,8	1263,6	104,4	14,03	1832,6	2426,7	124	

Fonte: 9º Distrito de Meteorologia de Cuiabá, 2000.

Tabela 4 V – Dados da Estação Meteorológica - Ministério da Agricultura - 9º Distrito - Cuiabá – 2001

2001	Pressão Atm. (mb)	Temperatura do Ar (° C)						(UR) %	Neb. C.10	Precipitação			Evap. Total (mm)	Insol.Tota l (hs em Déc.)	Dias de Chuva no mês	Dir. do Vento	
		Média das Máx.	Média das Mín.	Máxima Absoluta		Mínima Absoluta				Média Comp.	Altura Total (mm)	Máxima 24 hs					
				Graus	Data	Graus	Data					Altura (mm)					Data
Jan.	993,6	33,9	22,8					27,0	72		119,0	18,2	15	149,2	188,9	20	N-2,7
Fev.	992,8	34,2	22,4					27,3	79		35,0	17,0	17	186,3	163,5	11	N-1,6
Mar.	993,6	32,8	22,6					26,6	83		231,1	65,0	28	136,6	169,1	17	N-1,1
Abr.	994,4	34,1	22,6					27,2	76		178,8	129,0	25	160,5	219,8	6	N-1,6
Mai.	995,9	30,8	19,9					25,1	79		37,1	18,0	27	128,8	186,5	5	S-1,5
Jun.	998,4	30,2	15,8					22,0	73		6,4	3,4	18	139,8	228,8	2	S-4,0
Jul.	996,6	33,6	17,7					24,8	65		8,0	80,0	12	195,8	244,3	1	N-2,4
Ago.	996,6	36,4	18,3					26,7	55		89,0	73,0	29	203,5	185,7	2	N-2,5
Set.	996,7	35,2	20,7					27,8	57		23,0	9,2	22	246,8	211,8	3	N-1,3
Out.	993,2	24,4	21,0					27,6	66		146,2	81,6	17	130,5	206,2	6	N-1,7
Nov.	994,1	33,2	21,5					27,1	75		214,6	54,0	16	145,3	134,0	14	N-2,0
Dez.	991,8	31,9	21,3					26,3	82		203,0	56,0	5	97,6	44,2	19	N-2,8
Ano	994,5	32,5	20,5	39,0	07,09	9,7	23,06	26,3	72	6,3	1291,2	129,0	25,04	1920,7	2282,1	106	

Fonte: 9º Distrito de Meteorologia de Cuiabá, 2001.

Tabela 5 V – Dados da Estação Meteorológica - Ministério da Agricultura - 9º Distrito - Cuiabá - 2002

2002	Pressão Atm. (mb)	Temperatura do Ar (° C)						(UR) %	Neb. C.10	Precipitação			Evap. Total (mm)	Insol.Tota l (hs em Déc.)	Dias de Chuva no mês	Dir. do Vento	
		Média das Máx.	Média das Mín.	Máxima Absoluta		Mínima Absoluta				Média Comp.	Altura Total (mm)	Máxima 24 hs					
				Graus	Data	Graus	Data					Altura (mm)					Data
Jan.	991,7	32,2	21,6					27,9	78		230,8	47,4	28	148,4	164,7	17	N-3,2
Fev.	992,8	32,1	21,1					26,5	85		256,0	49,8	18	95,7	146,7	16	N-2,0
Mar.	993,4	32,5	21,4					26,1	76		171,6	44,0	22	123,1	237,21	14	N-1,6
Abr.	993,2	34,2	21,1					27,0	77		30,2	12,0	3	145,9	239,0	6	N-2,8
Mai.	994,8	32,9	19,7					24,9	73		57,0	38,0	21	155,5	220,0	6	N-2,2
Jun.	998,0	31,1	16,0					23,0	72		0,5	0,3	15	134,4	219,2	2	N-2,0
Jul.	997,3	32,6	17,0					24,2	67		7,7	7,4	22	175,6	211,1	2	N-2,0
Ago.	995,3	35,4	19,8					26,8	66		25,9	22,8	1	246,8	217,7	3	S-2,3
Set.	994,5	34,4	20,7					27,3	61		69,3	32,1	16	206,5	181,7	6	N-2,8
Out.	992,2	36,1	23,9					29,4	60		176,5	132,0	30	276,0	218,6	6	N-2,5
Nov.	992,9	34,5	23,8					28,7	69		97,1	60,8	5	191,7	218,9	9	N-8,4
Dez.	992,8	33,9	23,7					28,0	77		203,2	86,8	13	148,7	102,9	17	N-2,6
Ano	994,1	33,5	20,8	39,8	25,08	10,9	08,07	26,5	71	6,6	1325,8	132,0	30,10	1048,3	2377,7	104	

