



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO**  
**CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL**

**TESE DE DOUTORADO**

**AVALIAÇÃO DE UM SISTEMA ALTERNATIVO UTILIZANDO *WETLAND*  
CONSTRUÍDO COMO PÓS-TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE REATOR  
UASB**

**ALDECY DE ALMEIDA SANTOS**

**Prof. Dr. Maurício Alves Motta Sobrinho**

RECIFE, PE  
Dezembro de 2012

**ALDECY DE ALMEIDA SANTOS**

**AVALIAÇÃO DE UM SISTEMA ALTERNATIVO UTILIZANDO *WETLAND*  
CONSTRUÍDO COMO PÓS-TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE REATOR  
UASB**

Tese apresentada à Universidade Federal de Pernambuco como requisito parcial às exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil para obtenção do título de Doutor.

Dr. Maurício Alves da Motta Sobrinho (Orientador)

RECIFE – PE  
Dezembro de 2012

Catálogo na fonte  
Bibliotecária Margareth Malta, CRB-4 / 1198

S237a Santos, Aldecy de Almeida.

Avaliação de um sistema alternativo utilizando *Wetland* construído como pós-tratamento de lixiviado de reator UASB / Aldecy de Almeida Santos. - Recife: O Autor, 2012.

119 folhas, il., gráfs., tabs.

Orientador: Prof. Dr. Maurício Alves da Motta Sobrinho.

Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, 2012.

Inclui Referências e Anexo.

1. Engenharia Civil. 2. Lixiviado. 3. Lisímetro. 4. Reator Anaeróbico.  
5. *Wetland*. I. Motta Sobrinho, Mauricio Alves da. (Orientador). II. Título.

UFPE

624 CDD (22. ed.)

BCTG/2013-263



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

A comissão examinadora da Defesa de Tese de Doutorado

**AVALIAÇÃO DE UM SISTEMA ALTERNATIVO UTILIZANDO  
WETLAND CONSTRUÍDO COMO PÓS-TRATAMENTO DE LIXIVIADO  
DE REATOR UASB**

defendida por

Aldecy Almeida dos Santos

Considera o candidato APROVADO

Recife, 21 de dezembro de 2012

---

Maurício Alves da Motta Sobrinho – UFPE  
(orientador)

---

Francisco Suetônio Bastos Mota - UFC  
(examinador externo)

---

Valderi Duarte Leite – UEPB  
(examinador externo)

---

Joelma Morais Ferreira – UFPE  
(examinador externo)

---

Silvio Romero de Melo Ferreira – UFPE  
(examinador interno)

---

Jaime Joaquim da Silva Pereira Cabral – UFPE  
(examinador interno)

*Dedico este trabalho a minha família, meus amigos e a todos que colaboraram direta ou indiretamente na minha formação.*

## AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, Aurea da Cruz de Almeida Santos e Manoel Carmelindo de Oliveira Santos, pelo apoio, orações, conselhos em todos os momentos da elaboração deste trabalho.

A minha esposa Eleonora Almeida de Andrade pelo amor e incentivo.

Aos meus irmãos Aldiney de Almeida Santos, Alissi Carmelindo de Almeida Santos e Aguinaldo Almeida Santos pelo apoio e incentivos.

A meu orientador, Prof. Dr. Maurício Alves Motta Sobrinho, pelo apoio, contribuição, incentivo, compreensão, paciência e a amizade estabelecida durante a realização deste trabalho.

Aos professores José Fernando Thomé Jucá, Ana Cristina, Roberto Coutinho, Jaime Joaquim da Silva Pereira Cabral e os técnicos Andrea Montenegro, Brito e Rose pela dedicação e apoio junto ao programa de pós-graduação em Eng. Civil da UFPE.

Aos professores da banca Prof. Dr. Francisco Suetonio Bastos Mota, Prof. Dr. Valderi Duarte Leite, Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Joelma Morais Ferreira, Prof. Dr. Silvio Romero de Melo Ferreira e Prof. Dr. Jaime Joaquim da Silva Pereira Cabral.

Aos professores Heron Salazar, Rodrigo Tartari, Fabrício Berton Zanchi, Juliane Kase Querino, Carlos Alexandre Querino, Kátia Gutierrez do curso de Engenharia Ambiental da UFAM.

Aos alunos Aline Lessa de Souza, Amazonino Lemos de Castro, Aminadal Gonzaga de Souza Filho, Andre Fabiano de Marchi, Anne Relvas Pereira, Antonio José Leal de Nina, Bruno do Nascimento Pereira, Caio Henrique Patrício Pagani, Danielle Ivana Pereira dos Santos, Délcio Fernando Martins Júnior, Dieisson Darlem Barbosa Bentes, Domkarlykisom Mahamede Moraes Ferreira, Elaine Guimaraes Trentin, Eliana de Assis Soares, Douglas Antônio Curtarelli Batisti, Edvalda dos Santos Veras, Fábio Pazini,

Francisco Bandeira Amaral Filho, Harumy Sales Noguchi, Hilder Moraes de Oliveira Filho, Jesualdo Caitano de Lima, Jonatan Onis Pessoa, Jonas Onis Pessoa, José Cezar Frozzi, José Santos Torres Filho, José Pinheiro Lello, Joseney de Carvalho Malta, Juliana Gervasio Nunes, Juliana Rocha Duarte, Klenna Livia Gomes Peixoto, Leandro Rufatto, Maiara Lobato Gomes Patrício Neto Teles Ribeiro, Paula Caroline dos Santos Silva, Paulo André da Silva Martins, Rogerlan Rodrigues Pinto, Sasha Catarine da Rocha Soares, Simone dos Santos, Simone dos Santos, Sinara dos Santos, Tereza Cristina Efigênci Machado, Valdison Marinho de Souza, Walleson Higor Correa Jordao, Wesley Lobo de Castro do curso de Engenharia Ambiental e do curso ciências em matemática e física da UFAM que contribuíram diretamente com este trabalho.

Aos professores Luiz Airton Gomes e Weliton Ttatom da Universidade Federal de Mato Grosso.

Ao Prof. Márcio Mecca e ao técnico Jonas do laboratório de análise físico-química da água da Universidade Federal de Mato Grosso.

Ao meu tio Elson de Oliveira “in memoria” pela lição de vida.

# **AVALIAÇÃO DE UM SISTEMA ALTERNATIVO UTILIZANDO WETLAND CONSTRUÍDO COMO PÓS-TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE REATOR UASB.**

## **RESUMO**

**SANTOS, A. A.** *Avaliação de um sistema alternativo utilizando Wetland Construído como pós-tratamento de lixiviado de reator UASB.* Recife, PE. 2012. 160p. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação do Departamento de Engenharia Civil da Universidade Federal de Pernambuco.

O lixiviado gerado em aterros sanitários apresenta elevada concentração de matéria orgânica e inorgânica, além de outros poluentes como microbiológicos e metais pesados, que não permitem seu descarte no meio ambiente, sem um prévio tratamento. Neste sentido, o presente trabalho teve como objetivo avaliar um sistema alternativo de tratamento de lixiviado utilizando *Wetland Construído (Wet)* como pós-tratamento de reator UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*). O reator anaeróbio foi alimentado (afluente) com “lixiviado novo” de um lisímetro experimental construído no *Campus* da UFAM que foi preenchido com Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) da cidade de Humaitá/AM, e “lixiviado antigo” do lixão de Humaitá/AM. Para o desenvolvimento da pesquisa foram construídos sistemas experimentais como: lisímetro, reator anaeróbio UASB e *Wetland Construído (Wet)* sendo eles: *Wetland Plantado (WP)* e *Wetland Não Plantado (WNP)*. Conforme resultados obtidos no lisímetro os parâmetros físico-químicos analisados de Demanda Bioquímica de Oxigênio ( $DBO_5$ ), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DQO), relação  $DBO_5/DQO$ , nitrogênio amoniacal, fósforo, cor, turbidez e bacteriológicas de coliformes totais e *Escherichia coli* do lixiviado do lisímetro diminuíram continuamente com o tempo. Ao contrário do pH que teve um aumento gradativo. Este fato se deve ao clima mais quente e úmido da região e a decomposição da matéria orgânica dos RSU aterrado no lisímetro, acelerando a fase ácida, alcançando a fase metanogênica mais rapidamente. O efluente tratado no reator UASB, proveniente do Lisímetro, apresentou uma eficiência superior ao lixiviado do Lixão, com valor de  $DBO_5$  e DQO de 72,3% e 60,5%, respectivamente, enquanto o reator UASB com lixiviado do Lixão apresentou eficiência de remoção de  $DBO_5$  e DQO de 51,40% e 43,88%, respectivamente. Essa baixa eficiência no lixiviado do Lixão foi devido a pouca biodegradabilidade e elevadas concentrações de materiais recalcitrantes. Os valores da  $DBO_5$  dos efluentes tratados no reator UASB, provenientes tanto do Lisímetro quanto do Lixão, se apresentaram mais elevados que aqueles preconizados legislação. Os WP e WNP como pós-tratamento de reator UASB apresentaram excelentes na remoção  $DBO_5$ , DQO, cor, turbidez, coliformes totais e *E. coli*, promovendo efluentes finais com qualidade de acordo com a legislação, tornando possível seu lançamento em corpos d'água ou na sua reutilização para fins não considerados nobres, como a irrigação.

**Palavras-chave:** Lixiviado, Lisímetro, Reator Anaeróbio, *Wetland*

## **EVALUATION OF A CONSTRUCTED WETLAND USING ALTERNATIVE AS POST-TREATMENT LEACHATE UASB REACTOR.**

### **ABSTRACT**

The leachate generated in landfills has a high concentration of organic and inorganic matter, and other pollutants such as microbiological and heavy metals, which do not allow their disposal in the environment, without prior treatment. In this sense, the present work aimed to evaluate an alternative system for leachate treatment using Constructed Wetland (Wet) as post-treatment of UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*). The reactor was fed (tributary) with "new leachate" from a lysimeter experiment built on the *Campus* of UFAM that was filled with Municipal Solid Waste (MSW) in the city of Humaitá/AM, and "leached old" garbage in Humaitá/AM. To develop the research were built as experimental systems: lysimeter, anaerobic UASB and Constructed Wetland (Wet) being: Planted Wetland (WP) and Wetland Not Planted (WNP). As results of the lysimeter physico-chemical analysis of Biochemical Oxygen Demand (BOD), Biochemical Oxygen Demand (COD), compared DBO/DQO, ammonia nitrogen, phosphorus, color, turbidity and bacteriological total coliforms and *Escherichia coli* leaching the lysimeter decreased steadily with time. Unlike the pH was gradually increased. This is due to the warmer climate and humid region and the decomposition of organic matter in the MSW lysimeter grounded, accelerating the acid phase, reaching the methanogenic phase soon. The WP and WNP as post-treatment of UASB reactor showed excellent in removing BOD, COD, color, turbidity, total coliforms and *E. coli*, promoting final effluent quality according to the legislation, making possible its release into water bodies or reused for purposes not considered noble, such as irrigation.

**Keywords:** Leachate, Lysimeter, Anaerobic reactor, Constructed Wetland



## LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Geração <i>per capita</i> de resíduos sólidos domiciliares em alguns países. ....	17
Tabela 2. Composição gravimétrica de RSU de cidades do Amazonas.....	18
Tabela 4. Possíveis origens de íons metálicos em lixiviados de aterros sanitários.....	23
Tabela 5. Características de alguns íons metálicos, destacando-se suas utilizações industriais, suas possíveis origens, que podem afetar diretamente ao homem e seus efeitos. ....	24
Tabela 6. Variação da composição física e química do lixiviado gerado em aterros brasileiros. ....	26
Tabela 7. Evolução das características da composição de lixiviados de aterros sanitários em função da sua idade.....	27
Tabela 8. Valores de K para aplicação do Método Suíço. ....	30
Tabela 9. Parâmetros de monitoramento do lisímetro.....	57
Tabela 10. Metodologias e equipamentos empregados nas análises do lixiviado.....	58
Tabela 11. Cronograma de monitoramento dos reatores anaeróbios. ....	64
Tabela 12. Composição gravimétrica dos RSU no período de 2010 a 2011.....	65
Tabela 13. Estatística descritiva das amostras de RSU no período de seca. ....	66
Tabela 14. Estatística descritiva das amostras de RSU no período de chuva. ....	67
Tabela 15. Peso específico do RSU da cidade de Humaitá-AM ( $\text{kg}/\text{m}^3$ ).....	69
Tabela 16. Composição gravimétrica do RSU para preenchimento do lisímetro. ....	70
Tabela 17. Correlação da precipitação, quantidade e qualidade de lixiviado no lisímetro	79
Tabela 18. Parâmetros de caracterização físico-químicos do lixiviado do lixão de Humaitá,AM.....	81
Tabela 19. Exames microbiológicos do lixiviado do lixão de Humaitá.....	83
Tabela 20. Produção do lixiviado no lisímetro.....	84
Tabela 21. Teste estatístico ANOVA da DQO efluente dos <i>Wetlands</i> .....	118
Tabela 22. Teste estatístico ANOVA da DBO <sub>5</sub> efluente dos <i>Wetlands</i> .....	119

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Rota de caracterização do lixiviado .....	34
Figura 2. Seleção de processos para tratamento de lixiviado de aterros. ....	35
Figura 3. Etapas da pesquisa. ....	49
Figura 4. Fluxograma da pesquisa.....	49
Figura 5. Procedimento para determinação da quantidade e composição gravimétrica dos RSU. ....	51
Figura 6. Corte da célula experimental (Lisímetro) e equipamentos de instrumentação. .	55
Figura 7. Célula experimental (Lisímetro) instalado.....	56
Figura 8. Pesagem dos resíduos para o preenchimento do Lisímetro. ....	57
Figura 9. Localização do lixão de Humaitá-AM.....	60
Figura 10. Lixiviado do lixão de Humaitá-AM.....	61
Figura 11. Reatores anaeróbios utilizado nos experimentos. ....	62
Figura 12. Reator UASB e <i>Wetlands</i> Construído de Fluxo Vertical.....	63
Figura 13. <i>Wetlands</i> construído de Fluxo Vertical.....	63
Figura 14. Dados climatológicos e pH da precipitação.....	72
Figura 15. Evolução da DBO <sub>5</sub> do lixiviado do lisímetro.....	73
Figura 16. Evolução da DQO do lixiviado do lisímetro.....	74
Figura 17. Evolução da relação DBO <sub>5</sub> /DQO do lixiviado do lisímetro. ....	75
Figura 18. pH do lixiviado do lisímetro .....	76
Figura 19. Cor e turbidez do lixiviado do lisímetro. ....	77
Figura 20. Nitrogênio amoniacal do lixiviado do lisímetro .....	78
Figura 21. Fósforo total do lixiviado do lisímetro.....	78
Figura 22. Coliformes totais e <i>E. coli</i> do lixiviado do lisímetro. ....	78
Figura 25. Precipitação anual, evolução da geração de lixiviado no lisímetro e de sua estimativa pelo Método Suíço. ....	85
Figura 26. (A) Evolução da relação DBO <sub>5</sub> /DQO no Lisímetro; (B) Relação DBO <sub>5</sub> /DQO no lixiviado do Lixão.....	85
Figura 27. Variação dos parâmetros: (A) DQO Lixão; (B) DQO Lisímetro; (C) DBO <sub>5</sub> Lixão; (D) DBO <sub>5</sub> . Afluente e efluente do reator UASB.....	86
Figura 28. Variação de pH: (A) Lixão; e (B) Lisímetro. Afluente e efluente do reator UASB. ....	87

Figura 29. Variação dos parâmetros: (A) Cor, Lixão; (B) Cor, Lisímetro; (C) Turbidez, Lisímetro; e (D) Turbidez, Lixão. Afluente e efluente do reator UASB.....	88
Figura 30. Variação das concentrações de coliformes totais e <i>E. coli</i> : (A) Coliformes totais do lixão; (B) Coliformes totais do lisímetro; (C) <i>E. coli</i> do Lixão; e <i>E. coli</i> do lisímetro. Afluente e efluente dos reatores UASB. ....	89
Figura 31. Variação de DQO do efluente do lixiviado do Lixão e do Lisímetro.....	90
Figura 32. Variação de DBO5 do efluente do lisímetro do lixiviado do Lixão e do Lisímetro.....	92
Figura 33. Variação de cor do efluente dos <i>Wetlands</i> .....	94
Figura 34. Variação de turbidez do efluente dos <i>Wetlands</i> .....	95

## LISTA DE QUADROS

Quadro 1. Exemplos de tratamentos de efluentes líquidos de aterros de resíduos sólidos utilizados no Brasil. ....	36
Quadro 2. Exemplos de espécies de bactérias anaeróbias presentes nos tratamentos de rejeitos por biodigestão anaeróbia. ....	43
Quadro 3. Vantagens e desvantagens dos processos anaeróbios em relação aos processos aeróbios.....	45

## SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO .....	11
1.1. Visão Geral.....	11
1.2 Objetivos.....	14
1.2.1 Objetivo Geral .....	14
1.2.2 Objetivos Específicos .....	14
1.3 Estrutura da Tese .....	14
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	16
2.1 Características Qualitativas e Quantitativas dos Resíduos Sólidos.....	16
2.2 Definição, Geração e Característica de Lixiviado .....	18
2.2.1 Definição de Lixiviado .....	18
2.2.2. Geração de Lixiviado.....	19
2.2.3. Características físicas, químicas e biológicas do Lixiviado .....	21
2.3 Estudo de Lisímetro com RSU .....	28
2.4 Métodos para Estimativa de Lixiviado em Aterro Sanitário .....	29
2.5. Tratamento de Lixiviado .....	31
2.5.1. Tratamentos Biológicos de Lixiviados .....	40
2.5.2. Tratamentos Não Biológicos de Lixiviados .....	41
2.5.3. Tratamento de Lixiviado em Reatores Anaeróbios .....	42
2.5.3.1. Espécies de Bactérias Anaeróbias Presentes nos Tratamentos de Rejeitos por Biodigestão Anaeróbia .....	42
2.5.3.2. Vantagens e Desvantagens do Tratamento Anaeróbio .....	44
2.5.3.3. Tratamento de Lixiviado em Reator UASB .....	45
2.5.4. Tratamento de Lixiviado em <i>Wetlands</i> .....	47
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	49
3.1. Desenvolvimento Experimental .....	50
3.1.1. Caracterização quantitativa e qualitativa dos RSU da cidade de Humaitá/AM. ....	50
3.2. Lisímetro.....	54
3.2.1. Caracterização da célula experimental (Lisímetro).....	54
3.2.2. Características físicas e químicas dos resíduos para preenchimento do Lisímetro. ....	57
3.2.3. Monitoramento da célula experimental (Lisímetro).....	57
3.2.4. Método Suíço.....	59
3.3. Amostragem de lixiviado do Lixão de Humaitá/AM .....	60
3.3.1. Caracterização física e química do lixiviado do Lixão de Humaitá/AM. ....	61
3.4. Tratamentos dos Lixiviados .....	61
3.4.1. Reatores UASB .....	61
3.4.2. <i>Wetland</i> Construído .....	62
3.5 Monitoramento do Processo de Tratamento .....	64
3.5.1 Reator UASB.....	64
3.5.2. Monitoramento do Processo de Tratamento no <i>Wetland</i> Construído.....	64

4. RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	65
4.1. Resultados das Características Quantitativas e Qualitativas dos RSU da cidade de Humaitá/AM.....	65
4.2. Lisímetro.....	69
4.3. Características Físico-Químicas do Lixiviado do Lixão .....	81
4.4. Geração de Lixiviado no Lisímetro e sua Estimativa pelo Método Suíço .....	83
4.5. Desempenho de Reator UASB Tratando Lixiviados com Diferentes Idades.....	85
4.4. Resultados dos Wetlands Construído .....	90
5. CONCLUSÕES .....	97
6. RECOMENDAÇÕES .....	<b>Erro! Indicador não definido.</b>
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICA .....	99

## LISTA DE NOMENCLATURAS E SIGLAS

A: Área

ABNT: Associação Brasileira de Normas Técnicas

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

AGV: Ácido Graxo Voláteis

ALC: America Latina e Caribe

AM: Amazonas

ASMOC: Aterro Sanitário Metropolitano Oeste de Caucaia

B: Razão entre Carbono/Sólidos Voláteis

°C: Celsius

CaCO<sub>3</sub>: Bicarbonato de cálcio

Cd: Cádmiio

Cl: Cloreto

Co: Cobalto

COT: Carbono Orgânico Total

Cr: Cromo

Cu: Cobre

DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio

DQO: Demanda Química de Oxigênio

ETE: Estações de Tratamento de Esgoto

Fe: Ferro

g: grama

hab.: habitante

HCO<sub>3</sub>: Carbonato

Hg: Mercúrio

IBGE: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE)

IPT: Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo

K: Potássio

Kc: Coeficiente de compactação

Kg: kilograma

kN: kiloNewton

L: Litro

m<sup>3</sup>: metro cúbico  
Mg: Magnésio  
mg: miligrama  
Mn: Mangânes  
N: Nitrogênio  
Na: Sódio  
NBR: Norma Brasileira  
NH<sub>4</sub>: Amônia ionizada  
Ni: Níquel  
OPS: Organização Pan-americana de Saúde  
P: Fósforo  
Pma: Precipitação  
Pb: Chumbo  
PB: Paraíba  
PE: Pernambuco  
PGIRSU: Plano de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos Urbanos  
PIB: Produto Interno Bruto  
PNRS: Política Nacional de Resíduos Sólidos  
Q: Vazão  
RDO: Resíduo Doméstico  
RPU: Resíduo Público  
RS: Resíduo Sólido  
RSD: Resíduos Sólidos Domiciliares  
RSU: Resíduos Sólidos Urbanos  
s: segundo  
SISNAMA: Sistema Nacional do Meio Ambiente  
SNIS RS: Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento Resíduos Sólidos  
SNVS: Sistema Nacional de Vigilância Sanitária  
SST: Sólidos Suspensos Totais  
ST: Sólidos Totais  
STV: Sólidos Totais Voláteis  
t: tempo  
TDH: Tempo de Detenção Hidráulica

U: Umidade

UASB: *Upflow Anaerobic Sludge Blanket* (Reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo)

UFAM: Universidade Federal do Amazonas

*Wet*: *Wetland* Construído

*Wet* NP: *Wetland* Não Plantado

*Wet* P: *Wetland* Plantado

$W_fA$ : Peso Final da Amostra

$W_iA$ : Peso inicial da amostra



# 1 INTRODUÇÃO

## 1.1. Visão Geral

O crescimento da população, a industrialização, a urbanização e o crescimento econômico geram como consequência o aumento significativo da geração de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) (KAUSHAL *et al.*, 2012). Pode-se verificar, através dos dados disponibilizados pela Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE) e do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), que no Brasil há uma forte correlação entre o aumento do Produto Interno Bruto (PIB) e o aumento da geração de resíduos sólidos.

A grande maioria dos municípios brasileiros não apresenta plano de gestão e infraestrutura que ofereça o adequado tratamento e disposição final dos seus resíduos, gerando uma série de problemas ambientais e de saúde pública. Isto tem como consequência a poluição do ar, do solo e dos recursos hídricos.

De acordo com Melo e Jucá (2001), o aterro sanitário é a técnica mais difundida e aceita em todo mundo para disposição final de resíduos. Enquanto novas tecnologias de destino final não surgirem como alternativa viável, esta técnica é um constituinte essencial de qualquer sistema de manejo de resíduos sólidos.

No aterro sanitário ocorre uma mistura de grande heterogeneidade de substâncias e compostos químicos sob a influência de agentes naturais (chuva e microrganismos). Este ambiente é objeto de evoluções complexas, constituídas pela superposição de mecanismos físicos, químicos e biológicos que irão atuar na degradação desses resíduos. Além da dissolução dos elementos minerais e do carreamento pela água de percolação das finas partículas e do material solúvel, o principal responsável pela degradação dos resíduos é a bioconversão da matéria orgânica em formas solúveis e gasosas. O conjunto desses fenômenos conduz à geração de metabólitos gasosos e ao carreamento pela água de moléculas muito diversas, as quais originam os vetores da poluição em aterro sanitário: o biogás e o lixiviado (CASTILHO Jr. *et al.*, 2003).

Com a impermeabilização da base dos aterros consegue-se praticamente eliminar o principal risco ambiental, que seria a contaminação dos aquíferos pela infiltração do lixiviado. Entretanto, agora recolhido pelo sistema de drenagem, o lixiviado não pode ser lançado diretamente num corpo receptor. Suas características físicas e químicas e bacteriológicas lhe

conferem um elevado potencial poluidor, o que requer um tratamento adequado. Esse tratamento tem sido um desafio aos profissionais da área, e as diversas alternativas propostas ao longo dos anos, no Brasil e no exterior, não têm sido satisfatórias (POVINELLI e SOBRINHO, 2009).

Conforme citado por Kawahigashi (2012), o tratamento do lixiviado é hoje apontado pela grande maioria dos técnicos da área como o principal problema associado aos aterros sanitários.

Atualmente, no Brasil, estão sendo desenvolvidas várias pesquisas visando conhecer melhor o funcionamento de aterros de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) conforme (LEITE, 2008). As células experimentais (biorreatores ou lisímetros) representam uma técnica bastante interessante, pois permitem obter parâmetros para projetos, dimensionamento, construção e monitoramento de aterros (MONTEIRO, 2003).

A partir do lisímetro pode-se quantificar o volume de lixiviado produzido e comparar com os métodos de balanço hídrico, ou seja, a parte da precipitação que se infiltra nos resíduos, mais o líquido produzido no processo de biodegradação da matéria orgânica (lixiviado), para que se possa dimensionar os sistemas de drenagem e conhecer as características físico-químicas e bacteriológicas do lixiviado, visando a melhor forma de tratamento.

O tratamento de chorume *in situ* ainda não é uma prática comum no Brasil. Na maioria dos aterros o chorume é descartado nos corpos d'água sem qualquer tipo de tratamento, ou canalizado para ser tratado em Estações de Tratamento de Esgoto (ETE). Mesmo em aterros onde são tratados seus efluentes, através de processos químicos e/ou biológicos, nem sempre se consegue atingir os padrões de lançamento exigidos pela legislação ambiental. Desta forma, faz-se necessário encontrar alternativas viáveis para evitar ou minimizar a poluição dos rios, bem como a sobrecarga nas ETEs causadas pelo chorume (BELTRÃO *et al.*, 2005).