Fonte: 9º Distrito de Meteorologia de Cuiabá, 2002.

Tabela 6 V – Dados da Estação Meteorológica - Ministério da Agricultura - 9º Distrito - Cuiabá – 2003

2003	Pressão Atm. (mb)	Temperatura do Ar (° C)						(UR) %	Neb. C.10	Precipitação			Evap. Total (mm)	Insol.Tota l (hs em Déc.)	Dias de Chuva no mês	Dir. do Vento	
		Média das Máx.	Média das Mín.	Máxima Absoluta		Mínima Absoluta				Média Comp.	Altura Total (mm)	Máxima 24 hs					
				Graus	Data	Graus	Data					Altura (mm)					Data
Jan.	993,3	32,0	23,4					26,9	82		296,5	38,2	16	106,0	135,1	22	N-2,1
Fev.	993,3	32,1	22,1					25,4	81		151,8	28,0	24	98,8	146,0	17	N-2,1
Mar.	993,6	32,1	22,2					26,3	84		142,3	20,4	4	97,7	153,3	19	N-1,6
Abr.	994,9	32,2	17,0					25,9	66		117,1	23,2	5	119,0	200,5	11	S-4,1
Mai.	996,4	31,8	19,1					24,7	81		50,7	22,0	24	144,4	223,1	4	S-1,1
Jun.	996,3	32,5	17,5					24,2	72		1,1	1,1	4	144,1	231,3	1	C-0,4
Jul.	998,1	32,3	15,3					23,0	74		0,0	-	-	170,0	262,9	0,0	C-1,3
Ago.	997,6	33,1	17,2					24,5	59		13,5	73	16	223,7	258,2	2	S-2,1
Set.	995,3	34,8	20,7					27,1	61		69,8	25,1	29	226,1	194,8	7	S1,2
Out.	993,4	33,7	23,7					27,4	74		152,4	58,2	23	162,9	171,3	11	N-1,6
Nov.	992,3	32,1	23,3					26,5	77		221,9	47,8	30	124,7	158,0	12	W-1,8
Dez.	992,5	33,6	24,6					28,0	78		166,7	46,0	10	134,4	207,4	19	N-1,5
Ano	995,5	32,6	20,5	39,2	20,09	11,2	18,0 8	25,8	75	5,0	1384,8	58,2	23,10	1656,4	2342,5	125	

Fonte: 9º Distrito de Meteorologia de Cuiabá, 2003.

Tabela 7 V – Dados da Estação Meteorológica - Ministério da Agricultura - 9º Distrito - Cuiabá – 2004

	Pressão Atm. (mb)	Temperatura do Ar (° C)						(UR) %	Neb. C.10	Precipitação			Evap. Total (mm)	Insol.To tal (hs em Déc.)	Dias de Chuva no mês	Dir. do Vento	
		Média das Máx.	Média das Mín.	Máxima Absoluta		Mínima Absoluta				Média Comp.	Altura Total (mm)	Máxima 24 hs					
				Graus	Data	Graus	Data					Altura (mm)					Data
2004																	
Jan.	991,3	32,3	24,7					27,2	83		174,9	47,7	13	73,7	101,7	18	N-0,9
Fev.	991,4	32,1	24,2					27,4	84		223,1	39,1	6	62,6	108,9	16	N-1,1
Mar.	992,1	33,9	24,7					27,7	79		71,2	24,0	5	98,6	227,7	10	N-1,3
Abr.	993,0	32,9	23,8					27,0	81		93,0	41,7	2	104,1	164,8	11	N-1,0
Mai.	996,9	28,5	19,7					23,2	84		19,8	9,0	1	54,6	122,4	3	S-4,2
Jun.	996,5	31,3	18,1					23,9	71		0,0	0,0	0,0	143,4	147,7	0,0	SE-1,0
Jul.	997,0	30,3	18,8					23,4	72		62,7	39,9	14	102,1	208,9	2	S-3,1
Ago.	996,8	34,0	18,5					25,2	60		0,0	0,0	0,0	123,5	243,3	0,0	SE-1,1
Set.	994,0	35,6	21,2					27,2	56		11,9	9,1	22	185,0	187,0	2	E-1,1
Out.	992,5	34,4	23,8					28,2	67		103,8	58,0	97	165,2	192,1	7	S-1,3
Nov.	992,0	33,2	23,5					27,1	75		216,9	34,2	6	109,8	163,7	13	W-0,4
Dez.	991,4	33,7	24,7					27,9	72		176,9	37,0	27	123,3	217,1	14	N-1,6
Ano	993,7	32,7	22,0	32,7	22,09	12,4	09,08	26,3	73	5,0	1154,2	58,0	27,10	1345,9	2085,3	96	

Fonte: 9º Distrito de Meteorologia de Cuiabá, 2004.

Tabela 8 V – Dados da Estação Meteorológica - Ministério da Agricultura - 9º Distrito - Cuiabá – 2005

2005	Pressão Atm. (mb)	Temperatura do Ar (° C)						(UR) %	Neb. C.10	Precipitação			Evap. Total (mm)	Insol.Total (hs em Déc.)	Dias de Chuva no mês	Dir. do Vento	
		Média das Máx.	Média das Mín.	Máxima Absoluta		Mínima Absoluta				Média Comp.	Altura Total (mm)	Máxima 24 hs					
				Graus	Data	Graus	Data					Altura (mm)					Data
Jan.	990,9	-	24,3	-	-	23,1	5	27,9	83	6,7	131,1	22,4	16	25,2	-	17	
Fev.	991,2	29,7	23,7	35,0	24	19,6	2	26,5	96	5,0	220,9	75,0	1	37,6	-	15	
Mar.	996,3	32,2	24,1	36,1	1	21,1	24	27,5	78	6,5	200,8	82,0	23	50,7	-	16	
Abr.	993,7	-	21,6	-	-	13,5	26	23,2	64	5,3	56,2	38,0	4	73,3	-	10	
Mai.	992,5	-	21,3	-	-	18,0	1	22,9	66	5,3	81	81	26	15,8	-	5	
Jun.	993,7	-	21,2	-	-	18,0	23	18,1	64	5,3	14,3	14,3	28	80,0	15,0	1	
Jul.	996,5	31,6	16,8	36,1	29	12,4	30	23,7	61	3,8	0,0	0,0	0,0	118,7	243,4	-	
Ago.	995,1	35,4	18,6	38,8	16	10,4	10	26,4	53	7,4	1,0	1,0	31	221,3	225,6	2	
Set.	995,0	32,7	19,7	38,4	8	12,0	13	25,8	63	3,4	43,3	25,3	12	144,9	134,5	5	
Out.	992,6	34,5	24,1	38,3	8	20,1	6	28,3	69	7,7	121,4	80,0	23	143,9	175,6	8	
Nov.	991,1	33,5	24,7	36,8	9	21,5	10	27,9	72	6,8	90,5	37,4	9	121,2	150,0	11	
Dez.	991,8	33,1	23,64					27,5	79		202,6	55,0	14	131,5	156,2	16	
Ano	993,4	32,8	22,00	38,8	16/Ag,	10,4	10/Ag ,	25,5	71	5,7	1163,1	82,0	23/Mar,	1164,1	1100,3	106	