O tratamento anaeróbio de lixiviado apresenta-se como uma possibilidade de reverter tal situação, ao passo que pode ser facilmente aplicado devido às condições climáticas e econômicas do Brasil. Segundo Campos (1999), o tratamento anaeróbio apresenta vantagens, como reduzidos custos de implantação, operação e manutenção, obtendo-se como subproduto energético o gás metano. Ele cita ainda que um dos sistemas de tratamento utilizados mais empregados é o reator UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*). O reator UASB exige uma pequena demanda de área de instalação e é capaz de apresentar eficiência satisfatória em termos de remoção de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO<sub>5</sub>).

Os efluentes de reatores anaeróbios, via de regra, possuem parâmetros de descarte superiores aos padrões de lançamentos para corpos receptores, havendo necessidade, geralmente, de um pós-tratamento.

O sistema de *Wetland* Construído é uma alternativa interessante para sistema de pós-tratamento de efluentes de sistemas anaeróbios de tratamento. São sistemas de forte apelo ecológico e estético, devido ao maciço vegetal que se forma como fator principal de foco visual (ZANELLA, 2008).

A utilização de sistemas de *Wetlands* como estágio de polimento, após tratamento prévio biológico do lixiviado, promove a remoção adicional da carga orgânica e da amônia, além de realizar a desnitrificação do nitrato produzido na etapa do tratamento biológico (ROBINSON *et al.*, 1991; FERREIRA *et al.*, 2001).

De acordo com Ferreira *et al.* (2001), a ação depuradora de sistemas de *Wetlands* é devida à: absorção de partículas pelo sistema radicular das plantas; absorção de nutrientes e metais pelas plantas; ação de microrganismos associados à rizosfera; transporte de oxigênio para a rizosfera.

O emprego de *Wetlands* como um único estágio de tratamento também é considerado, porém, um fator limitante para o sucesso desse tratamento é o alto teor de amônia presente no lixiviado (ROBINSON *et al.*, 1991). De acordo com Silva *et al.* (2005) os aguapés não resistem ao contato direto com o lixiviado, devido à carga elevada dos contaminantes dos mesmos. Os autores citam ainda que não é aconselhável colocar o aguapé diretamente em contato com o lixiviado, sendo necessária uma adaptação gradual as determinadas concentrações crescentes.

As principais vantagens dos *Wetlands* são: baixo custo de implantação; estrutura simples; fácil manejo e operação; alta eficiência dos parâmetros físicos, químicos e bacteriológicos; alta produção de biomassa que pode ser utilizada na produção de ração animal, energia e biofertilizantes (FERREIRA *et al.*, 2001; SILVA, 2005; ZANELLA, 2008; ORMOND, 2012).

Sendo assim, a presente tese avaliou um sistema alternativo utilizando *Wetland* construído como pós-tratamento de lixiviado em reatores UASB no tratamento do lixiviado do lisímetro e do lixiviado gerado no lixão de Humaitá/AM.

## 1.2 Objetivos

### 1.2.1 Objetivo Geral

O objetivo desta pesquisa foi avaliar um sistema alternativo de tratamento de lixiviado utilizando *Wetland* Construído como pós-tratamento de reator UASB. Foram utilizados dois reatores anaeróbios que foram operados com lixiviado de um lisímetro experimental construído no *Campus* da UFAM de Humaitá/AM e com lixiviado do lixão de Humaitá/AM.

### 1.2.2 Objetivos Específicos

- i. Avaliar uma célula experimental na forma de Lisímetro preenchido com resíduos sólidos da cidade de Humaitá-AM;
- ii. Avaliar a qualidade (parâmetros físicos, químicos e bacteriológicos) e a quantidade do lixiviado produzido no lisímetro;
- iii. Caracterizar os parâmetros físicos, químicos e bacteriológicos do lixiviado do lixão de Humaitá-AM;
- iv. Avaliar a eficiência, em termos de parâmetros físicos, químicos e bacteriológicos, dos reatores anaeróbios UASB em escala piloto no tratamento do lixiviado gerado no lixão de Humaitá/AM e do lixiviado do lisímetro; e
- v. Avaliar o desempenho, em termos de parâmetros físicos, químicos e bacteriológicos do *Wetland* construído, utilizando macrófitas *Eichhornia crassipes*, comparando *Wetland* Plantado (WP) e *Wetland* Não Plantado (WNP).

## 1.3 Estrutura da Tese

A presente tese está distribuída em cinco Capítulos. No Capítulo 1 é apresentada uma introdução ao tema, com a descrição da problemática dos resíduos sólidos, com detalhe na caracterização de lixiviado e lisímetro, e da importância do pós-tratamento de lixiviado de reatores anaeróbios em *Wetland* Construído, fazendo-se a contextualização e

a delimitação do problema da pesquisa, a justificativa do trabalho e indicação dos objetivos da tese.

O Capítulo 2 apresenta uma Revisão Bibliográfica de literatura, abordando, de forma sucinta, das características dos resíduos sólidos, lisímetro, geração e característica de lixiviado, tratamentos de lixiviado, enfocando o tratamento biológico por meio de reatores anaeróbios e *Wetland*.

O Capítulo 3 refere a Metodologia utilizada para desenvolvimento da tese, contendo uma descrição das etapas da caracterização quali-quantitativo que serviu para nortear o preenchimento do lisímetro com resíduo de Humaitá/AM. Aborda a construção dos projetos experimentais como: lisímetro, reator anaeróbio UASB e *Wetland* Construído, e monitoramento dos experimentos.

No Capítulo 4 apresenta os Resultados e Discussões dos experimentos de campo, compreendendo os resultados das parâmetros físicos, químicas e bacteriológica dos resíduos e dos lixiviados de cada etapa da tese.

Finalmente, no Capítulo 5 apresenta as Conclusões baseado nos resultados dos capítulos anteriores e Recomendações para futuras pesquisas.

## 2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Este capítulo apresenta, de forma sucinta, uma revisão bibliográfica das características dos resíduos sólidos, caracterização de lixo, tratamentos de lixo enfocando o tratamento biológico por meio de reatores anaeróbios e *Wetland*.

### 2.1 Características Qualitativas e Quantitativas dos Resíduos Sólidos

As características quali e quantitativas dos resíduos podem variar em função de vários aspectos, como os sociais, econômicos, culturais, geográficos e climáticos, ou seja, os mesmos fatores que também diferenciam as comunidades entre si.

A quantidade de resíduos produzida por uma população é bastante variável e depende de uma série de fatores, como renda, época do ano, modo de vida, movimento da população nos períodos de férias e fins de semana e novos métodos de acondicionamento de mercadorias, com a tendência mais recente de utilização de embalagens não retornáveis (CUNHA *et al.*, 2002).

De acordo com ABRELPE (2011) o resíduo doméstico no Brasil é composto de cerca de 50% de matéria orgânica. Esse percentual varia de acordo com os seguintes fatores: *climáticos* – as chuvas aumentam o teor de umidade. No outono há mais folhas e no verão, mais embalagens de bebida; *épocas especiais* – os feriados aumentam o teor de embalagens; *demográficos* – quanto maior a população urbana, maior a produção *per capita*; *sócio-econômicos* – quanto maior o nível cultural, educacional e aquisitivo, maior a incidência de materiais recicláveis e menor a incidência de matéria orgânica. Quando acontecem campanhas ambientais, há uma redução de materiais não-biodegradáveis como plásticos.

Segundo a OPS (2005) existe uma correlação entre qualidade e quantidade de Resíduos Sólidos Domiciliares (RSD) gerados e as condições econômicas dos países, observando-se que, nos países de baixa renda, a geração de resíduos é menor, assim como a quantidade de material reciclável encontrada em sua composição.

O Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) Resíduos Sólidos (RS) (2007) informou que a massa coletada média *per capita* Resíduo Domiciliar (RDO) + Resíduo Público (RPU): 0,97 Kg/habitante urbano/dia. A massa coletada média *per capita* RDO: 0,73 Kg/habitante atendido/dia.

Segundo Pfeiffer e Carvalho (2009), a média brasileira *per capita* de resíduos é de aproximadamente 0,7 kg/hab./dia de resíduos.

Em 2011, a ABRELPE divulgou o Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil – 2010. Segundo a Associação, a geração de resíduos sólidos urbanos no Brasil, naquele ano, foi de 195.090 toneladas/dia. A comparação entre os dados de 2009 e 2010 revela um aumento de 6,8% na quantidade total gerada (ABRELPE, 2011). Já a produção *per capita*, segundo a Associação, é de 1,213 kg/hab./dia, o que representa um acréscimo de 5,3% em relação ao total apresentado em 2009 (1,152 kg/hab./dia). A pesquisa considerou a população urbana do Brasil em 2010, segundo o IBGE, a partir de amostra de 350 municípios de todas as regiões do Brasil (ABRELPE, 2011).

Nos países da América Latina e no Caribe (ALC), a geração *per capita* média de resíduos sólidos domiciliares é de 0,79 kg/hab./dia e a de resíduos sólidos urbanos é de 0,91 kg/hab./dia (OPS, 2005).

A Tabela 1 apresenta a diferença entre a geração *per capita* de resíduos sólidos urbanos em alguns países da União Européia, da América do Norte, da América Latina e Caribe (SOBRAL, 2007).

**Tabela 1.** Geração *per capita* de resíduos sólidos domiciliares em alguns países.

País	kg/hab./dia	América Latina e Caribe	kg/hab./dia
Estados Unidos**	2,02	Paraguai	1,17
Austrália	1,89	México	1,05
Canadá	1,80	Venezuela	1,03
Finlândia	1,70	Chile	0,93
Holanda	1,37	Brasil	0,88
França	1,29	Peru	0,71
Japão	1,12	Colômbia	0,69
Espanha	0,99	Cuba	0,61
América Latina e Caribe*	0,91	Haiti	0,37

Fonte: Sobral (2007)

\* Avaliação de Resíduos. Dados de 1996. (OPS, 2005).

\*\* EPA. Municipal Solid Waste in the United States. Facts and Figures-2003.

Na Tabela 2 apresenta-se os dados da composição gravimétrica de resíduos sólidos urbanos de algumas cidades do Estado do Amazonas.

**Tabela 2.** Composição gravimétrica de RSU de cidades do Amazonas.

Componentes	Coari (*)	Itacoatiara (*)	Manacapuru (*)	Manaus (**)	Parintins (*)	Humaitá (***)
Papel/Papelão/Tetrapak	11,9	11,7	8,4	18,9	6,0	8,14
Plástico Filme	10,1	6,7	7,4	6,5	6,7	7,54
Plástico Rígido	3,4	2,1	2,7	2,1	2,0	5,63
Vidros	2,4	0,6	0,9	2,2	1,3	2,48
Metal	1,5	2,1	1,9	4,3	3,4	2,21
Matéria Orgânica (1)	66,7	52,5	53,7	58,7	20,1	57,57
Outros (2)	3,9	24,4	25	7,3	60,4	16,43

Observação:

(1) Matéria orgânica putrescível

(2) Restos de espuma, isopor, fraldas, papel higiênico, etc.

Fonte: (\*) ANDRADE J. B. L. (2007); (\*\*) ANDRADE & SCHALCH J. B. L. (1997); (\*\*\*) *apud* MARTINS Jr. (2011).

## 2.2 Definição, Geração e Característica de Lixiviado

### 2.2.1 Definição de Lixiviado

A Norma Brasileira NBR 8849/1985 (ABNT, 1985) define lixiviado utilizando o termo ‘chorume’: o líquido produzido pela decomposição de substâncias contidas nos resíduos sólidos, de cor escura, mau cheiro e elevada Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO<sub>5</sub>).

De acordo com Orth (1981), o percolado ou lixiviado é formado pela percolação de águas que atravessam a massa de resíduo arrastando o chorume, além de outros materiais. Tchobanoglous (1994) define o percolado ou lixiviado como o líquido que se infiltra através dos resíduos sólidos e extrai materiais dissolvidos ou em suspensão.

Segundo Reichert (1999), chorume é um líquido proveniente de três fontes principais: o teor de umidade dos resíduos sólidos, a água de constituição dos materiais que sobra durante a decomposição, e o líquido resultante das atividades de dissolução de matéria orgânica pelas enzimas expelidas pelas bactérias. Esses líquidos, ao entrarem em contato com a água da chuva ou outras infiltrações, percolam pelo interior das células do aterro, lixiviando diversos compostos do interior da massa de resíduos. Neste contexto muitos autores preferem o termo

lixiviado ou líquidos percolados, utilizando o termo chorume proveniente dos processos de biodegradação. A quantidade inicial de água contida nos resíduos influi na fase inicial de geração de lixiviados.

O chorume é um líquido preto, mal cheiroso, que apresenta elevada demanda química de oxigênio, produzido pela decomposição da matéria orgânica contida no lixo (SILVA, 2008).

Lange *et al.* (2009) definem lixiviados de aterros sanitários como o líquido proveniente da umidade natural e da água de constituição presente na matéria orgânica dos resíduos, dos produtos da degradação biológica dos materiais orgânicos e da água de infiltração na camada de cobertura e interior das células de aterramento, somado a materiais dissolvidos ou suspensos que foram extraídos da massa de resíduos.

### **2.2.2. Geração de Lixiviado**

Os lixiviados de aterros de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) são resultado da interação entre o processo de biodegradação da fração orgânica desses resíduos e da infiltração de águas pluviais que solubilizam componentes orgânicos e inorgânicos. Conseqüentemente, o fator determinante na vazão de lixiviados de um aterro sanitário é o volume de águas pluviais infiltradas, enquanto o fator determinante das características físicas, químicas e microbiológicas do lixiviado são as características dos resíduos aterrados (LANGE *et al.*, 2009).

Do ponto de vista de qualidade, o chorume apresenta altas concentrações de matéria orgânica, bem como quantidades consideráveis de substâncias inorgânicas (metais pesados). A quantidade de líquido lixiviado produzido em um aterro sanitário depende de vários fatores como: condições meteorológicas do local (umidade, precipitação, evaporação, temperatura e ventos); geologia e geomorfologia (escoamento superficial e/ou infiltração subterrânea, grau de compactação e capacidade do solo em reter umidade); condições de operação do aterro (conformação e cobertura das células, grau de compactação dos resíduos, tipo de equipamento, recirculação do percolado); idade e natureza dos resíduos sólidos (tipo, umidade, nível de matéria orgânica, características); topografia (área e perfil do aterro); qualidade e quantidade de recicláveis e hábitos da população (TORRES *et al.*, 1997).

A formação do lixiviado em aterros sanitários ocorre principalmente pela percolação não uniforme e intermitente de água através da massa de resíduos, com a lixiviação de

compostos solúveis encontrados nos resíduos sólidos ou formados em processos químicos e biológicos. Esta água provém, principalmente, da precipitação atmosférica, irrigação e escoamento superficial, que infiltra pela camada de cobertura do aterro; de eventual influxo de água subterrânea através da camada de fundo; da umidade inicial contida nos resíduos e, em menor parcela, da decomposição dos resíduos devido à atividade microbiológica (EL-FADEL *et al.*, 1997).

O processo de percolação em aterros sanitários é definido como a quantidade de água que excede a capacidade de retenção da umidade do material alterado representado pelos resíduos sólidos (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993).

Os lixiviados são definidos como os líquidos provenientes de três fontes principais: umidade natural dos resíduos sólidos, água de constituição dos diferentes materiais que sobram durante o processo de decomposição e líquido proveniente de materiais orgânicos pelas enzimas expelidas pelas bactérias (REICHERT, 2000).

O movimento dos líquidos percolados no solo ocorre verticalmente na zona não saturada e, dependendo do fluxo de água subterrânea, na zona saturada (MOTA, 2006). O conhecimento da hidrologia da área delimitada para posicionamento de um aterro é muito importante para avaliar se os lixiviados representarão um perigo de poluição das águas.

Dentre os mais importantes aspectos a serem avaliados estão:

- localização e movimento da água subterrânea;
- escoamento de água superficial;
- existência de coleções superficiais de água;
- estudo da precipitação e da evapotranspiração, parâmetros que estão influenciando a quantidade de água que se infiltra no solo e forma o lixiviado.

Fatores não controláveis, como o regime pluviométrico a que está submetido à região onde se localiza o aterro sanitário e a velocidade de degradação dos resíduos pela ação dos micro-organismos, tornam difícil uma estimativa precisa da geração de lixiviados (LANGE, 2009).

Métodos para estimar o volume de lixiviado gerado vêm sendo desenvolvidos e aprimorados. Castilhos Junior *et al.* (2003) afirmam que os métodos mais empregados são o método suíço e o método do balanço hídrico.

Os tipos, quantidades e taxas de produção de contaminantes do chorume de resíduos sólidos domésticos, são influenciadas por vários fatores, incluindo tipo e composição do lixo, densidade, sequência de disposição, profundidade, umidade, temperatura, tempo e pré-tratamento. A quantificação mais precisa desses parâmetros e seu impacto é complexa, devido à heterogeneidade do lixo encontrado nos aterros. Os mecanismos e o alcance desses contaminantes liberados, assim como suas concentrações, não são de fácil previsão. Portanto é de extrema importância a aquisição e análise de dados de diferentes aterros, para que tais experiências possam ser aplicadas a novas situações.

### **2.2.3. Características físicas, químicas e biológicas do Lixiviado**

De acordo com Silva (2008), os resíduos sólidos orgânicos depositados em aterros possibilitam a geração de um percolado com altas concentrações de matéria orgânica e com quantidades consideráveis de metais tóxicos (Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn ), cuja composição química apresenta grande variabilidade. Além das variações temporais das características físicas, químicas e biológicas dos líquidos percolados, da natureza dos resíduos depositados, da presença de oxigênio, da forma de disposição, da idade e da operação do aterro, a composição do percolado é extremamente influenciada pelos fatores climáticos, através das variações sazonais. O percolado é gerado durante todo o ciclo de vida do aterro, devendo ser monitorado e encaminhado para tratamento por longo período após o fechamento do aterro. O volume de percolados é normalmente calculado utilizando métodos empíricos e modelos computacionais (KOERNER e DANIEL, 1997).

Para Leite (2008) a composição dos lixiviados é grandemente variável e depende, sobretudo, da idade do aterro e da fase de decomposição em que os resíduos depositados se encontram.

Segundo Lema *et al.* (1998); Casagrande e Viana (2006) a composição dos lixiviados está intimamente ligada à quantidade produzida e varia tanto de aterro para aterro quanto sazonalmente. Os fatores que governam a composição do lixiviado incluem o tamanho das partículas, grau de compactação e composição dos resíduos sólidos, a hidrografia do local, o clima e a idade da célula.

Apesar da interação destes fatores resultar na variabilidade da composição do lixiviado, o fato de toda matéria orgânica dos resíduos sofrer degradação anaeróbia parcial ou

total, significa que todo lixiviado contém produtos intermediários deste processo, em conjunto com outros materiais solúveis (REICHERT, 2000).

As características físicas, químicas e biológicas dos lixiviados dependem do tipo de resíduo aterrado, do grau de decomposição, do clima, da estação do ano, da idade do aterro, da profundidade do resíduo aterrado, do tipo de operação do aterro, entre outros fatores. Logo, pode-se afirmar que a composição dos lixiviados pode variar consideravelmente de um local para outro, como também em um mesmo local e entre épocas do ano (REINHART; GROSH, 1998; LANGE *et al.*, 2009).

A composição dos lixiviados é mais diretamente influenciada, contudo, pelas características dos resíduos e sua decomposição. As taxas e características da produção de líquidos e biogás variam ao longo do processo de biodegradação e refletem o processo que acontece dentro do aterro. A duração desses estágios depende das condições físicas, químicas e microbiológicas que se desenvolvem dentro do aterro ao longo do tempo (POHLAND; HARPER, 1986; LANGE *et al.*, 2009).

A composição química do chorume varia de acordo com a idade do aterro e dos eventos que ocorreram antes da amostragem do mesmo. Por exemplo, se o chorume é coletado durante a fase ácida, o pH será baixo, porém parâmetros como Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO<sub>5</sub>), Carga Orgânica Total (COT), Demanda Química de Oxigênio (DQO), nutrientes e metais pesados deverão ser altos. Contudo, durante a fase metanogênica o pH varia entre 6,5 e 7,5 e os valores de DBO<sub>5</sub>, COT, DQO e nutrientes serão significativamente menores (CASAGRANDE e VIANA, 2006).

Os lixiviados de aterro sanitário são constituídos basicamente de uma mistura de substâncias orgânicas e inorgânicas, compostos em solução e em estado coloidal e diversas espécies de micro-organismos (ANDRADE, 2002).

No lixiviado podem ser encontrados vários compostos tais como proteínas, carboidratos, aminoácidos halogênios orgânicos, compostos fenólicos e hidróxi-aromáticos podem ser facilmente encontrados em lixiviados de aterros (BERRUETA *et al.*, 1996; SANTOS, 2003). A literatura destaca alguns contaminantes dos lixiviados onde se pode destacar:

- substâncias orgânicas alicíclicas, aromáticas e poliaromáticas;
- nitrogênio na forma de nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato;
- halogênios inorgânicos, carbonatos, cloretos e sulfatos;
- íons de metais alcalinos, alcalinos terrosos e pesados.

Os aterros sanitários mais comuns recebem uma mistura de resíduos domésticos, comerciais e resíduos industriais mistos, mas excluem quantidades significativas de resíduos químicos específicos. Dessa maneira, os lixiviados podem ser caracterizados como uma solução aquosa com quatro grupos de poluentes: material orgânico dissolvido (ácidos graxos voláteis e compostos orgânicos mais refratários como ácidos húmicos e fúlvicos), macro componentes inorgânicos ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Mn}^{2+}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ), metais pesados ( $\text{Cd}^{2+}$ ,  $\text{Cr}^{3+}$ ,  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Pb}^{2+}$ ,  $\text{Ni}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$ ) e compostos orgânicos xenobióticos originários de resíduos domésticos e químicos presentes em baixas concentrações (hidrocarbonetos aromáticos, fenóis, pesticidas, entre outros) (CHRISTENSEN *et al.*, 1994).

Segato e Silva (2000) citam que as cargas de contaminantes dos lixiviados se compõem de muitas substâncias diferentes, entre as quais pode-se destacar:

- substâncias orgânicas medidas mediante os parâmetro DBO<sub>5</sub>, DQO e COT.
- nitrogênio em forma de nitrogênio amoniacal, nitratos, nitritos, amônia.
- halogênio Inorgânicos, carbonatos, cloretos, sulfatos, íons sódio, potássio, cálcio.
- metais como ferro, zinco, manganês, níquel, cobre, etc.

Na Tabela 4 apresentam-se as possíveis origens de íons metálicos em lixiviados de aterros.

**Tabela 4.** Possíveis origens de íons metálicos em lixiviados de aterros sanitários.

Íons	Origem
$\text{Na}^+$ , $\text{K}^+$ , $\text{Ca}^{2+}$ , $\text{Mg}^{2+}$	Materiais orgânicos, entulhos de construções e cascas de ovos
$\text{Cu}^{2+}$ , $\text{Fe}^{2+}$ , $\text{Sn}^{2+}$	Material eletrônico, latas e tampas de garrafas
$\text{Hg}^{2+}$ , $\text{Mn}^{2+}$	Pilhas comuns e alcalinas, lâmpadas fluorescentes
$\text{Ni}^{2+}$ , $\text{Cd}^{2+}$ , $\text{Pb}^{2+}$	Baterias recarregáveis celulares, telefones sem fio, automóveis, pilhas de relógios
$\text{Al}^{3+}$	Embalagens de tintas, vernizes, solventes orgânicos
$\text{Cl}^-$ , $\text{Br}^-$ , $\text{Ag}^+$	Tubos de PVC, negativos de filmes e raios-X
$\text{As}^{+3}$ , $\text{Sb}^{+3}$ , $\text{Cr}^{+3}$	Embalagens de tintas, vernizes, solventes orgânicos

Fonte: Segato e Silva (2000).

Apesar de manter-se estável nos solos não-poluídos, a concentração dos metais pesados pode ser grandemente aumentada por influência das atividades humanas, podendo representar um grande perigo para os organismos vivos. Absorvidos pelas plantas, estes íons podem interferir no funcionamento dos estômatos, inibir a fotossíntese, a respiração, reduzir a

atividade do mitocôndrio, interferindo assim no crescimento e no desenvolvimento vegetal. No homem, os efeitos nocivos dos íons vão desde pequenas tonturas, vômitos, diarreia, anemia, necrose no fígado, edema cerebral, câncer, problemas cardiovasculares e até graves lesões no sistema nervoso periférico e central (QUEIROZ *et al.*, 2000).

As principais características de alguns íons metálicos, considerados como potencialmente mais tóxicos, são apresentados na Tabela 5. Apresentam-se alguns metais de importância a nível ambiental e de contaminação ao homem (DAMASCENO, 1996; SANTOS, 2003).

**Tabela 5.** Características de alguns íons metálicos, destacando-se suas utilizações industriais, suas possíveis origens, que podem afetar diretamente ao homem e seus efeitos.

<b>Metal</b>	<b>Origem industrial e características gerais</b>	<b>Origens possíveis que podem afetar diretamente o homem</b>	<b>Efeitos ao homem</b>
<b>Cádmio (Cd)</b>	Utilizado em indústrias de galvanoplastia, de baterias, em tubos de televisão, lâmpadas fluorescentes, como pigmento e estabilizador de plásticos polivinílicos. Acredita-se que grande parte da ação fisiológica do Cd é devida a sua similaridade ao Zn; o Cd pode substituir o Zn em algumas enzimas, alterando e impedindo a sua atividade.	Resíduos industriais, lixiviação de aterro sanitário e solos que recebem lodo de esgoto. Alimentos e água contaminados, ar e cigarros.	Hipertensão, problemas nos rins, destruição dos tecidos dos testículos e destruição dos glóbulos vermelhos do sangue.
<b>Chumbo (Pb)</b>	Usado na fabricação de baterias, em pigmentos, munição e soldas.	As principais vias de exposição ao Pb são água contaminada para consumo humano, alimentos, ar e cigarros.	A toxicidade aguda causada provoca várias disfunções nos rins, no sistema reprodutivo, fígado, no cérebro e sistema nervoso central; a toxicidade moderada pode causar anemia.
<b>Cromo (Cr)</b>	Usado na fabricação de ligas metálicas, na indústrias de transporte, construções, fabricação de maquinários e na fabricação de tijolos refratários, na indústria têxtil, fotográfica e de vidros. Elemento essencial ao ser humano; necessário ao metabolismo da glicose, lipídeos e para a utilização de aminoácidos em vários sistemas; para a prevenção de diabete e arteriosclerose.	As principais vias de exposição ao Cr são: água para consumo humano, alimentos, ar e cigarros.	A forma hexavalente é carcinogênica, ao trato digestivo e aos pulmões. Pode provocar, dermatites e úlceras na pele e nas narinas; a níveis de 10 mg/kg de peso corporal, o Cr <sup>6+</sup> pode causar necroses no fígado, nefrites e morte.

**Tabela 5.** Características de alguns íons metálicos, destacando-se suas utilizações industriais, suas possíveis origens, que podem afetar diretamente ao homem e seus efeitos (continuação).

<b>Níquel (Ni)</b>	Usado na produção de ligas, na indústria de galvanoplastia, de aterias, em componentes eletrônicos, produtos de petróleo, pigmentos e como catalisadores para hidrogenação de gorduras. O Ni, relativamente, não é tóxico e as concentrações a que normalmente o homem encontra-se exposto, são aceitáveis.	As principais vias de exposição ao Ni são: água para consumo humano, alimentos, ar, exposição industrial e cigarros.	Aumento da interação competitiva com cinco elementos essenciais (Ca, Co, Cu, Fe, e Zn) provo-cando efeitos mutagê-nicos pela ligação do Ni aos ácidos nucléicos, indução de câncer nasal, pulmonar e na laringe, indução a tumores malignos nos rins e efeitos teratogênicos.
<b>Zinco (Zn)</b>	Usado na galvanização de produtos de ferro; em baterias, fertilizantes, lâmpadas, televisores e aros de rodas, em tintas, plásticos, borrachas, em alguns cosméticos e produtos farmacêuticos. Elemento essencial, tem função na síntese e metabolismo de proteínas e ácidos nucléicos e na divisão mitótica das células. Metal pesado menos tóxico.	Água e alimentos contaminados e exposição industrial	Vômitos, desidratação, dores de estômago, náuseas, desmaios e descoordenação dos músculos.
<b>Mercúrio (Hg)</b>	Usado em baterias, termômetros, fungicidas, amalgama dentária e produtos farmacêuticos.	As vias de exposição são via absorção ao Hg por inalação de vapores, ingestão e absorção cutânea. Alimentos contaminados.	Neurológicos, irritabilidade, paralisia, cegueira e loucura, quebra de cromossomos e defeitos de nascença, falta de coordenação motora, constrição do campo visual e dificuldade de articulação das palavras, inibição do mecanismo mitótico.
<b>Prata (Ag)</b>	A inclusão da prata como um possível agente nocivo é decorrente do fato de que pode ser deliberadamente adicionada a água para fins de desinfecção. É um metal cumulativo, sendo.	Água e alimentos contaminados e exposição industrial	Letal ao homem em doses superiores a 10 mg como nitrato de prata

Fonte: Adaptado de Damasceno (1996); Santos (2003).

Na Tabela 6 apresenta-se a composição física e química do lixiviado para os principais aterros brasileiros. Esses valores são um indicativo das possíveis variações encontradas nesse efluente em diferentes aterros no Brasil.

**Tabela 6.** Variação da composição física e química do lixiviado gerado em aterros brasileiros.

Variável	Faixa máxima	Faixa mais provável	FVMP (%)
pH	5,7 - 8,6	7,2 - 8,6	78
Alcalinidade total (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	750 - 11.400	750 - 7.100	69
Dureza (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	95 - 3.100	95 - 2.100	81
Condutividade (µS/cm)	2950 - 2.500	2950 - 17 660	77
DBO <sub>5</sub> (mg/L)	< 20 - 30.000	< 20 - 8.600	75
DQO (mg/L)	190 - 80.000	190 - 22.300	83
Óleos e graxas (mg/L)	10 - 480	10 - 170	63
Fenóis (mg/L)	0,9 - 9,9	0,9 - 4,0	58
NTK (mg/L)	80 - 3.100	Não há	-
N-amoniaco (mg/L)	0,4 - 3.000	0,4 - 1.800	72
N-orgânico (mg/L)	5 - 1.200	400 - 1.200	80
N-nitrito (mg/L)	0 - 50	0 - 15	69
N-nitrato (mg/L)	0 - 11	0 - 3,5	69
P-total (mg/L)	0,1 - 40	0,1 - 15	63
Sulfeto (mg/L)	0 - 35	0 - 10	78
Sulfato (mg/L)	0 - 5.400	0 - 1.800	77
Cloreto (mg/L)	500 - 5.200	500 - 3.000	72
Sólidos totais (mg/L)	3 200 - 21.900	3 200 - 14.400	79
Sólidos totais fixos (mg/L)	630 - 20.000	630 - 5.000	60
Sólidos totais voláteis (mg/L)	2 100 - 14 500	2 100 - 8.300	74
Sólidos suspensos totais (mg/L)	5 - 2.800	5 - 700	68
Sólidos suspensos voláteis (mg/L)	5 - 530	5 - 200	62
Ferro (mg/L)	0,01 - 260	0,01 - 65	67
Manganês (mg/L)	0,04 - 2,6	0,04 - 2,0	79
Cobre (mg/L)	0,005 - 0,6	0,05 - 0,15	61
Níquel (mg/L)	0,03 - 1,1	0,03 - 0,5	71
Cromo (mg/L)	0,003 - 0,8	0,003 - 0,5	89
Cádmio (mg/L)	0 - 0,26	0 - 0,065	67
Chumbo (mg/L)	0,01 - 2,8	0,01 - 0,5	64
Zinco (mg/L)	0,01 - 8,0	0,01 - 1,5	70

FVMP: Frequência de ocorrência dos valores mais prováveis.

Fonte: Souto & Povinelli (2007).

Em função da evolução da idade do aterro há uma tendência de decaimento das cargas poluidoras em todos os parâmetros analisados. Na Tabela 7 apresentam-se alguns dados da composição de lixiviados de aterros sanitários em função da evolução de sua idade, onde se pode verificar esta hipótese.

**Tabela 7.** Evolução das características da composição de lixiviados de aterros sanitários em função da sua idade.

Parâmetros	Idade do Aterro		
	1 ano	5 anos	16 anos
pH	5,2-6,4	6,3	-
DBO <sub>5</sub>	7.500-28.000	4.000	80
DQO	10.000-40.000	8.000	400
SST	100-700	-	-
SDT	10.000-14.000	6790	1200
Alcalinidade em CaCO <sub>3</sub>	800-4.000	5810	2250
Dureza total em CaCO <sub>3</sub>	3.500-5.000	2.200	540
P <sub>Total</sub>	25-35	12	8
P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	23-33	-	-
NH <sub>4</sub> -N	56-482	-	-
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0,2-0,8	0,5	1,6
Potássio	295-310	610	39
Sulfato	400-50	2	2
Cloretos	600-800	1330	70

\* Valores em mg/L, exceto pH

Fonte: Pfeffer *et al.* (1986)

Geralmente, os lixiviados apresentam valores de DBO<sub>5</sub> e DQO elevados, indicando que apresentam elevados níveis de materiais orgânicos e inorgânicos oxidáveis (SANTOS, 2003).

As análises efetuadas em amostras de resíduos domiciliares de bairros e comunidades mostraram muito mais semelhanças do que diferenças no tocante às características microbiológicas. Esses resíduos mostraram equivalência no tocante ao potencial de contaminação microbiana e poluição ambiental. No entanto, a presença de bactérias como *K. pneumoniae*, *P. aeruginosa* e *Enterococcus sp* aponta para a necessidade de uma avaliação mais acurada do lixo, envolvendo a pesquisa de marcadores epidemiológicos como o perfil de susceptibilidade aos antimicrobianos destas estirpes.

### 2.3 Estudo de Lisímetro com RSU

Silva (2005) define lisímetro como um biorreator representativo de uma célula experimental de lixo em escala reduzida, dotado de sistema de drenagem de líquidos e gases, tubos de coleta de amostras sólidas, medidores de recalque superficial (placas e disco magnético) e profundo (disco magnético), temperatura, concentração e fluxo de gases, proporcionando a obtenção de parâmetros sob condições controladas.

No intuito de conhecer melhor o funcionamento de aterros de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU), células experimentais (biorreatores ou lisímetros) representam uma técnica bastante interessante, pois permitem obter parâmetros para projetos, dimensionamento, construção e monitoramento de aterros. Além disso, normas técnicas que hoje são muitas vezes inadequadas devem ser reformuladas ou aprimoradas a partir dos estudos desenvolvidos em células experimentais (MONTEIRO, 2003).

Monteiro *et al.* (2006) define células experimentais (lisímetros) que possibilitam entender o comportamento de aterros de RSU e representam uma técnica bastante interessante para obter parâmetros de projetos, dimensionamento e construção de aterros, além do mais pode fornecer contribuições na área de saneamento através de monitoramento de processos.

Os lisímetros representam uma técnica bastante interessante e são empregadas para estudar o comportamento dos resíduos e contribuir para uma melhor compreensão do metabolismo de degradação dos produtos orgânicos (ALCÂNTARA, 2007).

De acordo com Silva (2005), para melhor compreender as interações físico-químicas e biológicas que ocorrem em aterros de resíduos sólidos urbanos ao longo do tempo, faz-se necessário desenvolver métodos que facilitem o estudo dos fatores que interferem no processo de biodegradação. Um método eficiente é a construção de células experimentais em escala reduzida (lisímetros) que representam uma técnica bastante interessante, barata e pode contribuir para uma melhor compreensão de rotas metabólicas da degradação de produtos orgânicos e para obtenção de parâmetros de projeto, dimensionamento, construção e operação de aterros. Várias pesquisas com células de dimensões reduzidas têm sido conduzidas com sucesso, como os trabalhos relatados por Youcai *et al.* (2002) e Schiappacasse *et al.* (1998).

Leite (2008) estudou o comportamento de aterros de RSU em um biorreator em escala experimental na cidade de Campina Grande, através da análise de aspectos geotécnicos e das propriedades físicas, químicas e microbiológicas dos resíduos sólidos. O estudo abrange inter-relações entre a geotecnia ambiental, química, microbiologia, entre outras áreas de

conhecimento, na busca de alternativas tecnológicas que propiciem um melhor aproveitamento dos resíduos com maior eficiência do tratamento dos resíduos aterrados e melhor eficiência do tratamento de resíduos sólidos dispostos em aterros.

## 2.4 Métodos para Estimativa de Lixiviado em Aterro Sanitário

Segundo Catapreta *et al.* (2008), o conhecimento do balanço hídrico de um aterro sanitário é de extrema importância para sua operação e manutenção, já que este pode influenciar o seu comportamento geomecânico e o dimensionamento dos sistemas de tratamento e drenagem de líquidos.

Medeiros *et al.* (2002) citam que uma correta previsão da produção desses líquidos é importante para o projeto do sistema de drenagem de lixiviados produzidos nos aterros sanitários, bem como para técnicas operacionais em aterros que adotam a recirculação de líquidos. A estimativa da geração de lixiviados em aterros sanitários geralmente é realizada com modelos matemáticos baseados em equações empíricas avaliando o balanço hídrico, utilizando diversos métodos, sendo que os mais conhecidos são: balanço hídrico clássico, Suíço, e outros.

### *Método Suíço*

Baseado em estudos realizados por Hans Jurgen Eling em vários aterros sanitários, onde foi verificada relação entre precipitação pluviométrica e o escoamento de líquidos lixiviados, foi estabelecido, na Suíça, uma sistemática empírica para determinação da vazão de percolado, denominada Método Suíço (BARROS, 2004).

O método estima que uma porcentagem da precipitação infiltra nos resíduos, atinge a camada de impermeabilização de base e, conseqüentemente, deve ser drenada. Esta porcentagem é, normalmente, estipulada em função do peso específico dos resíduos dispostos no aterro e da experiência do projetista. O Método Suíço considera como elementos principais a precipitação pluviométrica sobre a cobertura e o peso específico inicial dos resíduos. O cálculo da vazão média pode ser expresso pela Equação 1.

$$Q = \frac{P_{ma} \cdot A \cdot K}{t} \quad (1)$$

em que: Q = Vazão média de lixiviado (L/s); P<sub>ma</sub> = Precipitação média anual (mm); A = Área total do aterro (hectares); t = Tempo (segundos/ano); K<sub>c</sub> = Constante de compactação.

O valor de K depende do peso específico inicial do RSU de acordo com a Tabela 8.

**Tabela 8.** Valores de K para aplicação do Método Suíço.

Resíduos	Peso Específico do Lixo (kN/m <sup>3</sup> )	K
Fracamente compactados	4 a 7	0,25 a 0,50
Fortemente compactados	Acima de 7	0,15 a 0,25

Fonte: Capelo Neto *et al.* (1999).

Monte e Santos (2010) estimaram a quantidade de resíduos líquidos gerados pelos resíduos sólidos destinados a uma célula do Aterro Sanitário Metropolitano Oeste de Caucaia (ASMOC), Ceará. Foram utilizados e comparados três métodos: Suíço, Balanço Hídrico e Racional. O método Suíço estimou uma vazão que variou de 0,013 a 0,407 L/s, desconsiderando as vazões nulas observadas em setembro, outubro e novembro. O método do Balanço Hídrico estimou uma vazão que variou de 1,006 a 6,111 L/s, desconsiderando as vazões nulas observadas em janeiro e de julho a dezembro. O método Racional estimou uma vazão que variou de 0,792 a 6,112 L/s, desconsiderando as vazões nulas observadas de julho a dezembro. Essas estimativas são importantes porque um dos principais problemas ambientais em áreas de disposição final de resíduos sólidos é a liberação desses líquidos.

Jucá (2003) a fim de estimar o volume de percolado gerado no aterro da Muribeca (Recife-PE), utilizou alguns métodos empíricos dentre eles: o Método Suíço e do Balanço Hídrico. Por meio de uma linha de tendência linear, foi possível avaliar os erros de cada método empírico utilizado, relacionando a vazão medida *in situ* no Aterro da Muribeca e a vazão estimada. Os resultados mostraram que esses métodos foram falhos na previsão, principalmente em épocas de déficit hídrico. Por exemplo, o Método Suíço apresentou um erro de 39%, e o Método do Balanço Hídrico, 57,8%.

Barros (2004), estimando a produção de lixiviado pelo método do balanço hídrico, forneceu resultados próximos em relação aos lisímetros, se comparados com os valores citados pela literatura, de 57,8%, com erro de aproximadamente 19% a mais. O Método Suíço forneceu resultados ainda mais próximos em relação aos lisímetros, se comparados com os valores citados pela literatura, de 39%, com erro de aproximadamente 18% a menos.

A estimativa do balanço hídrico em lisímetro é uma ferramenta adequada para projeto de sistemas de cobertura final; impermeabilização do fundo e volume de lixiviado produzido. Expressa também a qualidade (característica físico-química e bacteriológica) do lixiviado gerado, de acordo com os resíduos depositados. Pode-se também avaliar a variação de

umidade no interior da massa de resíduos com o tempo, que tem importância fundamental na análise dos processos de degradação dos resíduos e na avaliação de propriedades geotécnicas dos mesmos, o que permite a avaliação da estabilidade estrutural dos aterros sanitários. Pode-se ainda observar o processo de biodegradação dos resíduos sólidos urbanos, avaliando o comportamento de processos físicos, químicos e microbiológicos Alcântara (2007); Catapreta *et al.* (2008); Leite (2008); Barros (2004); Oliveira *et al.* (2010a); Meira (2009).

## 2.5. Tratamento de Lixiviado

O lixiviado é bem mais agressivo que o esgoto doméstico e precisa de um tratamento adequado. O tratamento de lixiviado é uma medida de proteção ambiental, de manutenção da estabilidade do aterro e também uma forma de garantir uma melhor qualidade de vida para a população local (SERAFIM *et al.*, 2003; MOURA *et al.*, 2008).

O tratamento do lixiviado, por sua vez, representa um grande desafio, tendo em vista a variação de suas características em função da heterogeneidade dos resíduos dispostos e da idade do aterro. A complexidade do lixiviado torna difícil a determinação de técnicas efetivas de tratamento e não necessariamente a técnica adotada para determinado aterro será aplicável a outros. Uma vez que são desconhecidas as identidades dos compostos presentes no lixiviado, não há como prever com certeza se este tratamento será efetivo (CASAGRANDE, 2006).

Devido à cadeia de constituintes existentes no lixiviado e às variações quantitativas sazonais e cronológicas (pelo aumento da área exposta), não se deve considerar uma solução única de processo para seu tratamento (HAMADA e MATSUNAGA, 2000).

A composição do lixiviado pode variar amplamente nas etapas de estabilização dos resíduos no aterro; a relação existente entre a idade do aterro e a composição da matéria orgânica pode ser um critério útil na escolha do processo de tratamento (RENOU *et al.*, 2008)

Rozzi *et al.*, 2004 sugerem que uma substância ou composto é biodegradável quando for susceptível à decomposição pela ação dos microrganismos. Os microrganismos podem usar estes compostos como fonte de energia ou de carbono (ANGELIDAKI *et al.*, 2004). Neste contexto, a biodegradabilidade anaeróbia pode ser definida como a fração máxima de matéria orgânica que será eliminada, por digestão anaeróbia, durante um determinado período de tempo e em determinadas condições operacionais, em comparação à fração teórica estequiometricamente convertida.

Aterros mais “jovens” apresentam lixiviados com elevadas frações de compostos orgânicos de degradação mais fácil. Já nos lixiviados de aterros mais antigos, com DQO típica na faixa de 1500 a 4000 mg/L (WELANDER; HENRYSSON; WELANDER, 1998), uma grande parte dessa fração mais suscetível à degradação já foi biotransformada através dos processos de estabilização desenvolvidos nas células do aterro, restando uma parcela de materiais orgânicos recalcitrantes com alto peso molecular, como ácidos fúlvicos, húmicos e tânicos de difícil degradação biológica.

De acordo com Metcalf e Eddy (1991), o tratamento biológico possui a capacidade de promover a remoção das substâncias orgânicas biodegradáveis (coloidais ou dissolvidas) e também de nutrientes (nitrogênio e fósforo), agindo com o objetivo de coagular e remover material coloidal não sedimentável para a estabilização da matéria orgânica. Diversos organismos atuam nos processos de tratamento biológicos, sendo os principais as bactérias. Protozoários, fungos, algas e vermes também desenvolvem papel importante no tratamento.

Forgie (1988) sugere um critério para seleção do método de tratamento para lixiviados. O tratamento biológico, aeróbio ou anaeróbio pode ser utilizado para lixiviados com elevada DQO (acima de 10.000 mg/L), baixa concentração de nitrogênio amoniacal (200 mg/L), uma relação  $DBO_5/DQO$  entre 0,4 e 0,8 e elevada concentração de ácidos graxos voláteis de baixa massa molar. Não é indicado o tratamento físico-químico para essa situação. O tratamento biológico aeróbio é mais indicado para relação  $DBO_5/DQO$  entre 0,1 e 0,4, sendo que, para ácidos voláteis muito baixos, os tratamentos mais apropriados são os físico-químicos.

Os processos biológicos têm se apresentado muito eficientes na remoção das frações de nitrogênio e matéria orgânica presentes nos lixiviados com elevadas relações  $DBO_5/DQO$ , geralmente maiores que 0,5. Em contrapartida, este processo não tem sido muito efetivo para o tratamento do lixiviado com elevadas concentrações de materiais recalcitrantes, presença de ácidos húmicos e fúlvicos.

Devido a presença de elevada concentração de matéria orgânica contida no lixiviado, o processo de tratamento biológico torna-se suficiente na remoção de carga orgânica (Renou *et al.*, 2008).

Baig *et al.* (1999) recomendam que valores superiores a 0,33 e 0,25 da relação  $DBO_5/DQO$  indicam baixa biodegradabilidade para efluentes e a manutenção da DQO em valores elevados indicaria que os materiais orgânicos são recalcitrantes não facilmente sujeitos à oxidação biológica ou química, mesmo considerando o uso de oxidantes fortes.

Devido a esse fato, existe uma tendência observada na literatura em se utilizar processos combinados em lugar do uso de apenas processos biológicos convencionais para o tratamento de lixiviados de aterros mais antigos (IMAI *et al.*, 1998).

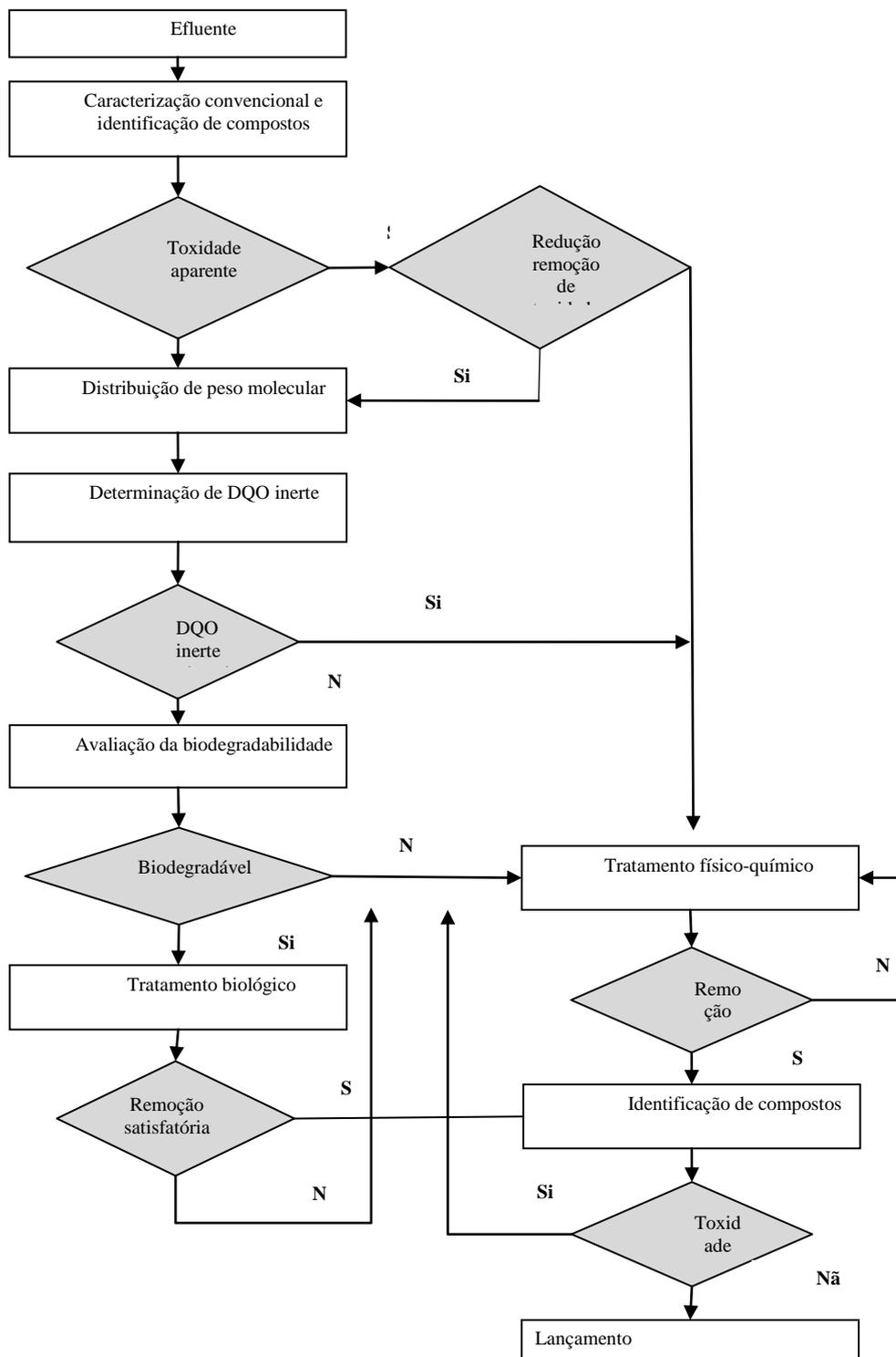
A biodegradabilidade do lixiviado pode ser influenciada pela presença de compostos aromáticos provenientes de proteínas e ligninas, tais como ácidos fenil acéticos fenil proiônico, compostos acíclico e solvente organoclorados provenientes, geralmente, de resíduos industriais, quando são dispostos no aterro sanitário juntamente com RSU (RITA, 2002).

Todavia, a dificuldade para o tratamento de lixiviado não reside apenas naqueles lixiviados mais antigos. Mesmo os lixiviados mais jovens podem apresentar problemas operacionais para sistemas de tratamento biológico, em função da variabilidade de suas características físico-químicas, das altas cargas orgânicas, das altas concentrações de metais alcalinos e pesados, compostos halogenados, nitrogenados e deficiências nutricionais que, aplicadas diretamente às bactérias anaeróbias, podem inibir ou mesmo cessar completamente o processo de biodegradação (SANTOS; KATO; FLORÊNCIO, 2003).

O processo mais adequado para tratar o lixiviado depende de sua natureza química, que por sua vez dependerá de uma série de fatores já mencionados anteriormente (KEENAN *et al.*, 1991). Numerosos estudos têm sido pesquisados para avaliar a performance dos processos de tratamento não biológicos e biológicos para a remoção dos contaminantes do lixiviado de elevada matéria orgânica, substâncias inorgânicas e metais pesados (KEENAN *et al.*, 1991; BIRCHLER *et al.*, 1994; AMOKRANE *et al.*, 1997; INCE, 1998; LOUKIDOU e ZOUBOULIS, 2001; RITA, 2002).

De acordo com Lange e Amaral (2009), cada parâmetro de caracterização fornece subsídios específicos para o projeto e avaliação do sistema de tratamento do lixiviado ou outro efluente. Dessa forma, é possível construir uma rota de caracterização que poderá fornecer subsídios que atribuirão maior eficiência aos sistemas de tratamento biológico, principalmente em termos de remoção de matéria orgânica. Na Figura 1 é proposto por Amaral (2007) um exemplo de uma possível rota de caracterização.