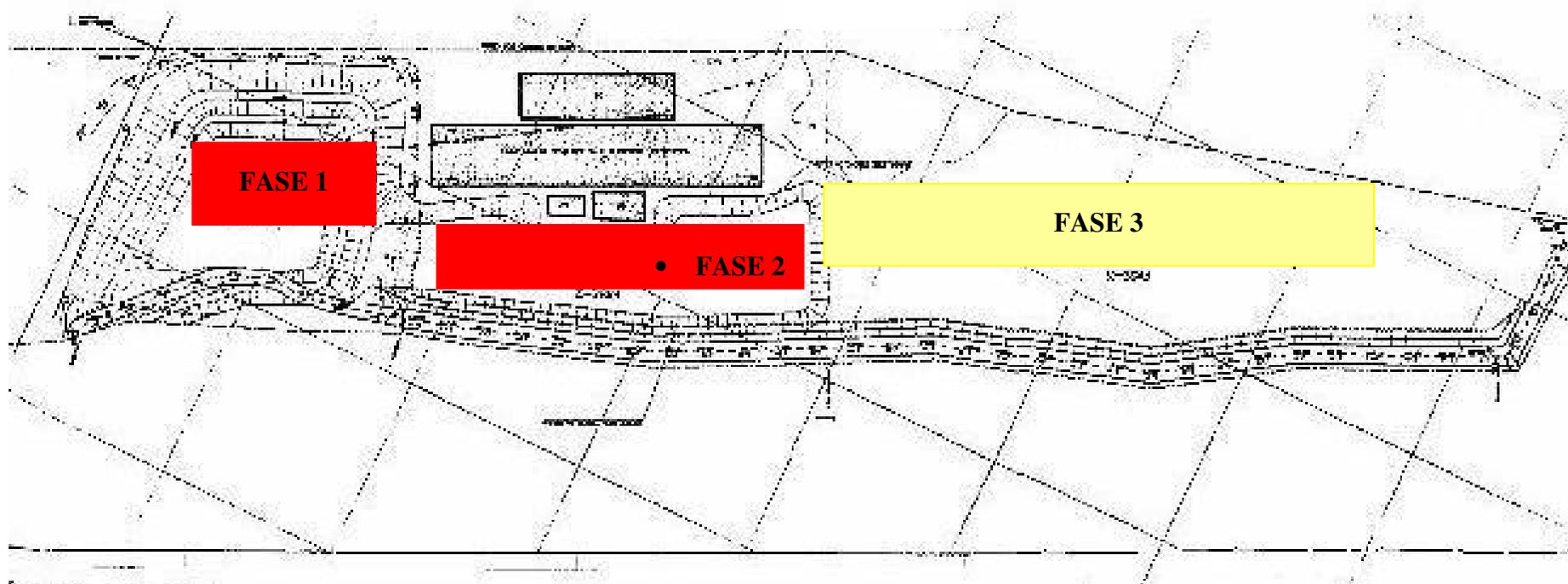
Fonte: 9º Distrito de Meteorologia de Cuiabá,2005.

ANEXO – VI

MAPAS DO EMPREENDIMENTO

Mapa demonstrativo das fases de aterramento (Fase 1 – Fase 2 – Fase 3) - Módulo Norte

ANEXO VI a



ANEXO VI b

Mapa georeferenciamento e coordenadas geográficas da Central de Destinação Final de Resíduos Sólidos de Cuiabá (Linha em vermelho representa o o sentido do lançamento do afluente tratado).



ANEXO VII

Modelos de Boletins de Monitoramento

Modelos de Boletins de Monitoramento

Boletim de Análise de Água

CUIABÁ - MT, 09 de Agosto de 2.001

EMPRESA: ENTERPA AMBIENTAL	
ENDEREÇO: A FERRO SANHÁRIO CUIABÁ (SÍTIO DO QUILOMBO)	
COLETOR.: JOÃO ALVES MARTINS E MARCOS C. FERNANDES	
DATA DA COLETA: 28/07//01	CHUVAS: () SIM (X) NÃO

PONTO	10	
LAUDO N.º	7.144	
LOCAL	Montante ao lançamento	
TIPO	Manancial superficial	
HORÁRIO	15:00	
PARÂMETROS		Unidade
TEMPERATURA DO AR	15	° C
TEMPERATURA DA ÁGUA	20	° C
pH	7,44	
DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO	4	mg/l
DEMANDA BIQUÍMICA DE OXIGÊNIO	2	mg/l
OXIGÊNIO DISSOLVIDO	11,0	m/l
ÓLEOS E GRAXAS	4,23	mg/l
SÓLIDOS TOTAIS	-	mg/l
SÓLIDOS FIXOS	-	mg/l
SÓLIDOS VÓLATEIS	-	mg/l
SÓLIDOS SEDIMENTÁVEIS	<0,1	mg/l
SÓLIDOS FLOTANTES	<0,1	mg/l
COR	22	mg PT/l
TURBIDEZ	9	N.T.U
FERRO TOTAL	0,983	mg/l
COLIFORME TOTAL	1,4x10 ⁴	NMP/100ML
COLIFORME FECAL	1,2x10 ⁴	NMP/100ML

Realizado de acordo com o Standard Methods 17ª edição.

Responsável Técnico:

Modelos de Boletins de Monitoramento

MONITORAMENTO DO LENÇOL FREÁTICO		
BOLETIM DE ANÁLISE		
Empresa: CHUVEZ AMBIENTAL LTDA N° Laudo: 12.710		
Endereço: ATERRO SANITÁRIO DE QUIABA (SÍTIO DO QUILOMBO)		
Coletor: Valdenir Elias / Marcos Fetrizides / João Alves Data da coleta: 20/10/03 e 20/11/2003		
PARÂMETROS	Fontes	
	Local	POÇO 5 Próximo a rodovia Balmatária Itatiba
	Tipo	Manancial Subterrâneo
	Horário	
Temperatura do ar	°C	11:40
Temperatura de água	°C	33
PH (25°C)	-	28
D.O.O	mg/L	6,88
D.B.O.	mg/L	28
Condutividade (25°C)	µS/cm	18
Cor Aparante	mgp/L	1.368
Dureza Total	mg/L CaCO ₃	408
Sólidos Suspendidos	mg/L	30
Óleos e Gorduras	mg/L	0,2
Turbidez	mg/L	1,90
Agente Temeostivos	NTU	38
Alumínio	mg/L	0,003
Bário	mg/L	0,30
Boro	mg/L	0,9
Cádmio*	mg/L	0,07
Chumbo*	mg/L	0,01
Cianeto	mg/L	0,10
Cromo	mg/L	0,002
Cobre	mg/L	5,5
Cromo Total	mg/L	0,0071
Cromo Hexavalente	mg/L	0,008
Cádmio Trivalente	mg/L	0,008
Ferro Total	mg/L	0,2
Ferro Solúvel	mg/L	1,08
Fluoretos	mg/L	1,50
Fosfato Total	mg/L	0,12
Manganês Total	mg/L	5,60
Manganês Solúvel	mg/L	0,220
Mercurio*	mg/L	0,102
Níquel	mg/L	0,008
Nitrogênio Amoniacal	mg/L	0,007
NH ₄ ⁺	mg/L	4,58
Nitrato	mg/L	7,30
Nitrato	mg/L	0,60
Nitrato	mg/L	0,19
Nitrogênio Total	mg/L	12,67
Prata	mg/L	0,01
Selênio	mg/L	0,008
Sulfato	mg/L	4,2
Zinco	mg/L	0,008
Fenol	mg/L	0,0
Coliformes Totais-TTM	NMP/100ml	1,8x10 ⁷
Coliformes Fecais-TTM	NMP/100ml	1,8x10 ⁷
Escherichia Coli	#	#
Nível Estático	metros	9,0
Aspecto		Poço 5 apresenta cor aparentemente amarelado turvo: 480 mgp/L; Turbidez 38 NTU, matéria sedimentável visível: 0,2ml/L e odor característico de matéria orgânica em decomposição.