**Figura 1.** Rota de caracterização do lixiviado



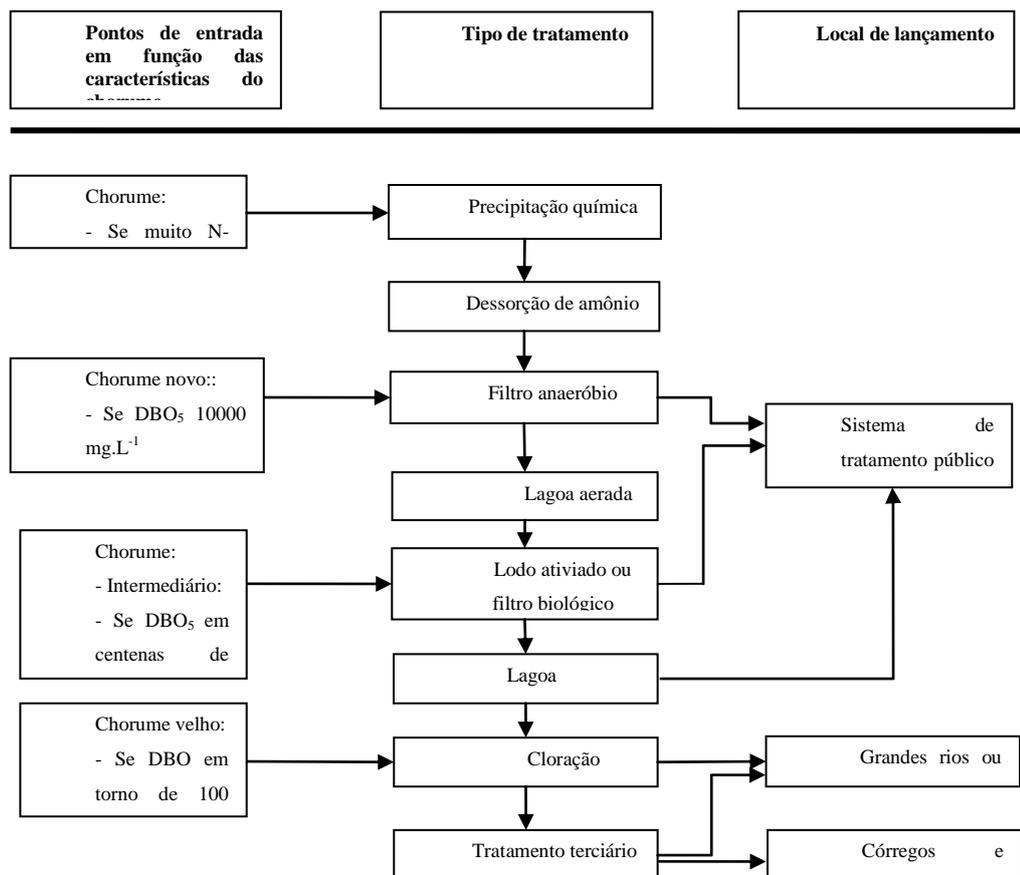
**Fonte:** Amaral (2007)

A caracterização do efluente inicia-se com o emprego de parâmetros coletivos e identificação de compostos. A caracterização por parâmetros convencionais fornece indícios

do que deverá ser removido durante o processo, enquanto a caracterização individual com identificação de compostos possibilita a detecção de toxicidade tanto aos micro-organismos envolvidos no processo quanto aos seres humanos. Caso seja detectada a presença de certos compostos em elevadas concentrações que possam inibir o processo de degradação, o efluente pode ser submetido a alguns processos que reduzam essa toxicidade. Exemplos de processos são: a adsorção, oxidação química, precipitação química, dentre vários outros. A inserção de um pré-tratamento para viabilizar o tratamento biológico pode ser uma alternativa atraente, haja vista que o tratamento biológico apresenta baixo custo. De qualquer forma, é necessária uma avaliação da viabilidade econômica de tal associação (LANGE e AMARAL, 2009).

Mc.Bean *et al.* (1995) sugerem uma sequência possível para a seleção do tipo de tratamento de lixiviados de aterros de acordo com suas características físico-químicas, como apresentado na Figura 2.

**Figura 2.** Seleção de processos para tratamento de lixiviado de aterros.



**Fonte:** Mc.Bean *et al.* (1995)

No Brasil são utilizados diversos métodos para tratamento de chorume. O Quadro 1, fornece diversos exemplos de tratamentos primários, tais como: lagoa anaeróbia, digestor anaeróbio, tanques de polimento, tanque Imhoff, reator anaeróbio, poço anaeróbio, filtro anaeróbio e fossa séptica.

**Quadro 1.** Exemplos de tratamentos de efluentes líquidos de aterros de resíduos sólidos utilizados no Brasil.

<b>Cidade</b>	<b>Tipo de destinação final</b>	<b>Quantidade (tonelada/dia)</b>	<b>Tratamento de chorume</b>
Recife - PE	Aterro Controlado da Muribeca	2.800	Recirculação de chorume, lagoa anaeróbia, lagoas facultativas, sistema bioquímico.
Caruaru - PE	Aterro Sanitário de Caruaru	200	Digestor anaeróbio e um charco artificial
Manaus - AM	Aterro Sanitário de Manaus	1.125	Recirculação de chorume e biorremediação
Belém - PA	Aterro Sanitário de Belém	1.024	Recirculação de chorume e biorremediação
Rio de Janeiro – RJ	Aterro Controlado de Gramacho	7.026	Tanques de polimento e sistemas de nanofiltração
Fortaleza - CE	Aterro Sanitário de Calcaia	3.500	Lagoas anaeróbias e facultativas
Extrema - MG	Aterro Sanitário de Extrema	80	Lagoas anaeróbias em série, facultativa e de maturação
Paracatu – MG	Aterro Sanitário de Paracatu	26	Uma lagoa anaeróbia seguida por uma facultativa
Contagem - MG	Aterro Sanitário de Perobas	214	Tanque Inhoff seguido de filtro biológico
Ipatinga - MG	Aterro Sanitário de Ipatinga	150	Reator anaeróbio, lagoa de estabilização, aerador de cascata e lagoa de aturação.
Uberlândia - MG	Aterro Sanitário de Uberlândia	120	Grades, retentor de óleo e desarenador, Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente (RAFA) e filtro biológico.

**Fonte:** Jucá (2003)

**Quadro 1.** Exemplos de tratamentos de efluentes líquidos de aterros de resíduos sólidos utilizados no Brasil (continuação)

<b>Cidade</b>	<b>Tipo de destinação final</b>	<b>Quantidade (tonelada/dia)</b>	<b>Tratamento de chorume</b>
Três Corações - MG	Aterro Sanitário de Três Corações	30	Uma lagoa anaeróbia seguida por um filtro anaeróbio e uma lagoa facultativa
Biguaçu - SC	Aterro Sanitário da Formacco	11.500 a 14.500	Poço anaeróbio, reator UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactors), lagoas anaeróbia, facultativa e de maturação
Belo Horizonte - MG	Aterro Remediado de BH	4.139	Recirculação de chorume. Excedente tratado na ETE do município
Porto Alegre - RS	Aterro Sanitário da Extrema	200	Filtro anaeróbio, lagoa de aeração, transporte para tratamento em Estação de Tratamento de Esgotos(ETE).
Porto Alegre - RS	Aterro Sanitário Metropolitano Santa Tecla	1.300	Filtro anaeróbio, lagoa anaeróbia, lagoa aerada, duas lagoas facultativas, filtro de areia
Itaquaquecetuba - SP	Aterro Sanitário de Itaquaquecetuba	650	Não tem tratamento, o chorume é tratado na ETE do município.
Mauá - SP	Aterro Sanitário de Mauá	2.000	3 reatores e 2 lagoas com agitador (aerador)
São Paulo - SP	Aterro Sanitário São João		Tratamento na Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP) em ETE
Santo André - SP	Aterro Sanitário de Santo André	700 a 750	Uma lagoa anaeróbia e uma facultativa com aerador

**Fonte:** Jucá (2003)

**Quadro 1.** Exemplos de tratamentos de efluentes líquidos de aterros de resíduos sólidos utilizados no Brasil (continuação)

Salvador - BA	Aterro Sanitário Metropolitano	2.500	Tratamento no CETREL (CETREL S/A - Empresa de Proteção Ambiental do Pólo Petroquímico de Camaçari – BA)
Palmas - TO	Aterro Sanitário	120	Sistema de lagoas anaeróbia, facultativa e de maturação.
Araguaína - TO	Aterro Sanitário	160	Fossas sépticas e valas de infiltração
Guarai - TO	Aterro Sanitário	40	Duas lagoas anaeróbias
João Pessoa - PB	Aterro Controlado do Roger	870	Digestor anaeróbio seguido de fitorremediação

**Fonte:** Jucá (2003)

Devido às variantes de tratamento para os diferentes componentes químicos do chorume, a literatura atesta a existência de diversas alternativas que incluem processos biológicos aeróbios, anaeróbios, métodos físico-químicos e mistos (SANTOS, 2003).

Fernández-viña (2000) cita alguns fatores que interferem nos tipos de tratamento dos lixiviados:

*Relacionados às características do lixiviado*

- Concentração de orgânicos e inorgânicos
- Natureza perigosa
- Concentração de materiais tóxicos presentes

*Relacionados às alternativas de descargas*

- Águas superficiais
- Redes municipais
- Aplicação no solo
- Recirculação no próprio aterro

*Relacionados ao grau de tratamento necessário*

- Estudos de tratabilidade

- Dados experimentais
- Tecnologias aplicáveis

*Relacionados às necessidades operacionais*

- Equipamentos analíticos
- Pessoal de controle e operação
- Equipes de manutenção e reparo
- Custos
- Disponibilidade de fundos

Este mesmo autor destaca da literatura alguns tratamentos usuais para os lixiviados:

*Tratamentos biológicos*

- Tratamento aeróbio
- Tratamento anaeróbio

*Processos Físico-químicos*

- Precipitação química
- Oxidação química
- Filtração
- Osmose reversa
- Nanofiltração
- Ultrafiltração
- Microfiltração
- Dessorção de amônio
- Coagulação/Floculação
- Dessorção de amônio
- Evaporação

*Tratamentos naturais*

- Aplicações ao terreno
- Lagunagem com aplicação ao terreno

### *Tratamentos mistos*

- Diferentes combinações de tratamentos citados anteriormente

#### **2.5.1. Tratamentos Biológicos de Lixiviados**

Os processos biológicos têm mostrado efetividade na remoção do nitrogênio e da matéria orgânica dos lixiviados dos aterros de resíduos sólidos, principalmente, para as que têm relação  $DBO_5/DQO$  maior que 0,5, ou seja, concentrações consideráveis de matéria orgânica biodegradável (RENOU *et al.*, 2008). Os lixiviados de aterros jovens contêm altas concentrações de Ácidos Graxos Voláteis (AGV), resultando em relação  $DBO_5/DQO$  relativamente elevada, o que favorece o tratamento por processos biológicos. Os processos físico-químicos são indicados para tratamento de lixiviados de aterros antigos ou estabilizados, pois a quantidade de matéria orgânica biodegradável é reduzida, quando comparada aos lixiviados de aterros novos.

O tratamento de lixiviado é comumente realizado utilizando-se processos biológicos aeróbios (lagoas aeradas), os quais têm como inconvenientes a produção de grandes quantidades de lodos residuais e grandes custos de energia referentes aos aeradores (RITA, 2002).

O sistema de lodo ativado pode ser definido como um processo no qual uma cultura homogênea de microrganismos, em contato com o efluente e na presença de oxigênio, tem a capacidade de estabilizar e remover a matéria orgânica biodegradável. Este sistema é utilizado como pré-tratamento de processos de osmose inversa ou na sequência de outros tratamentos.

O tratamento por lagoas aeradas é recomendado quando existem grandes áreas de terra disponíveis, sendo um processo de elevada eficiência, baixo custo de instalação e manutenção e de operação fácil e econômica. Este tipo de tratamento apresenta ainda a vantagem de ser pouco sensível a oscilações de sobrecarga orgânica, permitindo alta eficiência na remoção de  $DBO_5$ , podendo chegar a mais de 90% (FERREIRA *et al.*, 2001). No entanto dependendo da potência de aeração instalada, haverá, com o tempo, uma deposição de sólidos no fundo da lagoa, reduzindo a eficiência e necessitando de drenagem ou instalação de decantador secundário para evitar o alto teor de sólidos no efluente final.

Renou *et al.* (2008) relatam que tecnologias com processo biológico aeróbio que possuem a biomassa com crescimento suspenso, como lagoa aerada, lodo ativado e o reator

operando em bateladas sequenciais têm sido largamente avaliadas e adotadas para tratamento do lixiviado.

De acordo com Casagrande e Viana (2006), o filtro anaeróbio com leito filtrante de rochas de arenito mostrou-se uma boa alternativa para tratamento primário do lixiviado de aterros sanitários. O tempo para formação dos biofilmes foi de 67 dias e os tempos de detenção utilizados no experimento foram de 16, 30, 44 e 63 dias. Os resultados mostraram uma eficiência na remoção de DQO em torno de 82%, com um tempo de detenção ótimo próximo de 30 dias e uma redução significativa de Nitrogênio Total, em torno de 19% e de Ferro Total, em torno de 28%, ambos para um tempo de detenção ótimo de 16 dias. Com relação à remoção de manganês, o sistema não mostrou redução significativa, sendo que o pH permaneceu praticamente estável durante todo o período de experimento, não havendo variações significativas.

Santos (2003) avaliou reatores UASB que apresentaram eficiência média da ordem de 43% a 52%. Este estudo confirmou que as altas relações DQO/DBO<sub>5</sub> indicam que o resíduo é realmente recalcitrante e, sendo assim, de tratamento biológico mais dificultado, visto que, mesmo com a redução considerável da carga, a eficiência não se alterou significativamente. Entretanto, as baixas velocidades ascensionais podem ter influenciado no contato substrato-lodo visto que a redução do TDH favoreceu um discreto e gradativo aumento da eficiência. O processo UASB é, portanto, viável como tratamento primário necessitando ainda de pós-tratamento (aeróbio) para redução de cor e compostos recalcitrantes não eliminados pelas rotas anaeróbias.

### **2.5.2. Tratamentos Não Biológicos de Lixiviados**

As concentrações de substâncias orgânicas (COT, DQO e DBO<sub>5</sub>) e relações DBO<sub>5</sub>/DQO, são, geralmente, elevadas durante os estágios mais ativos (iniciais) de decomposição e gradualmente tendem a reduzir conforme o aterro se estabiliza organicamente, sendo assim de difícil tratamento. Em linhas gerais, o lixiviado que se apresenta bastante estabilizado, havendo predominância de compostos orgânicos pouco biodegradáveis, com as características citadas, sugerindo o emprego de processos físicos e físico-químicos para seu tratamento (QASIM e BURCHINAL, 1970; CHIAN e DEWALLE, 1975; SEGATO e SILVA, 2000).

Os ensaios de coagulação/floculação com sulfato de alumínio e cloreto férrico e de eletrocoagulação mostraram-se pouco eficientes no tratamento do chorume com as características observadas, das quais destacam-se os valores elevados de alcalinidade e cor e baixa relação DBO<sub>5</sub>/DQO. O emprego de auxiliares de floculação não promoveram alterações significativas no processo.

O processo de stripping (dessorção) consiste basicamente em retirar os componentes mais voláteis de uma mistura líquida por meio de um gás que se faz passar pelo líquido e que entra em contato direto com ele (GOMIDE, 1983).

Segundo Leite (2009), os resultados de *stripping* em bancada com aeração forçada mostraram que as variáveis pH, temperatura, vazão de ar e tempo de aeração foram fundamentais para a redução da concentração de nitrogênio amoniacal durante o método. A eficiência de remoção para esse parâmetro, alcançada no final do processo, foi superior a 90% com concentrações sempre inferiores a 20 mg/L. Por outro lado, o *stripping* sem aeração se mostrou também como uma alternativa para remoção de nitrogênio amoniacal; porém, esse método demanda maior tempo, o que torna inviável sua aplicabilidade em escala de campo.

### **2.5.3. Tratamento de Lixiviado em Reatores Anaeróbios**

#### **2.5.3.1. Espécies de Bactérias Anaeróbias Presentes nos Tratamentos de Rejeitos por Biodigestão Anaeróbia**

A natureza da gênese do metano em etapas, a partir de compostos orgânicos complexos, mostra a importância das interações microbianas que buscam evitar o acúmulo de ácidos orgânicos e álcoois no meio em fermentação. Deste processo participam vários tipos de bactérias, como mostra o Quadro 2.

**Quadro 2.** Exemplos de espécies de bactérias anaeróbias presentes nos tratamentos de rejeitos por biodigestão anaeróbia.

<b>Etapas da Biodigestão Anaeróbia</b>	<b>Espécies Bacterianas</b>
Hidrólise e Acidogênese	<i>Clostrídios, Acetivibrio cellulolyticus, Bacteróides succinogenes, Butyrivibrio fibrisolvens, Eubacterium cellulosolvens, Bacillus sp, Selenomonas sp, Megasphaera sp, Lachnospira multiparus, Peptococcus anaerobicus, Bifidobacterium sp, Staphylococcus sp</i>
Acetogênese	<i>Syntrophomonas wolinii, S. wolfei, Syntrophus buswellii, Clostridium bryantii, Acetobacterium woddii, várias espécies de bactérias redutoras do íon sulfato – Desulfovibrio sp, Desulfotomaculum sp</i>
Metanogênese Acetoclástica	<i>Methanosarcina sp e Methanotherix sp</i>
Metanogênese Hidrogenotrófica	<i>Methanobacterium sp, Methanobrevibacter sp, Methanospirillum sp</i>

Fonte: Zehnder (1988)

Os microrganismos envolvidos na digestão anaeróbia são muito especializados e cada grupo atua em reações específicas. Nos reatores anaeróbios, a formação de metano é altamente desejável, uma vez que a matéria orgânica, geralmente medida como DQO, é efetivamente removida da fase líquida, pois o metano apresenta baixa solubilidade na água. Assim, a conversão dos compostos orgânicos em metano é eficaz na remoção do material orgânico, apesar de não promover a sua oxidação completa, a exemplo de sistemas bioquímicos aeróbios.

Os processos anaeróbios têm se mostrado eficientes na remoção de metais pesados na forma de sulfetos, além de reduções significativas de DQO. Estes processos também são mais eficientes no tratamento de chorume novo. Apesar disto, podem ser obtidos resultados que sejam suficientes para assegurar um tratamento adequado ao chorume em aterros sanitários (FERREIRA *et al.*, 2001), uma vez que suas características se alteram em função das características dos resíduos dispostos no aterro, e principalmente com a idade deste.

De acordo com Van Haandell e Lettinga (1994), um sistema de tratamento anaeróbio tenderá a desenvolver uma população bacteriana compatível com a natureza do material orgânico e das cargas orgânica e hidráulica, sendo importantes para sua eficiência os seguintes fatores:

- A natureza do material orgânico a ser digerido;
- A existência de fatores ambientais adequados para a digestão anaeróbia;
- Tamanho da população bacteriana (eficiência de retenção de lodo no sistema);
- Intensidade de contato entre o material orgânico afluyente e as populações bacterianas;
- Tempo de permanência do esgoto no sistema de tratamento.

### **2.5.3.2. Vantagens e Desvantagens do Tratamento Anaeróbio**

As vantagens do tratamento anaeróbio podem ser analisadas por meio da sua comparação com o tratamento aeróbio.

#### **Processos aeróbios:**

- O processo necessita de oxigênio livre ( $O_2$ );
- Os microorganismos consomem resíduos orgânicos como alimento e usam oxigênio dissolvido no meio para queimar uma porção deste alimento convertendo-os em dióxido de carbono e a água;
- Estes microorganismos obtêm muita energia desta oxidação, seu crescimento é rápido e uma grande porção do despejo é transformada em novas células;
- A porção convertida em células não está realmente estabilizado (SILVA, 1993).

#### **Processos anaeróbios:**

- O despejo é misturado com grande quantidade de microorganismos sem a presença do ar;
- As bactérias convertem o despejo em dióxido de carbono e metano;
- A conversão em gás metano produz relativamente, pouca energia. Desta forma sua taxa de crescimento é baixa e somente pequena porção do resíduo é convertido em novas células;
- Esta conversão em gás metano representa a estabilidade do resíduo;

- Não menos que 80 a 90% da porção orgânica degradável do resíduo pode ser estabilizada no tratamento anaeróbio operado em condições normais (McCARTY, 1964).

No Quadro 3 são apresentadas as principais vantagens e desvantagens dos processos anaeróbios em relação aos processos aeróbios.

**Quadro 3.** Vantagens e desvantagens dos processos anaeróbios em relação aos processos aeróbios

Vantagens	Desvantagens
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Baixa produção de sólidos;</li> <li>• baixo consumo de energia, usualmente associado a uma elevatória de chegada</li> <li>• custos operacionais muito baixos</li> <li>• baixa demanda de área</li> <li>• baixos custos de implantação</li> <li>• produção de metano</li> <li>• possibilidade de preservação da biomassa, sem alimentação do reator, por vários meses</li> <li>• tolerância a elevadas cargas orgânicas</li> <li>• aplicabilidade em pequena e grande escala</li> <li>• baixo consumo de nutrientes</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• as bactérias anaeróbias são susceptíveis à inibição por um grande número de compostos</li> <li>• a partida do processo pode ser lenta na ausência de semente adaptada</li> <li>• alguma forma de pós-tratamento é usualmente necessária</li> <li>• a bioquímica e a microbiologia da digestão anaeróbia são complexas e ainda precisam ser mais estudadas</li> <li>• possibilidade de geração de maus odores</li> <li>• possibilidade de geração de efluente com aspecto desagradável</li> <li>• remoção de nitrogênio, fósforo e patogênicos insatisfatória</li> </ul>

Fonte: Chernicharo (1997)

### 2.5.3.3. Tratamento de Lixiviado em Reator UASB

O reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo foi inicialmente desenvolvido e aplicado na Holanda na década de 1970. O processo consiste basicamente de um fluxo ascendente de esgotos por meio de um leito de lodo denso e de elevada atividade e com coleta do efluente na parte superior do reator. No fundo do reator há a formação de um leito de lodo mais denso até um lodo mais disperso próximo ao topo do reator. A estabilização da matéria

orgânica ocorre pela da passagem e mistura do esgoto no leito de lodo promovida pelo fluxo ascensional e das bolhas de gás formadas (CHERNICHARO, 1997).

O reator UASB em sua coluna ascendente consiste de um leito de lodo (*sludge bed*), uma zona de sedimentação (*sludge blanket*) e o separador de fase (*gas-solid separator – GSS*) (NARNOLI e MEHROTRA, 1997). Este separador de fases, um dispositivo característico do reator (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994), tem a finalidade de dividir a zona de digestão (parte inferior), onde se encontra a manta de lodo responsável pela digestão anaeróbia, e a zona de sedimentação (parte superior). A água residuária, que segue uma trajetória ascendente dentro do reator, desde a sua parte mais baixa, atravessa a zona de digestão escoando a seguir pelas passagens do separador de fases e alcançando a zona de sedimentação.

O fluxo do efluente bruto é de forma ascendente e é distribuído pelo fundo do reator UASB, fluindo pela zona de digestão, onde se encontra o leito de lodo, ocorrendo a mistura do material orgânico nela presente com o lodo. Os sólidos orgânicos suspensos são quebrados, biodegradados e digeridos através de uma transformação anaeróbia, resultando na produção de biogás e no crescimento da biomassa bacteriana. O biogás segue em trajetória ascendente com o líquido, após este ultrapassar a camada de lodo, em direção ao separador de fases (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994; CAMPOS, 1999, CHERNICHARO, 1997).

No interior do reator UASB, as partículas mais pesadas e com maior capacidade de sedimentação se depositam no fundo, enquanto as mais leves se desprendem da manta de lodo. Sendo assim, quanto mais densa a biomassa melhor o desempenho do reator. Um dispositivo de separação de fases, localizado abaixo do decantador, garante que parte dessas partículas retorne à câmara de digestão, mantendo o tempo de residência de sólidos elevado, apesar do reduzido tempo de detenção hidráulica (CHERNICHARO, 1997).

Os princípios fundamentais do processo são, portanto, a habilidade do reator desenvolver uma biomassa de elevada atividade e a presença de um dispositivo de separação de gases e sólidos, que propicia a formação de uma zona de sedimentação no extremo superior.

Versiani *et al.* (2005) avaliaram o desempenho de um reator UASB submetido a diferentes condições operacionais e observaram que velocidades ascensionais relativamente baixas favoreceriam o desempenho da unidade, provavelmente devido a uma maior adsorção e captura de sólidos afluentes na manta de lodo. Velocidades ascensionais mais elevadas tenderiam a piorar a eficiência, provavelmente pelo aumento das forças de cisalhamento, desagregando os sólidos capturados.

A utilização de reatores de manta de lodo para o tratamento de lixiviado em escala piloto já é uma realidade no Brasil. A seguir são apresentados alguns exemplos.

Zhang *et al.* (2007) estudaram o tratamento de lixiviado proveniente de aterro sanitário antigo para remoção de nitrogênio e matéria orgânica. Foi utilizado um reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) de 4,25L seguido de um reator aeróbio/anóxico de 15L de volume total, composto por 10 câmaras (simulando fluxo pistão). A DQO variou entre 2000 e 4500 mg/L e nitrogênio amoniacal entre 1200 e 1800 mg N-NH<sub>3</sub>/L. A vazão de operação do sistema foi de 4,6 L/d, a temperatura variou entre 17 e 30 °C, o valor do pH entre 8,0 e 8,3, a alcalinidade total foi 10000 mgCaCO<sub>3</sub>/L e a relação DQO/N-NH<sub>3</sub> entre 2 e 2,5. O reator aeróbio/anóxico foi operado com nitrificação até nitrito. O efluente era recirculado para câmara anóxica do reator aeróbio/anóxico (primeira câmara) e para o tanque de alimentação do reator UASB. A remoção de DQO no sistema variou entre 50 e 70 % e a remoção de nitrogênio variou entre 67 e 80 %.

#### **2.5.4. Tratamento de Lixiviado em *Wetlands***

Em relação ao tratamento de esgotos domésticos tem-se verificado um enorme incremento na utilização da tecnologia anaeróbia, notadamente através dos reatores tipo UASB (CHERNICHARO, 1997). Apesar das grandes vantagens referentes à utilização dos processos anaeróbios para tratamento de esgotos sanitários, através de reatores UASB, os mesmos apresentam um efluente final com constituintes residuais, como gases dissolvidos, matéria orgânica, sólidos suspensos, nutrientes e organismos patogênicos, justificando-se assim a necessidade do pós-tratamento (SANCHES *et al.*, 2000).

Neste contexto, os *Wetlands* são ecossistemas artificiais construídos com diferentes tecnologias, utilizando os princípios básicos de modificação da qualidade da água dos “banhados” naturais. Afirma ainda que a ação depuradora destes sistemas é devida à: absorção de partículas pelo sistema radicular das plantas; absorção de nutrientes e metais pelas plantas; pela ação de microrganismos ligados a rizosfera; pelo transporte de oxigênio para a rizosfera. O fenômeno da evapotranspiração contribui para a redução do volume produzido.

A irrigação é uma técnica bastante difundida na Suécia, como complementação ao tratamento dado ao lixiviado gerado em aterros sanitários. Nesse país, o sistema de tratamento de lixiviados engloba a utilização de lagoas e/ou *Wetlands*, onde o efluente segue para a

irrigação de áreas plantadas com diferentes tipos de culturas do gênero *Salix* (FERREIRA, 2000).

A possibilidade de se ter um sistema fechado de tratamento de lixiviados, sem efluente para ser lançado em corpos d'água, utilizando a capacidade de processos naturais para a redução do potencial poluidor do chorume é muito interessante, do ponto de vista operacional e econômico. Desta maneira, o tratamento de lixiviado através de lagoas e/ou *Wetlands*, seguido de irrigação de área plantada é bastante promissor para utilização em aterros sanitários de pequenos e médios municípios. (FERREIRA *et al.*, 2001).

Silva e Monteiro *et al.* (2005) verificaram a capacidade de retenção do aguapé taboa (*Typha domingensis*) a contaminantes tais como metais pesados e compostos orgânicos, auxiliando no tratamento do chorume do Aterro da Muribeca localizado na Região Metropolitana do Recife-PE, além de avaliar a viabilidade técnica e ecológica do aguapé como uma alternativa no tratamento do chorume do Aterro, comparando a sua capacidade de retenção de contaminantes com uma planta nativa que já está sendo utilizada para este fim: a taboa (*Typha domingensis*). Verificou-se com o rigor estatístico de 95% de confiança que não há diferença entre as médias e que não houve influência nos parâmetros estudados devido ao acréscimo da planta. Isto ocorreu provavelmente pelo fato da planta aguapé não ter resistido ao contato direto com o lixiviado. A redução dos parâmetros físico-químicos provavelmente não se deu à absorção dos contaminantes pelo aguapé e sim pela ação dos microrganismos da degradação da matéria orgânica.

Polprasert e Sawaittayothin (2006) avaliaram a aplicação de *Wetlands* Construídos com escoamento sub-superficial para remoção no nitrogênio de lixiviado de aterro sanitário.

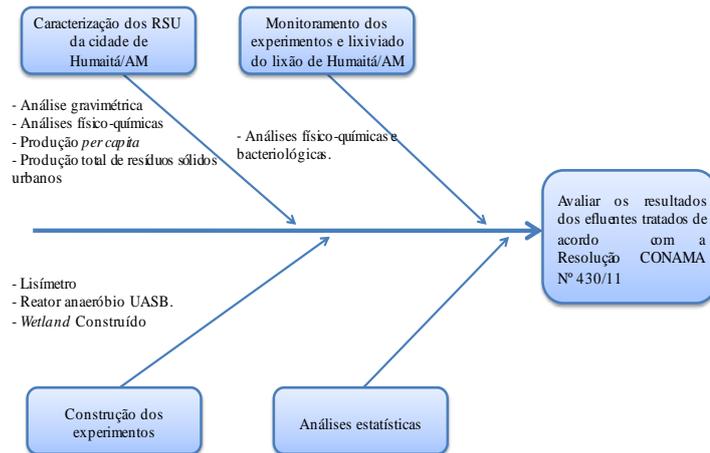
A espécie de planta utilizada no *Wetland* foi a *Typha angustifolia*. O sistema foi operado na temperatura ambiente de 30 °C, com tempo de detenção hidráulica de 8 dias. As características do lixiviado foram valor do pH entre 7,7 e 8,1, DQO entre 400 e 3330 mg/L, DBO<sub>5</sub> entre 130 e 730 mg/L e Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) entre 140 e 312 mg/L. A remoção de nitrogênio foi de 96 %.

Bordin (2010) verificou que o plantio das *Typha* nos *Wetlands* deve coincidir com épocas de maiores temperaturas, obtendo os melhores resultados para a remoção tanto de matéria orgânica carbonácea quanto para remoção de nutrientes. Mesmo para altas concentrações contidas nos lixiviados, os *Wetlands*, principalmente de fluxo horizontal, removeram razoavelmente nutrientes (13% a 56% para nitrogênio amoniacal e de 15% a 67% de fósforo).

### 3. MATERIAL E MÉTODOS

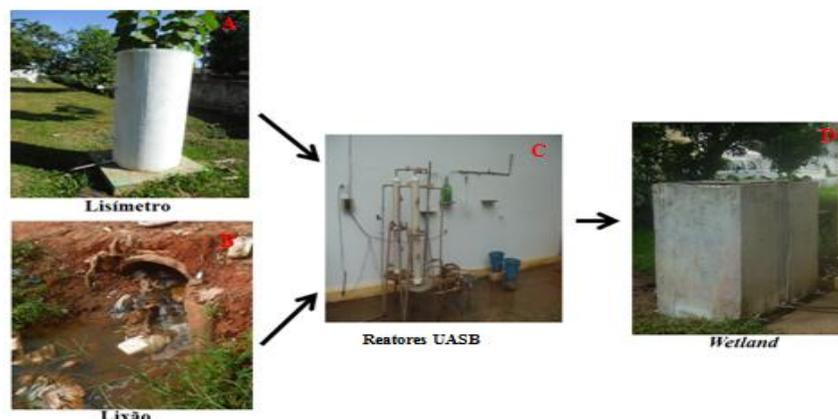
A metodologia adotada foi dividida em quatro etapas: (i) Caracterização dos RSU da cidade de Humaitá/AM; (ii) construção dos projetos experimentais, compreendendo: lisímetro, reatores anaeróbios UASB e *Wetland* Construído; (iii) monitoramento do experimento; e, (iv) análise estatística dos dados, conforme apresentado na Figura 3.

**Figura 3.** Etapas da pesquisa.



A Figura 4 apresenta o fluxograma da pesquisa: A) Lisímetro experimental construído no *Campus* da UFAM preenchido com RSU da cidade de Humaitá/AM, para geração de lixiviado “novo”; B) Lixiviado “velho” que foi coletado no lixão da cidade de Humaitá/AM; C) Os reatores UASB utilizados para o tratamento dos lixiviados “novo” e “velho”; e D) *Wetland* construído como pós-tratamento dos reatores UASB.

**Figura 4.** Fluxograma da pesquisa.



**Fotos:** Aldecy de Almeida Santos (2012)

### 3.1. Desenvolvimento Experimental

#### 3.1.1. Caracterização quantitativa e qualitativa dos RSU da cidade de Humaitá/AM.

a) Análises físicas e físico-químicas dos resíduos sólidos

##### a.1) *Determinação da composição gravimétrica*

A determinação da composição gravimétrica dos resíduos ocorreu na Universidade Federal do Amazonas no *Campus* de Humaitá/AM no período de 2010 a 2011. As amostras de RSU foram obtidas do caminhão de coleta, tendo como objetivo estudar de forma representativa, a quantidade de resíduos produzida no município, de acordo com seus componentes como papel, papelão, plástico, Pet, trapo, metais (ferrosos e não ferrosos), alumínio, vidros, madeira, couro, borracha, entulhos, embalagens tetra pak, pilhas, baterias, material de jardinagem, matéria orgânica e outros.

O procedimento para obtenção da composição gravimétrica foi estabelecido conforme metodologia de quarteamento determinada de acordo com Jardim (1995). Os materiais e equipamentos utilizados foram os seguintes: balança para caminhão marca Toledo; balança Filizona com capacidade de 200 kg, balança semi-analítica Marte AS5500C, enxadas, garfos, pás e facas empregadas para rompimento dos receptáculos, para separar e revolver os materiais, formar montes e coletar as amostras; 20 m<sup>2</sup> de lona plástica, para impedir o contato dos resíduos com o solo; 02 tambores de 200 litros, para coleta da amostra, mesa de triagem e EPI's (máscaras, luvas, botas de borracha e avental), para proteção dos trabalhadores.

A metodologia utilizada para análise da quantidade e da composição gravimétrica das amostras da cidade seguiu os seguintes passos (Figura 5):

- 1º Passo: quantificou-se a quantidade de resíduos sólidos coletados através da pesagem do caminhão vazio e depois o caminhão com resíduos coletados na cidade, utilizando-se balança rodoviária para caminhão;
- 2º Passo: descarregaram-se os resíduos do caminhão sobre a lona;
- 3º Passo: formou-se uma pilha com todos os resíduos coletados e pesados e, posteriormente, coletaram-se quatro pilhas de 100L utilizando os tambores. Antes da coleta das amostras efetuou-se o rompimento dos receptáculos

(sacos plásticos em geral) e homogeneizou-se, o máximo possível, os resíduos. Ainda, consideraram-se os materiais rolados (latas, vidros, etc.);

4º Passo: Das quatro pilhas formadas foram utilizadas somente duas para determinação de sua composição gravimétrica.

**Figura 5.** Procedimento para determinação da quantidade e composição gravimétrica dos RSU.



**Legenda:** A) Pesagem do caminhão vazio e com RSU. B) Descarregamento dos resíduos sólidos na lona. C) Reviramento dos resíduos sólidos para o quarteamento. D) Após o procedimento do quarteamento dos resíduos foi realizado a segregação dos materiais para determinar da composição gravimétrica.  
Fotos: Aldecy de Almeida Santos (2010)

Para a determinação da composição gravimétrica, foi realizada a separação dos materiais em uma mesa de triagem e pesaram-se cada tipo de resíduo, calculando as porcentagens individuais, conforme Equação 02.

$$\text{Material (\%)} = \frac{\text{Peso da fração do material (kg)} \times 100}{\text{Peso total da amostra (kg)}} \quad (02)$$

#### a.2) *Preparação das amostras para análises físico-químicas em laboratório*

Após o procedimento de quarteamento dos resíduos foi coletado aproximadamente 3 a 5 kg de amostra que foi homogeneizada e com auxílio de uma tesoura foram cortadas (papel, papelão, trapo, plástico, casca, e outros).

Essa amostra foi encaminhada ao laboratório, para realização das análises de umidade, pH, substância voláteis e não-voláteis, carbono e nitrogênio total de acordo com (BRAGA *et al.*, 2000).

#### a.3) *Determinação da massa específica aparente solta*

A massa específica dos resíduos foi obtido de acordo com Lima (2004) pela análise da amostra ainda não submetida à secagem. As amostras foram colocadas em tambores de 200L e depois foram pesados. O cálculo do peso específico foi realizado conforme a Equação 03.

$$\text{Peso específico (Kg/m}^3\text{)} = \frac{\text{Peso da amostra (Kg)}}{\text{Volume do recipiente (m}^3\text{)}} \quad (03)$$

#### a.4) *Determinação de pH*

O método consistiu em manter uma amostra fresca de resíduo de 50g em contato com 1000 mL de solvente por 8 minutos, no caso água deionizada isenta de CO<sub>2</sub>. O extrato obtido foi então separado da fase sólida e seu pH foi medido com um pHmêtro digital Modelo Tec 2. Como pré-tratamento da amostra analítica, a fim de que não se perca a característica de estado natural do analito, a amostra foi picada manualmente com o auxílio de uma tesoura reforçada, até que se obtivessem pedaços não maiores que dois centímetros, e finalmente homogeneizada (LANGE *et al.*, 2002).

#### a.5) *Determinação de umidade*

De acordo com Lima (2004), para a determinação da umidade, a amostra foi submetida a um processo de secagem a 105 °C. O total de peso perdido na secagem foi o valor da água contida na massa (U). A Equação 04 representa a matemática desse processo:

$$\text{Umidade U (\%)} = \frac{(W_iA - W_fA) \times 100}{W_iA} \quad (04)$$

nas quais: U% = Água na massa (%); W<sub>i</sub>A = peso inicial da amostra (g); W<sub>f</sub>A = peso final da amostra (g).

#### a.6) *Determinação da substância voláteis e não-voláteis*

Para a determinação da percentagem de Sólidos Voláteis contidos na massa de resíduo, a amostra analítica foi submetida a uma temperatura de 550° C no período de duas horas (LIMA, 2004). A fração de matéria que se volatiliza no processo foi definida como Sólidos Voláteis (SV) (Equação 05). O total remanescente foi conhecido como Sólidos Não-Voláteis (SNV) (Equação 06). A somatória destes (SV) + (SNV) deve ser igual ao peso inicial da amostra.

$$\text{Sólidos Voláteis (SV) (\%)} = \frac{(W_iA - W_fA) \times 100}{W_iA} \quad (05)$$

$$\text{Sólidos Não - Voláteis (SNV) (\%)} = (100 - U\%) \quad (06)$$

nas quais: SV = Sólidos Voláteis (%); SNV = Sólidos Não-Voláteis (%);  $W_iA$  = peso inicial da amostra (g);  $W_fA$  = Peso final da amostra (g)

#### a.7) *Determinação empírica de Carbono*

A razão entre o Carbono e os Sólidos Voláteis (SV) pode permanecer constante durante determinado período. Com base neste princípio, foi possível calcular o Carbono empiricamente, introduzindo-se na Equação 07 o valor real de (SV), encontrado pela aplicação do método anterior.

$$\text{Teor de Carbono (C) (\%)} = (B \times SV) \quad (07)$$

na qual: C = Carbono da amostra (%); B = razão entre C/SV; SV = Sólidos Voláteis (%)

No Brasil pode-se adotar valores aproximados de 0,5. No entanto, deve-se frisar que há uma tendência para a redução do valor de (B), pois com a evolução do processo de urbanização os Sólidos Voláteis tem aumentado significativamente Lima (2004).

#### a.8) *Determinação do Nitrogênio (Kjeldahl)*

O nitrogênio Kjeldahl é definido como o nitrogênio presente em forma de amônia, mais a porção de nitrogênio que pode ser cataliticamente reduzida a amônia em solução concentrada de ácido sulfúrico e sulfato de potássio, usando-se óxido de mercúrio como catalisador.

De acordo com Orth *et al.* (1976), a amostra deve ser aquecida, brandamente no início, e depois vigorosamente, até que toda matéria orgânica seja mineralizada. A amostra foi resfriada, diluída e adicionado zinco granulado para evitar a projeção da amostra; foi adicionada também solução de hidróxido de sódio com tiosulfato em excesso para garantir o meio alcalino. Em seguida, transferido imediatamente para o destilador Kjeldahl. O destilado foi disposto em solução titulada de ácido sulfúrico.

Com 200 mL da amostra destilada, foi realizada a titulação com solução padronizada de hidróxido de sódio, utilizando-se como indicador de ponto final uma solução de vermelho de metila. Através Equação 08 obtém-se o valor do NTK.

$$\text{Nitrogênio - Kjeldhal (Nk) (\%)} = \frac{(S - L) \times 70,035}{W_i A} (\pm 0,05) \quad (08)$$

na qual: Nk = Nitrogênio (em % de resíduo seco);  $W_i A$  = peso inicial da amostra (mg); S = equivalente de ácido sulfúrico (0,05 N) no receptor; L = equivalente de hidróxido de sódio (0,05 N) usado na titulação.

#### a.9) *Determinação da produção per capita e da produção de resíduos*

Para a determinação da produção *per capita* do resíduo da cidade de Humaitá/AM foram anotados a quantidade de residências e o número de habitantes por residência coletado pelos caminhões de resíduos sólidos do município. Toda a massa de resíduo coletado foi dividida pela quantidade de pessoas por residência. Sendo assim, temos o quanto habitante produziu diariamente de resíduo.

## **3.2. Lisímetro**

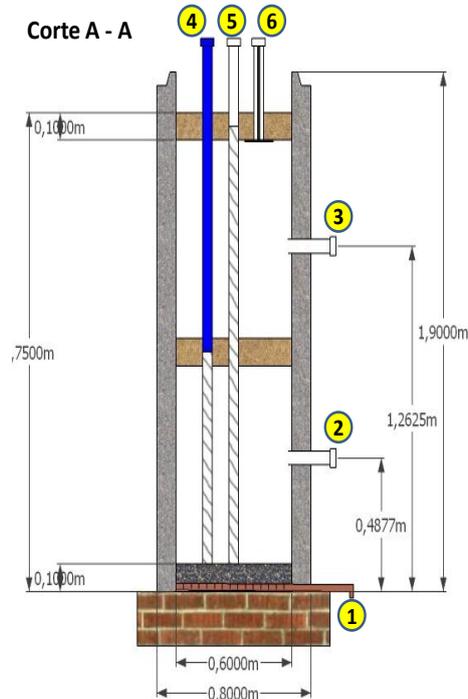
### **3.2.1. Caracterização da célula experimental (Lisímetro)**

Com o objetivo de avaliar as características físico-químicas do lixiviado “novo” no período de setembro de 2010 a setembro de 2011 foi projetado e construído um lisímetro na UFAM no *Campus* de Humaitá, preenchido com resíduos sólidos urbanos da mesma cidade.

O lisímetro foi construído a partir de duas manilhas de concreto armado de 0,6 m de diâmetro interno e 1 m de altura, seladas na junção com uma massa de cimento. Possui um

volume de  $0,49 \text{ m}^3$ . A parte superior é aberta e possui uma área de  $0,28 \text{ m}^2$ , que foi responsável pela captação da precipitação que incidia no lisímetro, uma vez que não havia escoamento superficial. A base foi fechada com argamassa, formando um cilindro rígido de 2 m de altura (Figura 6).

**Figura 6.** Corte da célula experimental (Lisímetro) e equipamentos de instrumentação.



**Legenda:** 1. Tubo de drenagem, 2 e 3 Tubo de coleta de sólidos, 4. Dreno de gás, 5. Piezômetro, 6. Placa de recalque.

**Fonte:** Aldecy de Almeida Santos (2010)

De acordo com Meira (2009), a estrutura do lisímetro deve ter o formato de uma seção transversal circular visando facilitar a distribuição e a compactação dos resíduos no seu interior, uniformizando a distribuição das pressões laterais na parede interna do lisímetro, evitando caminhos preferenciais de percolação do lixiviado e reduzindo a área de superfície lateral interna, diminuindo o contato entre o resíduo e a parede interna.

A Figura 7 apresenta o lisímetro instalado e os equipamentos de instrumentação no Campus de Humaitá/AM.

**Figura 7.** Célula experimental (Lisímetro) instalado.



**Legenda:** 1. Tubo de drenagem, 2 e 3 Tubo de coleta de sólidos, 4. Dreno de gás, 5. Piezômetro, 6. Placa de recalque.

**Foto:** Aldecy de Almeida Santos (2010)

Na parte superior do lisímetro não houve escoamento superficial; toda a precipitação foi convertida em infiltração e evapotranspiração.

O sistema de drenagem de base foi constituído por um tubo de drenagem de PVC perfurado, com 25 mm de diâmetro, apoiado diretamente na base, com uma leve inclinação (0,5%) para o centro, para facilitar o funcionamento do sistema de drenagem. Sobre o tubo de drenagem foi utilizada uma camada de pedra britada com 0,10 m de altura.

Acima da camada de base foi colocada uma camada de RSU compactada e sobre esta camada RSU foi colocada 0,10 m de solo classificado como Latossolo Vermelho-Amarelo com textura muito argilosa, com teor de argila de 75,8%, de silte de 12,7% e areia de 11,5%.

Para Amada (1997), a argila 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 maior popularização do uso de geomembranas (geossintéticos), esta alternativa, conjuntamente com a camada de argila, constituem uma prática das mais seguras.

A camada de cobertura com argila reduz a infiltração de águas pluviais, que resulta no aumento do volume de lixiviado, e também na redução do vazamento dos gases gerados na degradação da matéria orgânica (CASTILHOS Jr., 2003)

### 3.2.2. Características físicas e químicas dos resíduos para preenchimento do Lisímetro.

A Figura 8 apresenta o preenchimento do Lisímetro baseado na composição gravimétrica da cidade de Humaitá/AM realizadas nos meses de março e setembro de 2010. Também foram realizadas análise de massa específica, umidade e pH.

**Figura 8.** Pesagem dos resíduos para o preenchimento do Lisímetro.



**Fonte:** Aldecy de Almeida Santos (2010)

### 3.2.3. Monitoramento da célula experimental (Lisímetro)

O monitoramento foi realizado de acordo com a instrumentação utilizada em aterros sanitários (Tabela 9).

**Tabela 9.** Parâmetros de monitoramento do lisímetro

Parâmetro	Aspecto Observado
Dados climatológicos	Índice pluviométrico e umidade pH da chuva
Fração sólida dos RSU do interior do lisímetro	Umidade e temperatura
Compressibilidade dos RSU	Recalque
Vazão do lixiviado	Volume por dia (m <sup>3</sup> /dia)
Qualidade do lixiviado	Parâmetros físico-químicos e bacteriológicos

a) *Dados climatológicos*

Os dados climatológicos, como temperatura do ar, umidade relativa do ar, precipitação e pH da precipitação foram obtidos no *Campus* da UFAM Humaitá/AM, localizado na Coordenada de 07°30'26,93" S e 63° 1'32,58" W. O período de estudo foi de setembro de 2010 a setembro de 2011.

A distância do pluviômetro ao lisímetro foi de três metros e meio (3,5m). A coleta de dados climatológicos foi realizada diariamente, às 7:30 horas.

b) *Coletas de amostras de lixiviado do lisímetro*

As coletas de lixiviado foram realizadas diariamente juntamente com os dados climatológicos, usando uma proveta graduada. O monitoramento iniciou-se em setembro de 2010.

c) *Análises físico-químicas e microbiológicas do lixiviado do lisímetro*

A Tabela 10 apresenta as análises físico-químicas e microbiológicas que foram baseados no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (AWWA/APHA/WEF, 1995).

**Tabela 10.** Metodologias e equipamentos empregados nas análises do lixiviado.

<b>Parâmetros</b>	<b>Metodologia</b>	<b>Equipamentos</b>
DBO <sub>5</sub> (mg/L)	Iodométrico	Incubadora - Marca Velpe
DQO (mg/L)	Titulométrico – Refluxo fechado	Digestor Hach Espectrofotômetro- DR 2010
Nitrogênio total (mg/L)	Semi-micro Kjedahl	Destilador de Nitrogênio BT 541
pH	Potenciométrico	pHmeter Tec-2 Marca Tecnal
Fósforo (mg/L)	Ácido ascórbico	Digestor VELPE ECO 8
Cor (mgPtCo/L)	Colorimétrico	HI 83200 BENCH
Turbidez (UNT)	Turbidímetro	HI 88703 - HANNA
Coliformes Totais e <i>E. coli</i> (NMP/100mL)	Colilert – (ONPG/MUG)	Estufa de cultura/FANEM/002 Seladora Quanti – Tray Sealer modelo 2X Banho Maria/FANEM

*Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (AWWA/APHA/WEF, 1995).

*d) Medidores de Temperatura no interior do lisímetro*

O monitoramento da temperatura no interior do lisímetro foi realizado diariamente com termômetro de mercúrio, com capacidade de medir temperaturas na faixa de (-100°C a 120°C) com resolução de 0,1°C e precisão de  $\pm$  (0,1% da leitura  $\pm$  0,7°C) para a faixa de leitura utilizada.

*e) Medidas de Recalques*

O monitoramento dos recalques tem como finalidade verificar os deslocamentos verticais descendentes da superfície de um aterro, provocadas por cargas externas, peso próprio e principalmente devidos aos processos de degradação biológica dos resíduos depositados. A medida do recalque foi realizada diariamente com o uso de uma placa de recalque com dimensões de 0,15 m x 0,15 m na base e 1 m de altura. A placa foi confeccionada em aço e revestida com uma película anti-corrosiva para evitar a oxidação e contaminação dos resíduos.

Este medidor foi instalado na superfície sobre a massa de resíduo e depois foi colocada uma camada de solo. A placa foi protegida por tubo PVC de 25 mm para evitar o atrito lateral.

### **3.2.4. Método Suíço**

É bastante oportuna uma comparação dos resultados obtidos com o conhecido “Método Suíço”. Trata-se de um modelo simples de previsão da vazão média de lixiviados, cuja fórmula é apresentada na Equação 08.

$$Q = \frac{P_{ma} \cdot A \cdot K_c}{t} \quad (08)$$

na qual: Q = vazão média de líquido percolado (L/s); t = 31.536.000 seg./ano; P<sub>ma</sub> = precipitação anual média, em mm; A = área do aterro sanitário em m<sup>2</sup>; K<sub>c</sub> = coeficiente empírico adimensional de compactação; Valores de K<sub>c</sub> recomendados: Aterros de fraca compactação (de 400 a 700 kg/m<sup>3</sup>): K<sub>c</sub> = 0,25 a 0,50; e Aterros de forte compactação (maior que 700 kg/m<sup>3</sup>): K<sub>c</sub> = 0,15 a 0,25.

### 3.3. Amostragem de lixiviado do Lixão de Humaitá/AM

Nos reatores anaeróbios foi utilizado lixiviado do Lixão de Humaitá/AM, que está localizado nas coordenadas geográficas 3°08'07" S e 60°01'34" W. O lixão municipal está distante aproximadamente 6,6 km do início do núcleo urbano, aproximadamente 2,5 km da pista do aeroporto; 2,2 Km do 54º Batalhão de Infantaria de Selva; 1,3 Km do Colégio Agrícola e 1,7 Km do Posto Fiscal da SEFAZ – AM (Figura 9).

**Figura 9.** Localização do lixão de Humaitá-AM.



**Fonte:** Adaptado de Google Earth (2011).

A área do Lixão mede 200.000 m<sup>2</sup>, com perímetro de 2.400 m, limitada na frente a 200 m da BR-319, lado esquerdo 1000 m, fundos 200 m, lado direito 1000 m.

O Lixão recebe resíduos sólidos oriundos de *domicílios e comércio*: matéria orgânica putrescível (restos alimentares, restos de animais e podas de árvores); plástico (sacolas, sacos, embalagens de refrigerantes e água, recipiente de produtos de limpeza e utensílios de cozinha); papel e papelão (jornais, caixas, revistas, papel, cadernos, livros e pastas); vidro (copos, garrafas de bebidas, pratos, espelho, embalagens de produtos de beleza e embalagens de produtos alimentícios); metal ferroso (lata, ferro e flandê); metal não ferroso (alumínio, bronze, prata, chumbo, antimônio e cobre); madeira (caixas, móveis e lenha); pano; trapo; couro; borracha; *Resíduos químicos* (as lâmpadas de mercúrio e tubos fluorescentes, lata de óleo, baterias e pilhas); *Resíduos hospitalares* (gazes, papel curativos, pano com sangue e seringa); *Resíduos tecnológicos* (monitores, CPU, peças, celulares e carregadores); *Resíduos da construção civil* (tijolos, cascalho, pedra decorativa); *Resíduos de feiras* (matéria

orgânica); e *Resíduos de serviços complementares*, realizados pela prefeitura (capinação, varrição, jardinagem e poda de árvores).

Esses resíduos são dispostos de forma inadequada a céu aberto no “Lixão”, não recebendo nenhum tipo de tratamento (Figura 10). Este local de recebimento não dispõe de impermeabilização de base, sistema de drenagem e tratamento dos líquidos percolados e gases.