Realizada de acordo com o Standard Methods, 17ª edição.

CHUVEZ (X) Não

* Fonte: Laboratório Agro Análise

No dia da coleta (20/11/03), para realização da análise de Escherichia Coli, o poço 5 estava vazio (sem água).

Resistência: Onde há-se poço 4 conforme laudo N°12.458, há-se Poço 5 próximo a rodovia balmatária Itatiba; os parâmetros físico-químico e microbiológico confere característica do poço 5.

RESPONSÁVEL TÉCNICO:

Modelos de Boletins de Monitoramento

1 - DADOS SOBRE A AMOSTRA		
Interessado:	ENTERPA AMBIENTAL S/A – Aterro Sanitário de Cuiabá	
Endereço:	Barreiro Branco	
Município:	Cuiabá - MT	
Local da Coleta:	Chorume	
Responsável pela Coleta:	SANELAB	
Data da Coleta:	28/11/99	Horas: 11:15
Temperatura do Ar °C:	35	Chuvas nas 24 horas: Não
Temperatura da Água °C:	32	Entrada no Laboratório: 28/11/99

2-PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS	EXPRESSO COMO	RESULTADO
PH	-	5,70
Demanda Química de Oxigênio	mg/l	47.348,64
Demanda Bioquímica de Oxigênio	mg/l	30.351,00
Oxigênio Dissolvido	mg/l	Zero
Sólidos Totais	mg/l	59.908,00
Óleos e Graxas	mg/l	211,20

3-PARÂMETROS BACTERIOLÓGICOS	EXPRESSO COMO	RESULTADO
Coliformes Totais	* NMP/100 ml	$1,1 \times 10^4$
Coliformes Fecais	* NMP/100 ml	$7,3 \times 10^2$

* Número Mais Provável

OBSERVAÇÃO: Os Parâmetros Físico-Químicos e Bacteriológicos acima, foram analisados de acordo com os Métodos Padronizados pela A. W. W. A.

ANEXOS – VIII

Fotos do Empreendimento



Foto dos Taludes e da Cobertura Final das Células da 2ª Etapa, (12/2005).



Foto do Sistema de Tratamento de Efluentes do Aterro, (12/2005).



Foto: Desenvolvimento de Processos Erosivos nos Taludes das Lagoas, (12/2005).



Foto: Saída da Lagoa Facultativa II, Próximo ao Ponto de Lançamento no C.R.(12/2005)



Foto: Sistema de Tratamento de Efluente, Células da 1ª e 2ª Etapa Concluída, (12/2005).



Foto: Saída da Lagoa Facultativa II, (12/2005)



**Foto: Ponto localizado entre a saída da lagoa facultativa e o corpo receptor,
(12/2005)**



**Foto: Ponto de encontro do efluente tratado da lagoa e o corpo receptor,
(12/2005)**

Livros Grátis

(<http://www.livrosgratis.com.br>)

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)
[Baixar livros de Matemática](#)
[Baixar livros de Medicina](#)
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)
[Baixar livros de Meteorologia](#)
[Baixar Monografias e TCC](#)
[Baixar livros Multidisciplinar](#)
[Baixar livros de Música](#)
[Baixar livros de Psicologia](#)
[Baixar livros de Química](#)
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)
[Baixar livros de Serviço Social](#)
[Baixar livros de Sociologia](#)
[Baixar livros de Teologia](#)
[Baixar livros de Trabalho](#)
[Baixar livros de Turismo](#)