**Figura 10.** Lixiviado do lixão de Humaitá-AM.



**Fonte:** Aldecy de Almeida Santos (2011)

### **3.3.1. Caracterização física e química do lixiviado do Lixão de Humaitá/AM.**

Para a caracterização dos lixiviados do Lixão de Humaitá/AM foram utilizados os seguintes parâmetros físico-químicos: DBO<sub>5</sub>, DQO, nitrogênio amoniacal, nitrogênio total, Sólidos Totais (ST), pH, fósforo, alcalinidade, cor e turbidez. Os parâmetros microbiológicos realizados foram coliformes totais e termotolerantes. Todas as análises físico-químicas e microbiológicas foram realizadas de acordo com a metodologia e equipamentos citado na Tabela 9.

## **3.4. Tratamentos dos Lixiviados**

### **3.4.1. Reatores UASB**

Os reatores anaeróbios UASB utilizado na pesquisa foi montado utilizando-se tubo de PVC de 100 mm de diâmetro interno, 1,28m de altura e volume de 10 Litros, conforme a Figura 11.

**Figura 11.** Reatores anaeróbios utilizado nos experimentos.



**Legenda:** 1- Entrada do afluente no sistema; 2 - Bomba centrífuga utilizada para recirculação do lixiviado; 3 - Reatores anaeróbios UASB; 4 - Saída do efluente tratado; 5 - Medidor de gás; 6 - Reservatório de biogás; 7 - Saída do biogás excedente.

**Fonte:** Aldecy de Almeida Santos (2010)

Para partida dos reatores foi inoculado lodo (biomassa) anaeróbio de fossa séptica de residências e da Estação de Tratamento da UFAM do *Campus* de Humaitá/AM. O volume de lodo colocado nos reatores foi de 10% do volume de cada reator. A inoculação foi realizada com o reator vazio, a fim de diminuir as perdas de lodo durante o processo de transferência.

O lodo inoculado nos reatores foi descarregado no fundo do reator evitando as turbulências e o contato com o ar. O lodo ficou em repouso por um período aproximado de 12 a 24 horas, possibilitando a sua adaptação gradual à temperatura ambiente.

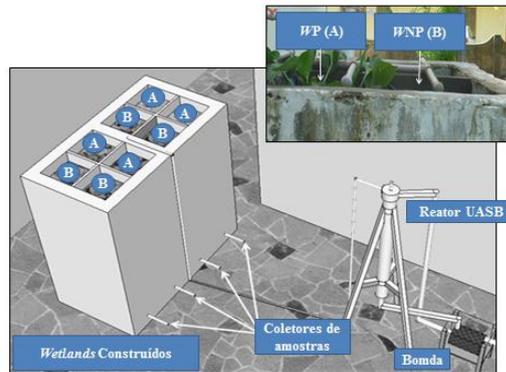
Os reatores anaeróbios UASB foi operado com Tempo de Detenção Hidráulica de oito horas com lixiviado proveniente do lisímetro e com lixiviado do Lixão no período de janeiro de 2010 a novembro de 2011.

### 3.4.2. *Wetlands* Construído

a) Construção do *Wetland* construído de fluxo vertical

Foram construídos oito *Wetlands* com fluxo vertical, como pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios (Figura 12).

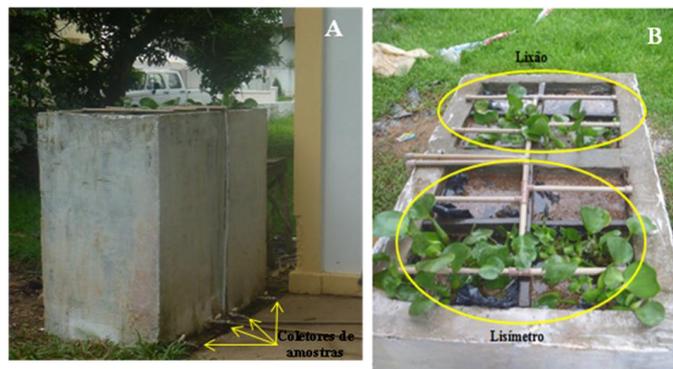
**Figura 12.** Reator UASB e *Wetlands* Construído de Fluxo Vertical



**Legenda:** WP (A): 4 *Wetlands* Plantado e WNP (B): 4 *Wetlands* Não Plantado  
**Fonte:** Aldecy de Almeida Santos (2013)

Os *Wetlands* possuíam uma altura total de 1,50m e uma altura útil de 1,35m, com larguras e comprimentos de 0,30x0,30m, respectivamente (Figura 13). Com Tempo de Detenção de 10 dias, conforme Costa *et al.* (2003).

**Figura 13.** *Wetlands* construído de Fluxo Vertical



**Legenda:** (A) *Wetlands* vista lateral; (B) *Wetlands* vista superior  
**Foto:** Aldecy de Almeida Santos (2012)

Os *Wetlands* Plantados (WP) foram mantidas com macrófita (*Eichhornia crassipes*). As unidades de *Wetlands* Não Plantados (WNP) foram mantidas sem plantas. Como meios filtrantes dos *Wetland* foram utilizados: casca de arroz (0,16m); argila mais casca de (0,44m); brita (0,90m).

### 3.5 Monitoramento do Processo de Tratamento

#### 3.5.1 Reator UASB

Para o monitoramento do processo de tratamento foi realizada uma rotina de coleta de amostras e análises de parâmetros físico-químicos. A Tabela 11 apresenta o programa de monitoramento nos reatores anaeróbios.

**Tabela 11.** Cronograma de monitoramento dos reatores anaeróbios.

Parâmetro	Unidade	Pontos e frequência de amostragem		
		Afluente	Reator	Efluente
pH	—	diária	diária	—
Sólidos totais (ST)	mg/L	—	mensal	—
DQO	mg/L	mensal	—	mensal
DBO <sub>5</sub>	mg/L	mensal	—	mensal
Nitrogênio total	mg/L	mensal	—	mensal
Fósforo total	mg/L	mensal	—	mensal
Coliformes Totais	NMP/100mL	mensal	—	mensal
Coliformes termotolerantes	NMP/100mL	mensal	—	mensal

#### 3.5.2. Monitoramento do Processo de Tratamento no *Wetland* Construído

Para avaliação do *Wetland* Construído Vertical no presente trabalho, os seguintes parâmetros físico-químicos e bacteriológicos foram avaliados nas amostras dos efluentes: DQO, DBO<sub>5</sub>, sólidos em suspensão totais, nitrogênio amoniacal, condutividade elétrica, fósforo total, *E. coli* e coliformes totais.

As análises dos parâmetros físico-químicos e bacteriológicas foram realizadas de acordo com os procedimentos constantes no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (AWWA/APHA/WEF, 1995)*.

## 4. RESULTADOS E DISCUSSÕES

### 4.1. Resultados das Características Quantitativas e Qualitativas dos RSU da cidade de Humaitá/AM

Neste estudo, a caracterização quali-quantitativa serviu como base para nortear o preenchimento do lisímetro com resíduos da cidade.

#### a) Análises físicas e físico-químicas dos resíduos sólidos

##### a.1) Composição gravimétrica dos RSU

Na Tabela 12 pode-se observar a composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos no período de 2010 a 2011.

**Tabela 12.** Composição gravimétrica dos RSU no período de 2010 a 2011.

Componentes	2010*1 (%)	2010*1 (Kg)	2010* 2 (%)	2010*2 (Kg)	2011* 3 (%)	2011*3 (Kg)
Papel	3,90	499,20	5,10	668,30	5,300	726,84
Papelão	2,50	320,00	3,98	521,54	3,700	507,42
Plástico filme	4,20	537,60	6,50	851,76	6,600	905,12
Plástico rígido	4,80	614,40	5,10	668,30	4,700	644,56
PET	0,70	89,60	0,80	104,83	1,300	178,28
Trapo	1,50	192,00	1,90	248,98	2,600	356,56
Metais ferrosos	3,30	422,40	3,80	497,95	2,700	370,28
Metais não ferrosos	0,00	0,00	0,00	0,00	0,000	0,00
Alumínio	0,03	3,84	0,01	1,31	0,001	0,14
Isopor	0,00	0,00	0,00	0,00	0,000	0,00
Vidros coloridos	2,00	256,00	2,20	288,29	2,900	397,71
Vidros não coloridos	0,85	108,80	0,80	104,83	1,000	137,14
Madeira	0,70	89,60	0,50	65,52	0,850	116,57
Couro	0,10	12,80	0,05	6,55	0,010	1,37
Borracha	0,50	64,00	0,50	65,52	0,400	54,86
Entulhos de construção	3,56	455,68	5,00	655,20	5,670	777,58
Tetra pak	0,002	0,26	0,003	0,39	0,005	0,69
Pilhas	0,00	0,00	0,001	0,13	0,001	0,14
Resíduos tecnológicos	0,003	0,38	0,002	0,26	0,007	0,96
Baterias	0,00	0,00	0,001	0,13	0,001	0,14
Resíduo hospitalar	0,97	124,16	1,35	176,90	1,590	218,05
Material de jardinagem	7,68	983,04	2,99	391,42	3,349	459,28
Matéria Orgânica	56,45	7225,34	54,80	7180,99	52,393	7185,18
Outros	6,26	800,90	4,62	604,88	4,923	675,14
<b>TOTAL</b>	<b>100,00</b>	<b>12800,00</b>	<b>100,00</b>	<b>13104,00</b>	<b>100,00</b>	<b>13714,00</b>

**Legenda;** \*1: Medições realizadas no mês março de 2010 (Chuva); \*2; Medições realizadas no mês setembro de 2010 (Seca); e \*3: Medições realizadas em junho de 2011 (Seca).

Fonte: Aldecy Almeida dos Santos (2012)

No ano de 2010, a média dos materiais recicláveis como papel (4,5%), papelão (3,24%), plásticos filme (5,35%), plástico rígido (4,95%), PET (0,75%), metais ferrosos (3,55%), alumínio (0,02%), vidros coloridos (2,10%), vidros não coloridos (0,825%) e embalagens tetra pak (0,025%) foi de 25,31%. No ano de 2011, observou-se um pequeno aumento da média do percentual dos mesmos materiais recicláveis para 28,21%, provavelmente pelo aumento da renda e hábitos da população, gerando como consequência o crescimento do consumo de bens industrializados.

Outro fator que reforça o desenvolvimento da cidade é o aumento da geração dos resíduos de entulhos da construção civil e resíduos tecnológicos. Ambos ligados ao aumento da atividade econômica e aumento da renda da população nos últimos anos (IBGE, 2010).

Nos últimos cinco anos, no Brasil, vem ocorrendo um aumento da renda da população das Classes E e D, o que vem mudando os hábitos da população (IBGE, 2010). Um exemplo de consequência desse aumento de renda nas residências é a melhor eficiência na estocagem e refrigeração dos alimentos como peixes, frutas e legumes. O que favorece a diminuição das perdas de alimentos, também observado na cidade de Humaitá.

#### a.2) Análises físico-químicas dos RSU de Humaitá//AM

Nas Tabelas 13 e 14 estão apresentados os resultados das estatísticas descritivas dos parâmetros físico-químicos no período de seca e chuva.

**Tabela 13.** Estatística descritiva das amostras de RSU no período de seca.

<b>Parâmetros</b>	<b>Mínim o</b>	<b>Máxim o</b>	<b>Médi a</b>	<b>Desvio Padrão</b>	<b>N D</b>
pH	3,90	5,10	4,30	0,29	21
Umidade (%)	19,00	54,00	34,74	9,56	21
Resíduo Seco (%)	46,00	81,00	65,26	9,56	21
Resíduos Voláteis (%)	73,84	86,50	78,55	2,74	23
Resíduos Não Voláteis (%)	13,50	26,16	21,45	2,74	23
Carbono (%)	13,10	35,11	24,93	6,57	21
Nitrogênio (%)	0,50	1,30	0,90	0,22	21

**Obs.:** ND = Número de determinações realizadas para o parâmetro.

Fonte: Aldecy Almeida dos Santos (2012)

**Tabela 14.** Estatística descritiva das amostras de RSU no período de chuva.

<b>Parâmetros</b>	<b>Mínim o</b>	<b>Máxim o</b>	<b>Médi a</b>	<b>Desvio Padrão</b>	<b>N D</b>
pH	4,00	5,30	4,50	0,53	21
Umidade (%)	39,00	67,00	48,13	7,79	21
Resíduo Seco (%)	33,00	61,00	51,87	8,00	21
Resíduos Voláteis (%)	88,00	95,40	92,52	1,99	23
Resíduos Não Voláteis (%)	4,60	12,00	7,48	1,99	23
Carbono (%)	16,74	32,88	27,03	4,46	21
Nitrogênio (%)	0,70	1,90	1,16	0,36	21

**Obs.:** ND = Número de determinações realizadas para o parâmetro.

Fonte: Aldecy Almeida dos Santos (2012)

### pH

No período de estudo, o pH dos resíduos sólidos de Humaitá apresentou-se ácido no período de seca e no período de chuva com valor médio de 4,30 e 4,50, respectivamente. Essa tendência pode ser justificada devido que todas as amostras conterem composições de matéria orgânica relativamente parecida e as análises serem feitas com as amostras ainda frescas, não havendo, dessa forma, decomposição avançada da matéria orgânica.

Todas as análises de pH dos resíduos sólidos feitas no período de estudo encontraram valores próximos da faixa de 4,00 a 7,00 de acordo com Monteiro *et al.* (2001). Segundo Martins Jr. (2011) a cidade de Humaitá apresentou valores na faixa ácida de 4,36 a 4,97.

### Umidade

Conforme esperado, os valores de umidade (%), no período chuvoso foram mais elevados que no período seco conforme Tabelas 13 e 14. Tais resultados foram bem coerente, pois na época chuvosa, o valor total de Umidade dos resíduos tende a ser mais elevado devido maior umidade e precipitação, fazendo com que o valor relativo da parte seca seja menor em relação ao total.

Observa-se no período de seca que a umidade mínima apresentou valor inferior ao determinado por Monteiro *et al.* (2001), de 40%, provavelmente pela elevada temperatura e pouca precipitação na região no período de junho a agosto. Em relação ao período de chuva, a umidade foi superior aos 60% encontrado por Monteiro *et al.* (2001), provavelmente pelo elevado índice de precipitação e umidade relativa do ar da cidade. Na cidade de Humaitá o valor médio de umidade do resíduo variou entre 33% e 62% (MARTINS Jr., 2011).

### Sólidos Voláteis e Sólidos Não Voláteis

Os resultados dos sólidos totais voláteis confirmam a grande quantidade de resíduos biodegradáveis (matéria orgânica) obtidos na composição gravimétrica da cidade. Os sólidos não voláteis estão associados aos materiais inertes como solo, metal e vidro.

Leite (2008) encontrou Sólidos Voláteis acima de 59%, apontando assim para a existência considerável de materiais passíveis de degradação. Entretanto, o uso deste parâmetro para analisar a biodegradabilidade de um material pode ocasionar equívocos de interpretação, pois alguns materiais como os têxteis (98% de SV), plásticos (87 de %SV), borracha e couro (74% de SV) e papel/papelão (81% de SV) apresentaram um elevado valor de Sólidos Voláteis e em contrapartida são classificados como moderadamente a lentamente biodegradáveis, podendo ainda conter uma elevada fração de substâncias não-biodegradáveis.

### Carbono

O Carbono foi obtido de forma empírica pela razão entre o Carbono e os Sólidos Voláteis. O resultado obtido foi de 13,10% na época seca e 16,74% na época de chuva. Foi inferior a faixa de 29,90 a 49,00% encontrado por LIMA (2004), provavelmente pela redução da matéria orgânica e conseqüentemente diminuição dos Sólidos Voláteis.

### Nitrogênio Kjeldhal

O Nitrogênio é um parâmetro muito importante devido a sua relação Carbono: Nitrogênio (C:N), indicando a capacidade dos resíduos em decomposição de se constituírem em compostos orgânicos bioestabilizados.

O Nitrogênio Kjeldhal obtido na cidade de Humaitá foi de 1,80% a 2,50%. O valor de 2,50% é superior à faixa de 1,09% a 2,20% encontrada por LIMA (2004), devido a grande quantidade de matéria orgânica (restos alimentares e jardinagem) encontrado na cidade. De acordo com Mason (1980) a decomposição ocorre mais rapidamente em substâncias com mais nitrogênio, ou seja, baixa relação C:N. No início da compostagem a relação carbono/nitrogênio ideal é da ordem de 30:1 e no final do processo de 18:1, indicando que o material decomposto atingiu uma bioestabilização (KIEHL, 1980).

#### a.3) Quantidade e produção *per capita* de Resíduos Sólidos

Os resultados da produção *per capita* foram de 0,43 e 0,45 kg/hab./dia em 2010 e 2011, respectivamente. Estes valores revelam um aumento de 4,65% na produção *per capita*, devido à melhoria sócio-econômica da cidade aliados ao aumento de consumo de bens industrializados. Mesmo assim, o crescimento da produção *per capita* na cidade de Humaitá foi inferior ao valor encontrado pela ABRELPE (2011) que revela um aumento de 5,3% de 2009 a 2010.

Oliveira (2010) encontrou uma produção *per capita* entorno de 0,41 kg/hab./dia na cidade de Humaitá/AM. Os resultados da produção *per capita* da cidade de Humaitá foram inferiores à faixa média nacional de 0,5 a 0,8 kg/hab./dia para cidades de 30.000 a 500.000 mil habitantes de acordo MONTEIRO (2001).

A produção diária de RSU em 2010 e 2011 foi de aproximadamente 13,104 toneladas e 13,714 toneladas, respectivamente. Oliveira (2010) encontrou uma produção diária de RSU de cerca de 11,150 toneladas avaliando quatro rotas baseado na eficiência de 90% da coleta na cidade de Humaitá/AM.

#### a.4) Peso específico

O RSU de Humaitá/AM apresentou menor valor no período de seca e um valor elevado no período de chuva, devido a precipitação e a umidade da região e uma maior quantidade de matéria orgânica (frutas regionais da época, tucumã, açaí, cupuaçu, etc.), conforme Tabela 15.

**Tabela 15.** Peso específico do RSU da cidade de Humaitá-AM (kg/m<sup>3</sup>).

Ano	Peso específico	Período	Ano	Peso específico	Período
2010	139,0	Seca	2011	121,0	Seca
2010	211,0	Chuva	2011	177,0	Chuva
<b>Média</b>	<b>175,0</b>		<b>Média</b>	<b>149,3</b>	

Fonte: Aldecy de Almeida Santos (2012)

Monteiro (2001), na ausência de dados mais precisos, utilizou os valores de 230 kg/m<sup>3</sup> para o peso específico do lixo domiciliar. Já Pfeiffer e Carvalho (2009) informam que o peso específico médio do resíduo doméstico é de 200 kg/m<sup>3</sup>.

## 4.2. Lisímetro

### a) Características físicas dos resíduos para preenchimento do lisímetro

*Composição gravimétrica do RSU utilizado no preenchimento do lisímetro*

Na Tabela 16, são apresentados os resultados da composição gravimétrica, de março de 2010 e setembro de 2010. O valor médio foi utilizado para o preenchimento do lisímetro.

A quantidade de resíduo utilizado no lisímetro foi de 190,854 kg. O peso específico compactado foi 435,74 kg/m<sup>3</sup>, considerado fracamente compactado (Peso específico 0,4 a 0,70 kgf/m<sup>3</sup>) (ROCCA *et al.*, 1993; LIMA, 2004).

**Tabela 16.** Composição gravimétrica do RSU para preenchimento do lisímetro.

<b>Componentes</b>	<b>03/2010 (%)</b>	<b>09/2010 (%)</b>	<b>Peso (Kg)</b>	<b>V.M.L.* (%)</b>
Papel	3,900	5,100	8,588	4,500
Papelão	2,500	3,980	6,184	3,240
Plástico filme	4,200	6,500	10,211	5,350
Plástico rígido	4,800	5,100	9,450	4,950
PET	0,700	0,800	1,430	0,750
Trapo	1,500	1,900	3,240	1,700
Metais ferrosos	3,300	3,800	6,780	3,550
Metais não ferrosos	0,000	0,000	0,000	0,000
Alumínio	0,030	0,010	0,040	0,020
Isopor	0,000	0,000	0,000	0,000
Vidros coloridos	2,000	2,200	4,010	2,100
Vidros não coloridos	0,850	0,800	1,570	0,825
Madeira	0,700	0,500	1,150	0,600
Couro	0,100	0,050	0,140	0,075
Borracha (pneus e similares)	0,500	0,500	0,950	0,500
Entulhos de construção	3,560	5,000	8,170	4,280
Tetra pack	0,002	0,003	0,005	0,003
Pilhas	0,000	0,001	0,001	0,001
Resíduos tecnológicos	0,003	0,002	0,005	0,003
Baterias	0,000	0,001	0,001	0,001
Resíduo hospitalar	0,970	1,350	2,214	1,160
Material de jardinagem	7,680	2,987	10,179	5,334
Matéria Orgânica	56,448	54,800	106,160	55,624
Outros	6,257	4,616	10,376	5,437
<b>Total</b>	<b>100%</b>	<b>100%</b>	<b>90,854 kg</b>	<b>100%</b>

\* Valor Médio de amostra para preenchimento do Lisímetro.

Fonte: Aldecy de Almeida Santos (2012)

Massa específica aparente solta

O valor da massa específica aparente solta do resíduo depositado no lisímetro foi de 184 kg/m<sup>3</sup>, dentro da faixa encontrada no período de estudo, de 121 kg/m<sup>3</sup> – 218 kg/m<sup>3</sup>, para a

cidade de Humaitá/AM. O valor do peso específico solto dos resíduos depositados no lisímetro é inferior à faixa de variação típica para resíduos soltos sem nenhuma ou leve compactação (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993; LIMA, 2004; LEITE, 2008).

### Umidade

O percentual de umidade dos resíduos utilizados no preenchimento do lisímetro foi de 42,45%, dentro da faixa de 40 a 60% para as condições brasileiras, relacionados a matéria orgânica, precipitação e umidade relativa do ar, de acordo com Monteiro (2001).

Em geral, a umidade aumenta com o acréscimo da quantidade de matéria orgânica presente no resíduo (LEITE, 2008).

A decomposição de resíduos sólidos é afetada por todos os fatores que comumente afetam o crescimento microbiano (temperatura, umidade, pH e nível de nutrientes), bem como pela composição dos resíduos (KOMILIS, 2005).

Imediatamente, após a deposição de resíduos na célula, na presença de oxigênio ocorre o processo de biodegradação aeróbia dos compostos orgânicos facilmente degradáveis, que é realizada pela ação de diversas espécies de microrganismos aeróbios encontrados nos resíduos, podendo ser decompostos em intervalos de tempo significativamente curtos, devido a entrada de ar e umidade (HUDGINS e HARPER, 1999).

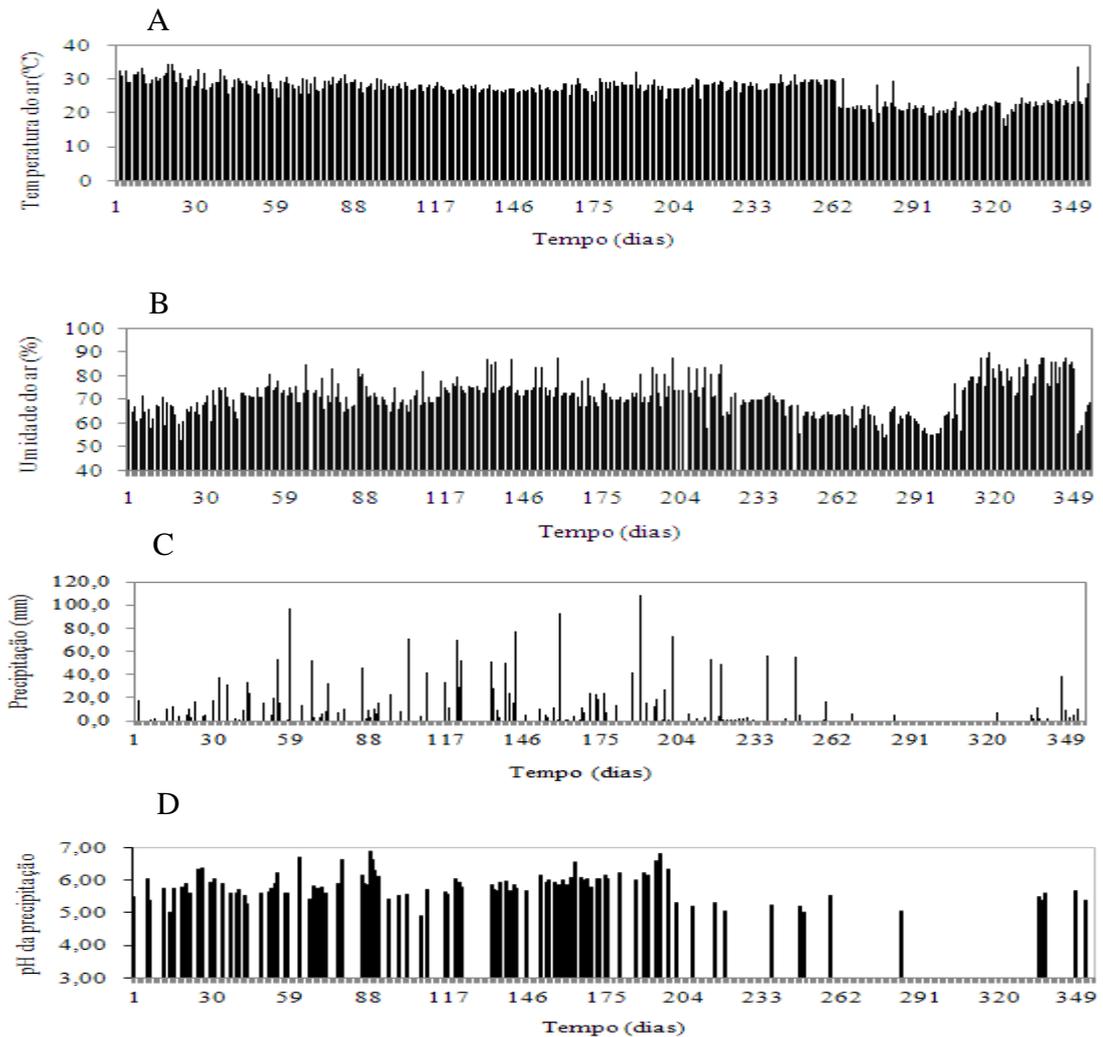
No ciclo de vida de um aterro há também a fase anaeróbia de degradação; essa só ocorre na ausência de oxigênio e permanece por toda a vida do aterro (MACIEL e JUCÁ, 2002).

### b) Dados meteorológicos

As condições climáticas influenciam nas reações de um aterro de resíduos sólidos urbanos, devido a sua interferência nas propriedades física e químicas e biológicas que regem seu comportamento. As condições climáticas, de maneira geral, exercem influência sobre praticamente todos os parâmetros monitorados em um aterro, entre eles: geração de lixiviado das células, resíduos das células, fitotoxicidade (lixiviado e resíduos), metais (lixiviado e resíduos), umidade e sólidos voláteis (resíduos), recalque, temperatura e gases das células de resíduo (MONTEIRO, 2003).

A Figura 14 apresenta os dados de temperatura, umidade, precipitação e pH coletados próximo ao lisímetro no *Campus* da UFAM de Humaitá/AM, no período de setembro de 2010 a setembro de 2011.

**Figura 14.** Dados climatológicos e pH da precipitação.



**Legenda:** (A) Temperatura do ar; (B) Umidade; (C) Precipitação e (D) pH da precipitação.

Fonte: Aldecy de Almeida Santos (2012)

No monitoramento da temperatura do ar registraram-se valores máximos de 39°C, e mínimos de 13°C. Esta diminuição da temperatura no meio do ano, na região, é o fenômeno da “friagem”, que é uma queda da temperatura provocada pelo deslocamento da Massa de Ar Polar Atlântica (OLIVEIRA *et al.*,2001). A temperatura mínima anual do município é de 12° C e a máxima de 37° C (INMET, 2009).

Em relação à umidade relativa média do ar registraram-se máxima, mínima e média de 98%, 51% e 70,78%, respectivamente. Segundo o INMET (2009), a umidade relativa do ar média é de 82,93 %.

A precipitação acumulada foi de 2231,41 mm. O início da precipitação foi do final de setembro e início de outubro de 2010. A estiagem foi de maio de 2011 a setembro de 2011.

De acordo com Oliveira *et al.* (2001), o município de Humaitá possui duas estações no ano, definidas por uma chuvosa (inverno), que vai de outubro a abril, e outra de estiagem (verão), que vai de maio a setembro.

O pH da precipitação variou de 4,92 a 6,90. No período de seca foi encontrada a menor faixa e valor de pH, ao contrário do período de chuva que registrou a maior faixa e valor de pH.

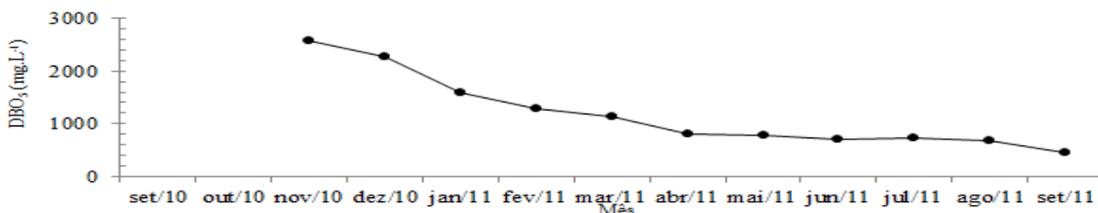
Essas condições climáticas influenciam nas reações químicas e cinéticas biológicas de um aterro de resíduos sólidos (MONTEIRO, 2003).

### c) Características físico-químicas do lixiviado do lisímetro

#### *Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO<sub>5</sub>)*

Na Figura 15, são apresentados os valores e o comportamento obtidos para DBO<sub>5</sub>, que variaram de 457,56 mg.L<sup>-1</sup> a 2.572,0 mg.L<sup>-1</sup>, dentro da faixa de aterros novos, de 2.000 mg.L<sup>-1</sup> a 30.000 mg.L<sup>-1</sup> (O'LEARY TCHOBANOGLOUS, 1994); (TCHOBANOGLOUS *et al.*, 1993). Pode-se notar uma redução contínua dos valores de DBO<sub>5</sub>.

**Figura 15.** Evolução da DBO<sub>5</sub> do lixiviado do lisímetro.



Fonte: Aldecy de Almeida Santos (2012)

Pode-se também observar na Figura 15, uma redução da concentração de DBO<sub>5</sub> de 56,07% do mês de novembro de 2010 a abril de 2011, devido à grande quantidade de matéria orgânica e também pela diluição provocada pela elevada precipitação neste período. No período de seca, de maio a setembro, ocorreu uma redução menos acentuada de 42,90%, como também uma estabilização do mesmo.

Em regiões de clima mais quente e úmido, a decomposição da matéria orgânica dos RSU nos aterros sanitários é acelerada e a fase metanogênica é alcançada mais rapidamente, muitas vezes dentro do primeiro ano de funcionamento do aterro (LO, 1996).

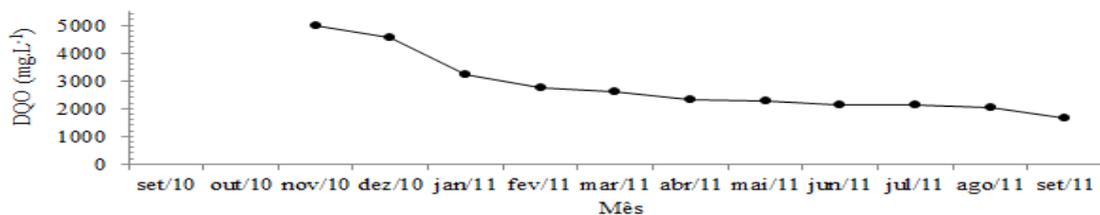
Segundo Catapreta *et al.* (2008), afirma que em país tropical, a transição de “chorume novo” para “chorume velho” é mais acelerada devido à decomposição mais rápida dos resíduos (função das temperaturas mais elevadas).

De acordo com os valores obtidos de DBO<sub>5</sub> e pH, foi possível supor em que fase de decomposição se encontram os RSU no lisímetro: a fase inicial, acidogênica, ou de fermentação ácida, caracterizada por valores de pH baixo (pH 5-6). A segunda fase, a de fermentação metanogênica caracteriza-se por valores de pH mais elevados e DBO<sub>5</sub> menores. Nessa fase há a decomposição dos produtos da fermentação ácida, sendo convertidos em metano (CH<sub>4</sub>), substâncias húmicas e água.

#### *Demanda Química de Oxigênio (DQO).*

Na Figura 16 são apresentados os valores de DQO, que variaram de 1.642,0mg.L<sup>-1</sup> a 4.967,0 mg.L<sup>-1</sup>, dentro da faixa de aterros novos, de 3.000 a 60.000 mgO<sub>2</sub>/L, de acordo com O’leary; Tchobanoglous (1994) e El Fadel *et al.* (2002).

**Figura 16.** Evolução da DQO do lixiviado do lisímetro.



Fonte: Aldecy de Almeida Santos (2012)

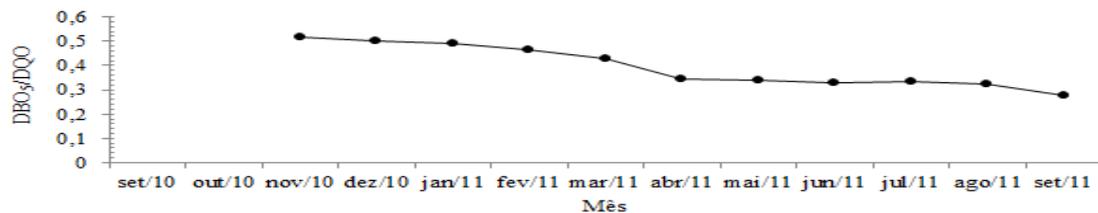
A redução da concentração de DQO, de 53,15% do mês de novembro de 2010 a abril de 2011, ocorreu devido à precipitação neste período, com a chuva diluindo a matéria orgânica. No período de seca, de maio a setembro, ocorreu uma redução de 28,27% e também observou-se uma estabilização. Neste contexto, os resultados de DQO diminuíram com o tempo, provavelmente pela decomposição e diluição da matéria orgânica e elevada temperatura da região.

A concentração de DQO foi decrescendo ao longo do experimento e isso pode estar relacionado com o aumento de pH, ou seja, nesse momento ocorre a degradação da matéria orgânica em meio anaeróbico decrescendo a matéria orgânica e aumentando os valores de pH.

*Relação da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO<sub>5</sub>)/Demanda Química de Oxigênio (DQO)*

A Figura 17 apresenta a relação DBO<sub>5</sub>/DQO, verificando-se que inicialmente variaram de 0,52 a 0,43, de novembro de 2010 a março de 2011, indicando material orgânico de fácil degradação (TCHOBANOGLOUS *et al.*,1993). Este valor também indica que no mês de novembro e dezembro o lixiviado apresentou pH baixo, indicando a fase ácida.

**Figura 17.** Evolução da relação DBO<sub>5</sub>/DQO do lixiviado do lisímetro.



Fonte: Aldecy de Almeida Santos (2012)

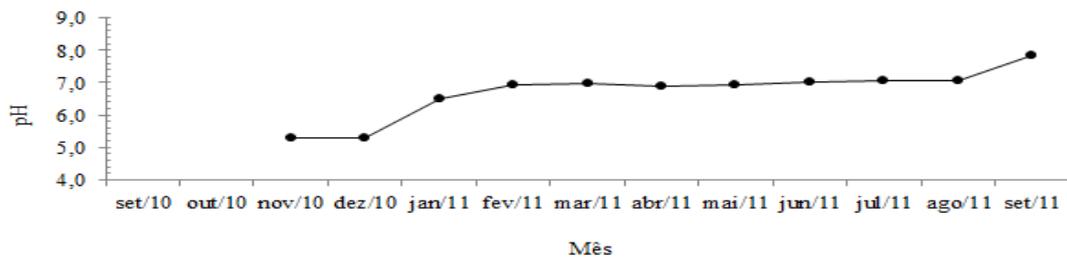
De fevereiro 2010 a setembro 2011, a relação foi de 0,34 a 0,28, apresentando um lixiviado de média biodegradabilidade, com um pH crescente de 6,50 a 7,85, indicando predominância da fase metanogênica. Em aterros antigos, a relação DBO<sub>5</sub>/DQO geralmente se situa na faixa de 0,05 a 0,2. A relação é menor porque o percolado proveniente de aterros antigos contém tipicamente ácidos húmicos e fúlvicos que não são prontamente biodegradáveis. A relação DBO<sub>5</sub>/DQO também é utilizada para indicar a possibilidade de degradação por processos biológicos (MONTEIRO, 2003).

A diferenciação das fases também pode ser observada por meio da relação DBO<sub>5</sub>/DQO, relação que é utilizada, para indicar os efeitos de diluição causados pela infiltração de água. O valor de referência DBO<sub>5</sub>/DQO = 0,4 define a mudança de fase da digestão anaeróbia, sendo que valores acima de 0,4 referem-se à fase acidogênica, e inferiores a 0,4 indicam a predominância da fase metanogênica (ROBINSON, 1989).

A relação DBO<sub>5</sub>/DQO também é utilizada como indicador da biodegradabilidade da fração orgânica (MONTEIRO, 2003).

*pH do lixiviado do lisímetro*

De acordo com Alcântara (2007), na etapa inicial da degradação dos RSU em aterros sanitários ocorre com valores mais baixos de pH devido a transição da fase aeróbia para anaeróbias e à fase ácida, como pode-se verificar na Figura 18.

**Figura 18.** pH do lixiviado do lisímetro.

Fonte: Aldecy de Almeida Santos (2012)

Este fato ocorre pelo acúmulo de ácido acético e elevadas concentrações de  $\text{CO}_2$  no interior da massa de resíduos, devido à intensa atividade dos microrganismos hidrolíticos-fermentativos e da baixa atividade das bactérias metanogênicas.

Observa-se que a fase ácida, com pH baixo, os parâmetros como  $\text{DBO}_5$  e DQO foram elevados. De acordo com Pinto (2000), com a aceleração das atividades microbianas, com produção significativa de ácidos carboxílicos, resulta na queda de pH ( $<6,0$ ). A hidrólise enzimática dos compostos de massas moleculares mais elevadas (lipídios, proteínas e polissacarídeos) forma compostos mais simples (açúcares, aminoácidos, ácidos graxos) utilizados como fonte de energia. Esses compostos mais simples são convertidos em outros intermediários (ácido acético, propiônico, butírico,  $\text{CO}_2$  e  $\text{H}_2$  (acidogênese). Nessa etapa, o pH do lixiviado cai para valores próximo a 5,0.

Santos (2010) verificou em um lisímetro que o pH inicial foi bastante ácido com pH baixo, influenciado pela matéria orgânica como frutas, verduras e hortaliças.

Os ácidos orgânicos voláteis são excelentes indicadores do grau de degradabilidade e do andamento dos processos anaeróbios, pois são gerados na fase acidogênica (aterros jovens) e consumidos na fase metanogênica. O desenvolvimento de arqueas metanogênicas ocorre em faixas de pH entre 6,7 e 7,4 (TCHOBANOGLOUS; THEISEN; VIGIL, 1993).

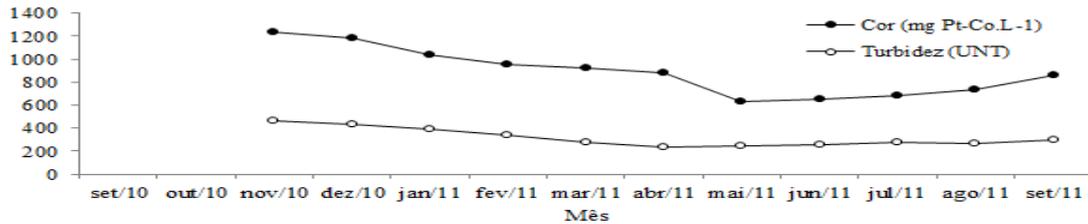
Contudo, durante a fase metanogênica o pH variou entre 6,5 e 7,85 e os valores de  $\text{DBO}_5$ , DQO e nutrientes foram significativamente menores. Este fato também foi observado por Bidone (2001).

Estes valores de pH indicam o processo de decomposição dos resíduos sólidos urbanos, e a evolução da degradação microbiológica da matéria orgânica e a evolução global do processo de estabilização da massa de resíduos no lisímetro.

### *Cor e turbidez do lixiviado do lisímetro*

Os valores de cor e turbidez do lixiviado apresentados na Figura 19 produzido no lisímetro foram constituídos basicamente de uma mistura de substâncias orgânicas e inorgânicas, compostos em solução e em estado coloidal e diversas espécies de micro-organismos, o que ocorre no aterro sanitário, conforme Andrade (2002).

**Figura 19.** Cor e turbidez do lixiviado do lisímetro.



Fonte: Aldecy de Almeida Santos (2012)

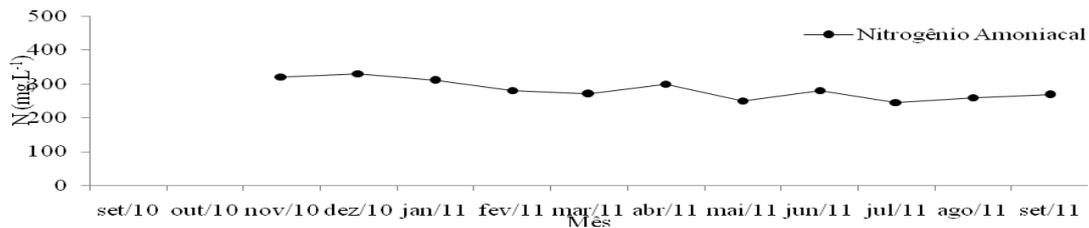
A cor escura do lixiviado provavelmente deve-se ao material orgânico dissolvido (ácidos graxos voláteis e compostos orgânicos mais refratários como ácidos húmicos e fúlvicos) (CHRISTENSEN *et al.*, 1994).

Os valores de cor e turbidez do lixiviado do lisímetro foram elevados no período de chuva devido, provavelmente, à percolação da água da chuva na parte superior, que arrasta os materiais finos das argilas usadas na sua cobertura, matéria orgânica e inorgânica. No período de seca as concentrações de cor e turbidez reduziram-se, todavia foi observada, em seguida, uma leve tendência de aumento de cor na época seca.

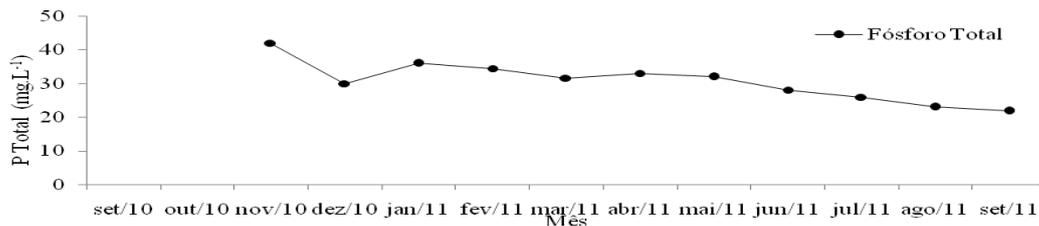
Observou-se uma coloração marrom mais elevada no período de seca. Também constatou-se a diminuição do odor de matéria orgânica ao longo do tempo, principalmente no período de chuva.

### *Nitrogênio amoniacal e fósforo total do lixiviado do lisímetro*

A quantidade de nitrogênio amoniacal e fósforo total foram decrescendo no período de estudo de acordo com as Figuras 20 e 21. Esta redução ocorre devido a degradação e a diluição da matéria orgânica pela precipitação e a umidade interna do lisímetro.

**Figura 20.** Nitrogênio amoniacal do lixiviado do lisímetro.

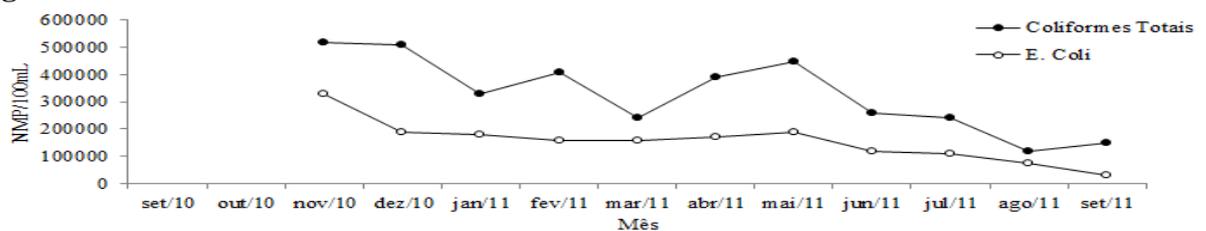
Fonte: Aldecy de Almeida Santos (2012)

**Figura 21.** Fósforo total do lixiviado do lisímetro.

Fonte: Aldecy de Almeida Santos (2012)

#### *Coliformes totais e E. Coli do lixiviado do lisímetro*

A concentração de coliformes totais e *E. Coli* (Figura 22) apresentaram uma redução ao longo do período de estudo, provavelmente pela diluição no período de chuva e avançou também no período de seca, o que pode estar associado ao aumento da toxicidade da lixívia (SANTOS, 2003).

**Figura 22.** Coliformes totais e *E. coli* do lixiviado do lisímetro.

Fonte: Aldecy de Almeida Santos (2012)

#### d) Correlação da precipitação, quantidade e qualidade do lixiviado no lisímetro

Na Tabela 17 observa-se que a geração de lixiviado está diretamente relacionada com a precipitação, porém com um período de retardo, provavelmente pela capacidade de retenção de umidade nas camadas de cobertura e no interior dos resíduos, somente liberando lixiviados após atingir a umidade de capacidade de campo dos dois meios porosos.

**Tabela 17.** Correlação da precipitação, quantidade e qualidade de lixiviado no lisímetro

	<i>DQO</i>	<i>DBO</i>	<i>precipitação</i>	<i>pH</i>	<i>Cor</i>	<i>Turbidez</i>	<i>precipitação</i>	<i>lixiviado l/dia</i>
DQO	1,0000							
DBO	0,9945	1,0000						
precipitação	0,5883	0,6429	1,0000					
pH	-0,9717	-0,9483	-0,4521	1,0000				
Cor	0,8684	0,8955	0,8149	-0,7606	1,0000			
Turbidez	0,9098	0,9333	0,5786	-0,8227	0,8959	1,0000		
precipitação	0,5883	0,6429	1,0000	-0,4521	0,8149	0,5786	1,0000	
lixiviado l/dia	0,8684	0,8955	0,8149	-0,7606	1,0000	0,8959	0,8149	1,0000

Fonte: Aldecy de Almeida Santos (2012)

A geração de lixiviado no lisímetro foi observada somente após 3 meses (setembro a novembro de 2010), período inferior ao tempo 6 meses encontrado por Alcântara (2007), que monitorou lisímetros na região nordeste do Brasil, que apresenta precipitação anual inferior. Esta diferença da geração de lixiviado está diretamente ligada ao índice pluviométrico da região, característica do aterro e resíduo aterrado.

Com o aumento do pH ocorreu o inverso com às cargas orgânicas DBO<sub>5</sub> e DQO, precipitação, cor, turbidez e produção de lixiviado. À medida que ocorre a biodegradação dos resíduos sólidos urbanos no lisímetro, reduz-se a quantidade de teor de oxigênio, ocorrendo uma transição de fase das bactérias acidogênicas para metanogênicas, com elevação de pH (BIDONE, 2001).

Verifica-se, também, uma forte correlação entre DQO, DBO<sub>5</sub>, cor, turbidez e a produção de lixiviado. Observa-se ainda que a precipitação apresentou uma correlação média em relação a DBO<sub>5</sub>, DQO e turbidez.

Destaca-se a forte correlação entre a precipitação e a cor do lixiviado, no período de chuva apresentou-se menos concentrada e no período de seca mais concentrada.

Com os resultados obtidos nas correlações a observou-se que as condições climáticas e a composição dos resíduos podem influir consideravelmente na geração e na qualidade físico-química do lixiviado, nas concentrações de microrganismos (hidrolíticos-fermentativos e anaeróbios totais). Estes resultados foram compatíveis com os resultados obtidos em aterros de RSU, conforme Alcântara (2007).

#### e) Temperatura no interior do lisímetro

A temperatura no interior do lisímetro no início do monitoramento registrou valores máximos em torno de 43°C, podendo ser observado, logo após, um decréscimo desses

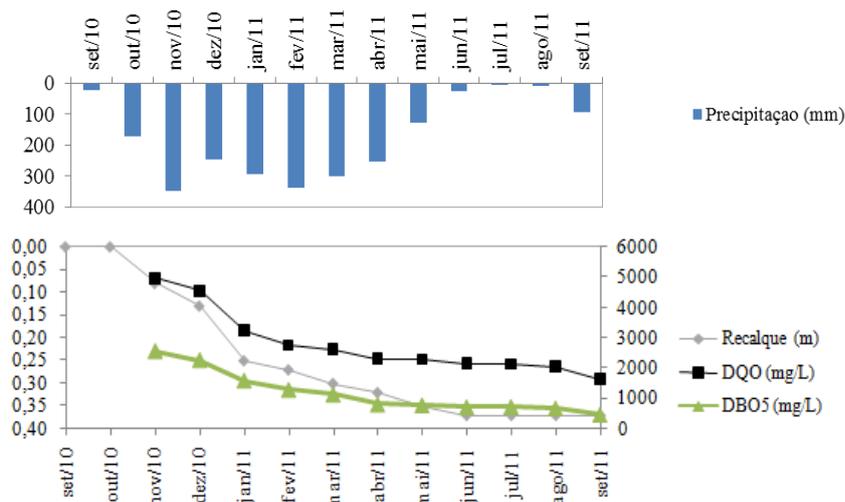
valores. Segundo Meira (2009), este aumento na fase inicial pode estar relacionado provavelmente aos microrganismos aeróbios que, ao degradarem a matéria orgânica a compostos mais simples como  $H_2O$  e  $CO_2$ , liberam calor, pois o processo é exotérmico.

Ao longo do tempo o oxigênio do meio é consumido rapidamente e os grupos predominantemente aeróbios dão lugar a organismos anaeróbios. Contudo, estes novos grupos microbianos têm que se adaptar enzimaticamente a este meio. Nesta mudança de fase há um decréscimo na temperatura devido aos microrganismos anaeróbios gerarem menos calor durante o processo de degradação.

#### f) Recalque

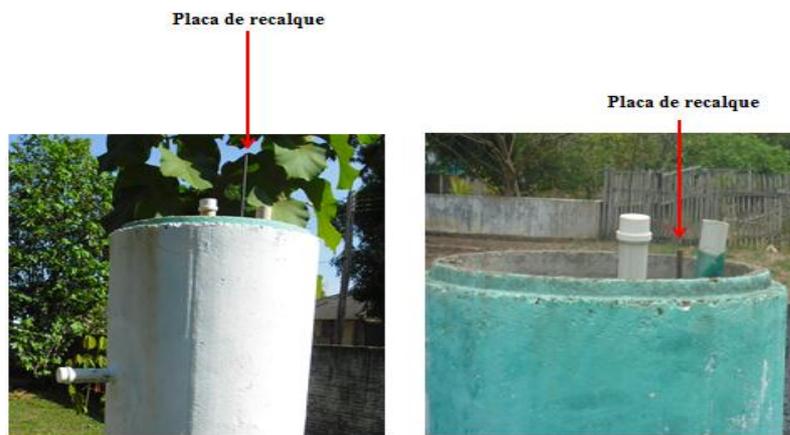
A Figura 23 apresenta o recalque ocorrido a partir do início da operação do lisímetro. Observa-se que aconteceu uma acentuação do recalque no período chuvoso, onde ocorreu também a redução acentuada dos níveis de  $DBO_5$  e DQO.

**Figura 23.** Evolução da precipitação, recalque e DQO,  $DBO_5$  do lisímetro.



Fonte: Aldecy de Almeida Santos (2012)

A deformação do solo no lisímetro foi de 18,97% dentro da faixa de 10% e 30% da altura original do aterro de acordo com várias literaturas (CARVALHO, 1999). Segundo o mesmo autor, se, por um lado, a elevada compressibilidade dos aterros de resíduos sólidos urbanos é problemática, por outro, prolonga a vida útil, possibilitando disposições adicionais (Figura 24).

**Figura 24.** Evolução do recalque no lisímetro

Fonte: Aldecy de Almeida Santos (2011)

### 4.3. Características Físico-Químicas do Lixiviado do Lixão

#### a) características físico-químicas do lixiviado do lixão

Na Tabela 18 são apresentados os resultados da caracterização dos parâmetros físico-químicos e determinações bacteriológicas do Lixão de Humaitá. São apresentados os valores mínimos, máximos, desvio padrão e médias aritméticas e o Número de Determinações (ND).

**Tabela 18.** Parâmetros de caracterização físico-químicos do lixiviado do lixão de Humaitá,AM.

Parâmetros	Mínimo	Máximo	Média	Desvio Padrão	ND
pH	7,13	8,10	-	0,27	46
Cor (mgPt-Co.L <sup>-1</sup> )	992,00	7055,00	3650,57	1594,63	46
Turbidez (UNT)	243,00	728,00	479,26	132,64	46
DBO <sub>5</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )	589,00	1484,00	1009,33	277,33	46
DQO (mg.L <sup>-1</sup> )	2640,00	5487,00	4028,50	974,08	46
Fósforo (mg.L <sup>-1</sup> )	50,70	90,50	70,37	10,23	46
Nitrogênio amoniacal (mg.L <sup>-1</sup> )	940,80	193,70	164,34	330,02	46
Sólidos Totais (mg.L <sup>-1</sup> )	2910,00	4968,00	4126,56	615,77	46

Fonte: Aldecy Almeida dos Santos (2012)

Observa-se que a composição do lixiviado encontra-se semelhantes aos dos principais aterros brasileiros. Esses valores são um indicativo das possíveis variações encontradas nesse efluente para diferentes aterros no Brasil (SOUTO e POVINELLI, 2007).

Essa faixa de pH e os valores de DBO<sub>5</sub> e DQO indicam um lixiviado mais estabilizado e antigo. Devido a evolução da idade do aterro há uma tendência de decaimento das cargas poluidoras em todos os parâmetros analisados (PFEFFER *et al.*, 1986).

Os altos valores de pH medidos nas diversas coletas caracterizam como fase metanogênica. As concentrações de DQO diminuem e aumenta, paulatinamente, a concentração de nitrogênio amoniacal, conforme Segato e Silva (2000). Eles citam ainda que a cor do lixiviado marrom escuro indica a formação de substâncias húmicas e fase metanogênica.

Em relação a DBO<sub>5</sub>/DQO, foi de 0,25, inferior a 0,4, indicando um estado avançado do lixiviado sugerindo um aterro antigo (ROBINSON, 1989). Santos (2003) verificou que a relação DQO/DBO<sub>5</sub> variou entre 2 e 6, com média em torno de 3, estando em concordância com os dados de Bila *et al.* (2001) para lixiviados de aterros com essa idade aproximadamente (mais de 12 anos).

Esta relação de DQO/DBO<sub>5</sub> tende aumentar simultaneamente com a idade do aterro devido a redução da fração orgânica que mais rapidamente é degradada, podendo ser um indicativo que processos biológicos seriam cada vez menos efetivos para o tratamento de chorume (SANCINETTI *et al.*, 2001).

Berrueta *et al.* (1996); Santos *et al.* (2003a) avaliaram a biodegradabilidade de chorume de aterro antigo (12 anos) detectando que apenas 40 - 50% do material orgânico seria biodegradável. Percebe-se, entretanto, que a dificuldade para o tratamento de chorume não reside apenas para aqueles lixiviados mais antigos. Mesmo os chorumes mais jovens podem apresentar problemas operacionais para sistemas biológicos de tratamento, em função da variabilidade de suas características físico-químicas, das altas cargas biológicas, das altas concentrações de metais alcalinos e pesados, compostos halogenados, nitrogenados e deficiências nutricionais.

Os sólidos totais aumentaram consideravelmente no período de seca devido ao aumento da concentração do lixiviado, fato este, também observado na caracterização do lixiviado da Muribeca, de acordo com Santos (2003).

Os valores de nitrogênio e fósforo sofreram pouca alteração no período de estudo provavelmente pela natureza e idade dos resíduos em avançado estado de decomposição (SEGATO e SILVA, 2000; SANTOS, 2003).

#### b) Características bacteriológicas do lixiviado do lixão

Os resultados das análises microbiológicas mostraram-se muito similares aos dados observados em outros Lixões e aterros sanitários (SANTOS, 2003). Esse lixiviado mostra um potencial de contaminação microbiana e poluição ambiental. Na Tabela 19 apresentam-se os valores obtidos das caracterizações microbiológicas realizadas no lixiviado do lixão de Humaitá.

**Tabela 19.** Exames microbiológicos do lixiviado do lixão de Humaitá.

Parâmetros	Mínimo	Máximo	Média	Desvio Padrão	ND
Coliformes Totais	$2,5 \times 10^5$	$8,8 \times 10^7$	$2,3 \times 10^7$	$2,1 \times 10^8$	9
Coliforme <i>E. Coli</i>	$1,4 \times 10^4$	$7,2 \times 10^6$	$1,8 \times 10^6$	$2,4 \times 10^6$	9

Fonte: Aldecy de Almeida Santos (2012)

#### **4.4. Geração de Lixiviado no Lisímetro e sua Estimativa pelo Método Suíço**

Na Tabela 20 pode-se verificar a influência dos índices pluviométricos na quantidade gerada de lixiviado. O início e a maior geração foi no período de chuva (inverno) que se estende de novembro de 2010 a abril de 2011.

**Tabela 20.** Produção do lixiviado no lisímetro.

<b>Mês</b>	<b>Lixiviado (L)</b>	<b>Estimativa pelo Método Suíço (L)</b>
Set-10	0	4,27
Out-10	0	33,12
Nov-10	27,94	67,72
Dez-10	19,70	47,74
Jan-11	23,43	56,79
Fev-11	26,98	65,39
Mar-11	24,15	58,52
Abr-11	20,11	48,75
Mai-11	10,17	24,66
Jun-11	1,90	4,61
Jul-11	0,46	1,10
Ago-11	0,58	1,39
Set-11	7,36	17,85
<b>Total</b>	<b>162,78</b>	<b>431,90</b>

Fonte: Aldecy de Almeida Santos (2012)

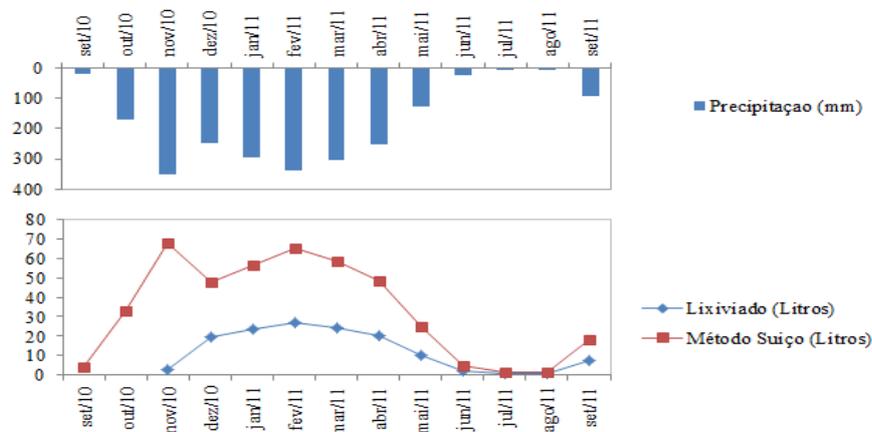
A geração de lixiviados foi aumentando proporcionalmente com a precipitação (LEMA *et al.*, 1998; BARROS, 2004; ALCÂNTARA, 2007).

No período de estiagem, que foi de maio de 2011 a setembro de 2011, o clima é relativamente quente, com pouca precipitação, reduzindo a produção de lixiviados (BARROS, 2004; ALCÂNTARA, 2007). Lema *et al.* (1998) já relataram a forte influência da precipitação no aumento da produção de lixiviados e nas suas características, devido às variações climáticas locais da região sobre a concepção e operação do aterro.

A Figura 25 apresenta a precipitação anual e a evolução da geração de lixiviado no lisímetro e também a sua estimativa pelo Método Suíço. O Método Suíço estimou um valor de 254,27% superior ao lixiviado produzido no lisímetro. Barros (2004), estudando o Método Suíço, encontrou resultados de 39% com erro aproximadamente mais próximos em relação aos lisímetro.

Este resultado mostra que o método empírico foi falho na previsão da quantidade de lixiviado no lisímetro.

**Figura 25.** Precipitação anual, evolução da geração de lixiviado no lisímetro e de sua estimativa pelo Método Suíço.

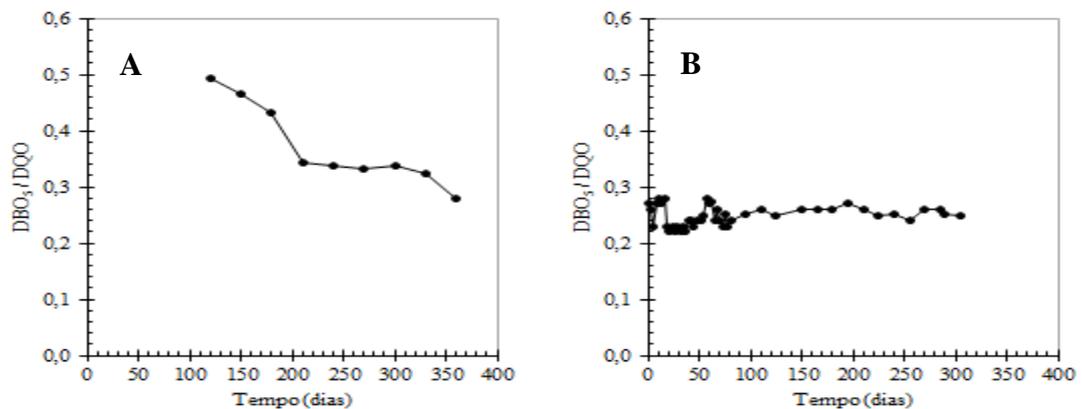


Fonte: Aldecy de Almeida Santos (2012)

#### 4.5. Desempenho de Reator UASB Tratando Lixiviados com Diferentes Idades

De acordo com a Figura 26 observou-se que o lixiviado do Lisímetro “novo” apresentou uma relação  $0,4$  de  $DBO_5/DQO$ , superior ao  $0,25$  do Lixiviado do Lixão “antigo”. Também nota-se a tendência de redução da relação  $DBO_5/DQO$  no lixiviado do Lisímetro.

**Figura 26.** (A) Evolução da relação  $DBO_5/DQO$  no Lisímetro; (B) Relação  $DBO_5/DQO$  no lixiviado do Lixão.



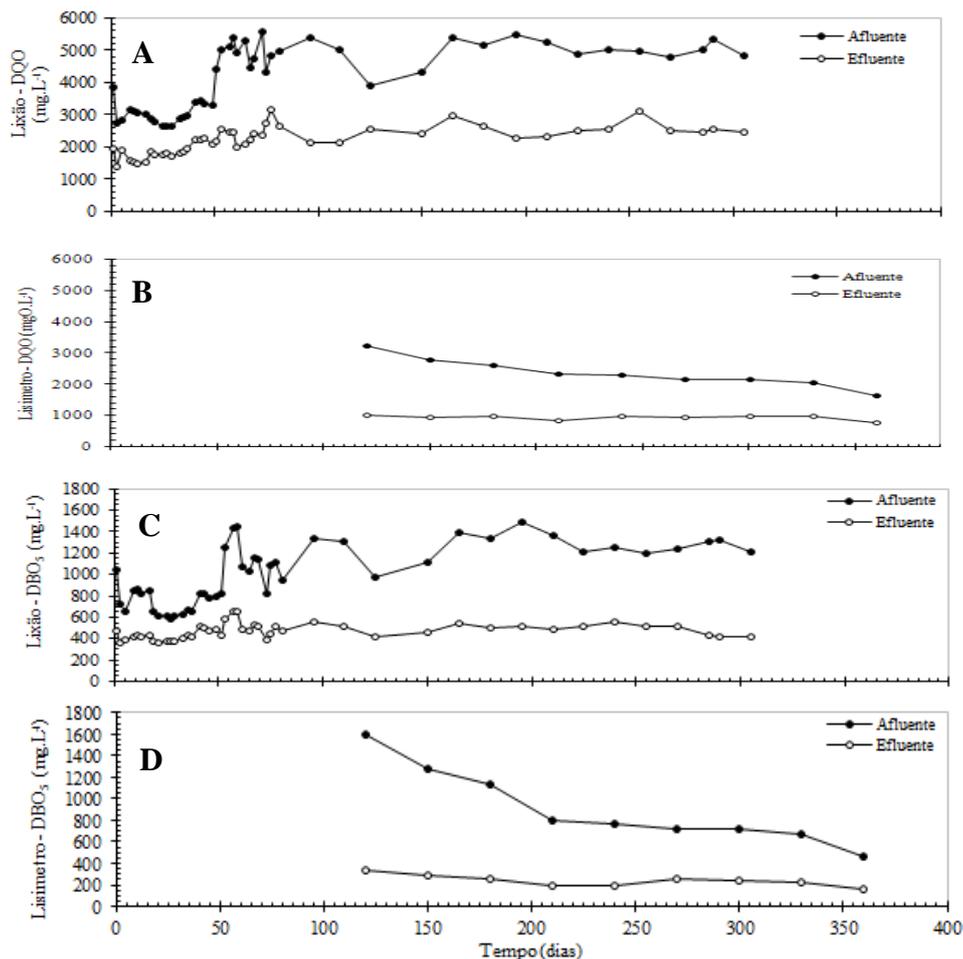
Fonte: Aldecy Almeida dos Santos (2012)

Pode ser observado, na Figura 27, que a relação  $DBO_5/DQO$ , diminuem com o aumento da idade do lisímetro, devido a redução da fração orgânica que é rapidamente degradada, também pela diluição da matéria orgânica e elevada temperatura da região. Esses resultados indicam que os processos biológicos seriam cada vez menos efetivos devido ao aumento gradativo dos materiais recalcitrantes no lixiviado dificultando o tratamento (MONTEIRO, 2003).

Estudos de Qasim e Burchinal (1970) demonstraram que concentrações de substâncias orgânicas (COT, DQO e  $DBO_5$ ) e relações  $DBO/DQO$ , são geralmente elevadas durante os estágios mais ativos (iniciais) de decomposição e gradualmente tendem a reduzir conforme o aterro se estabiliza organicamente.

Na Figura 27 são apresentados os valores da DQO e  $DBO_5$ , afluentes e efluentes do lixiviado do reator UASB.

**Figura 27.** Variação dos parâmetros: (A) DQO Lixão; (B) DQO Lisímetro; (C)  $DBO_5$  Lixão; (D)  $DBO_5$ . Afluente e efluente do reator UASB.



**Fonte:** Aldecy Almeida dos Santos (2012)

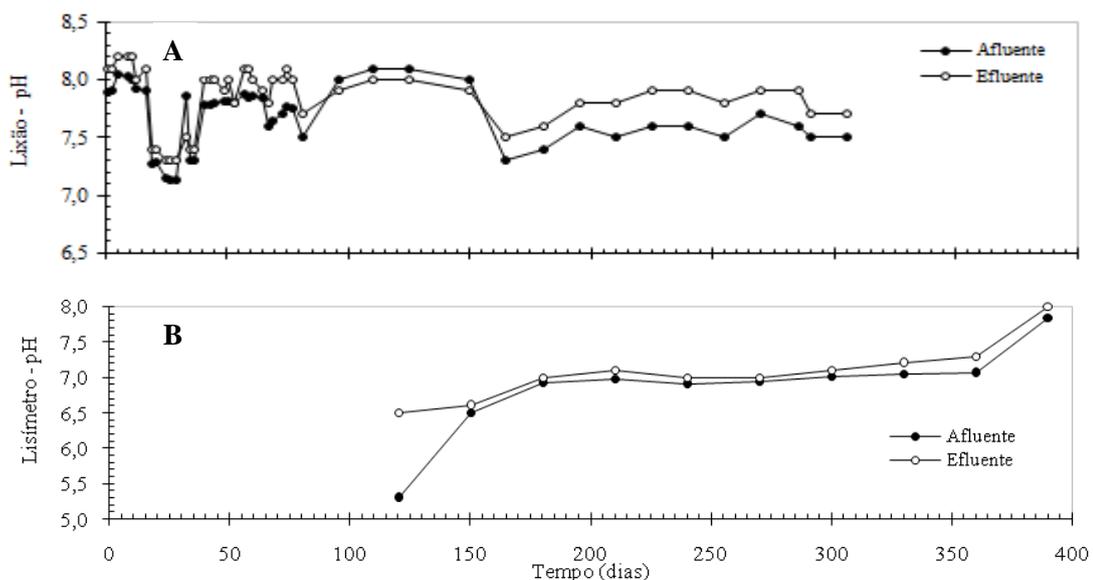
O efluente tratado no reator UASB, proveniente do Lisímetro, apresentou uma eficiência superior ao do lixiviado do Lixão, com valor de DBO<sub>5</sub> e DQO de 72,3% e 60,5%, respectivamente, enquanto o reator UASB com lixiviado do Lixão apresentou eficiência de remoção de DBO<sub>5</sub> e DQO de 51,40% e 43,88%, respectivamente.

Os lixiviados de aterros sanitários “velhos” podem não conduzir a bons resultados quando tratados em reatores anaeróbios, em função, talvez, da baixa concentração de matéria orgânica de fácil degradação (ácidos voláteis) ou da presença de substâncias tóxicas (nitrogênio amoniacal), que podem inibir o processo.

Os valores da DBO<sub>5</sub> dos efluentes tratados no reator UASB, provenientes tanto do Lisímetro quanto do Lixão, se apresentaram mais elevados que aqueles preconizados pela Resolução CONAMA nº 430/11. Apesar da grande remoção de DBO<sub>5</sub> e DQO, alcançada durante toda a fase experimental, o efluente final ainda necessita de pós-tratamento.

Segundo Speece (1996), as bactérias anaeróbias metanogênicas são consideradas sensíveis ao pH, isto é, o crescimento ótimo ocorre em faixa relativamente estreita de pH entre 6,5 e 8,5. Nessa faixa de crescimento ótimo foi operado o reator UASB estudado (Figura 28). Os efluentes do reator UASB, tanto do Lixão quanto do Lisímetro, aumentaram o pH, provavelmente pelos cátions geradores de alcalinidade, como íons de nitrogênio amoniacal provenientes da degradação de proteínas.

**Figura 28.** Variação de pH: (A) Lixão; e (B) Lisímetro. Afluente e efluente do reator UASB.

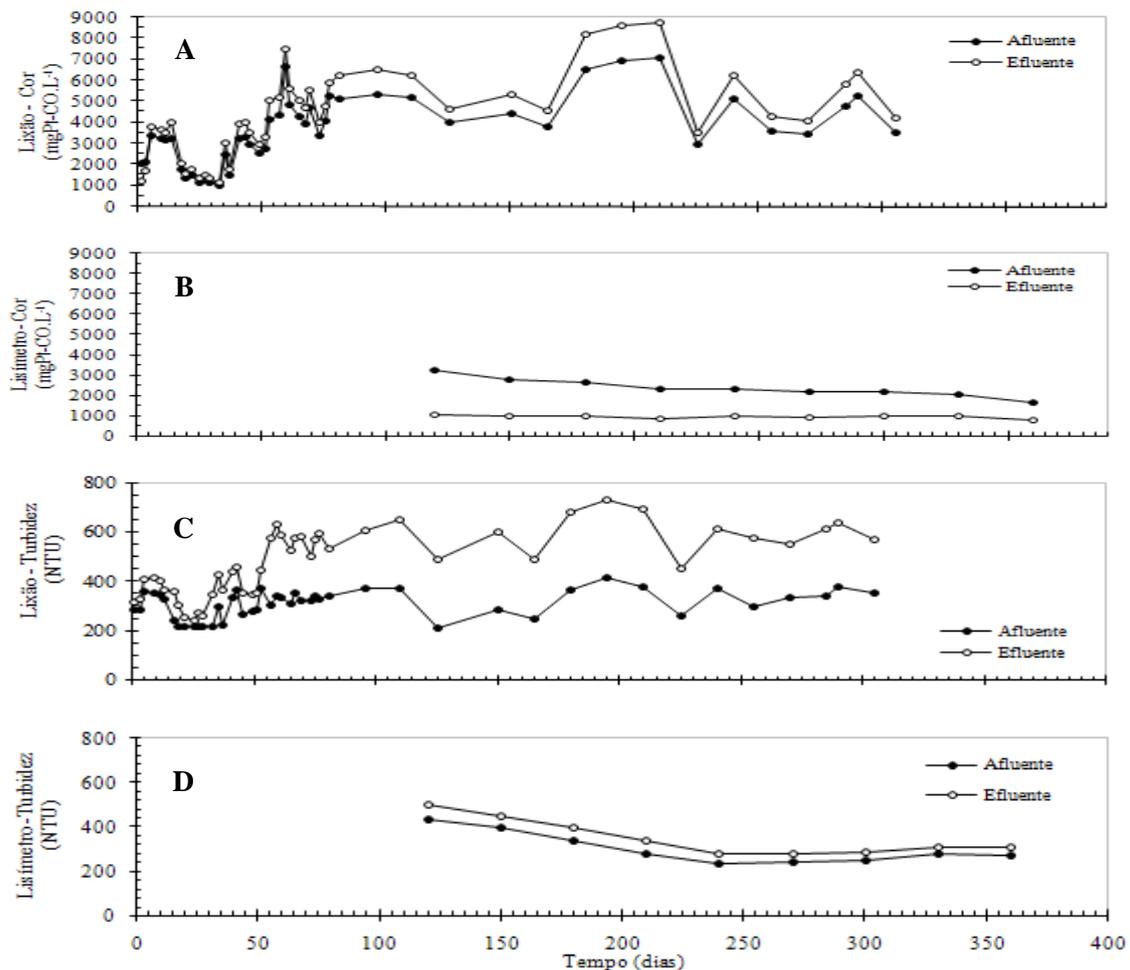


**Fonte:** Aldecy Almeida dos Santos (2012)

No estudo observou-se uma pequena variação no pH, demonstrando uma boa capacidade de tamponamento do sistema, a qual pode ser definida como a capacidade de uma solução em evitar mudanças bruscas no pH (CAMPOS, 1999).

A cor e a turbidez do efluente do reator UASB apresentaram-se um pouco superior, tanto no efluente do Lixão quanto do Lisímetro, provavelmente pelos sólidos dissolvidos e em suspensão do reator arrastado pela velocidade da bomba (Figura 29).

**Figura 29.** Variação dos parâmetros: (A) Cor, Lixão; (B) Cor, Lisímetro; (C) Turbidez, Lisímetro; e (D) Turbidez, Lixão. Afluente e efluente do reator UASB.



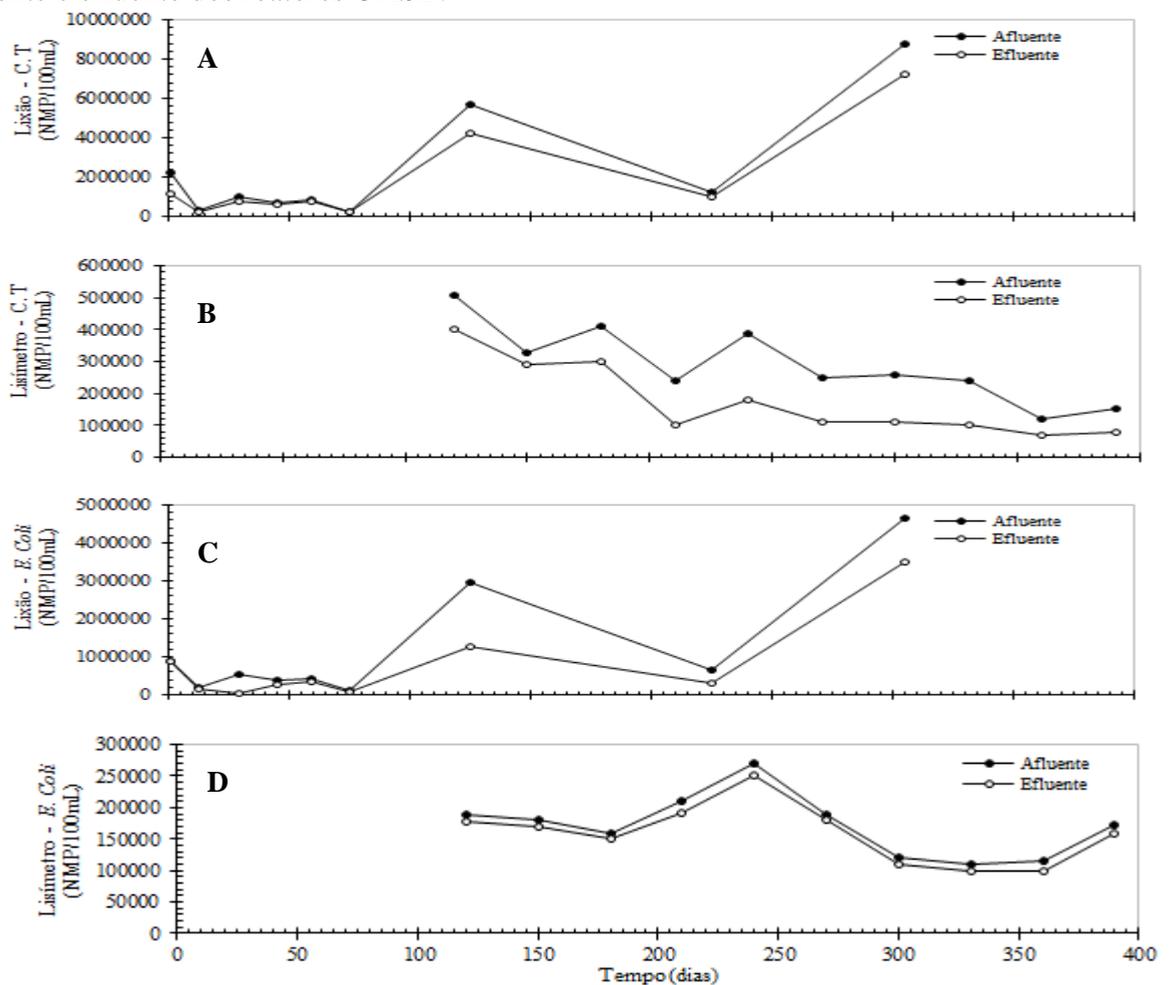
**Fonte:** Aldecy Almeida dos Santos (2012)

Segundo Santos (2003), este fato se deve provavelmente ao arraste de material particulado mais fino do lodo e pela quebra de compostos de maior cadeia em outros de menor cadeia e mais solúveis, com resultado afluente da ordem de 620 (NTU), enquanto a entrada continuou na faixa de variação normal de 80-250 (NTU). Awuah e Abrokwa (2008) encontraram pouca eficiência na remoção de turbidez em reator UASB. Os parâmetros de cor

e turbidez efluente do reator UASB encontraram-se superiores aos estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 430/11, necessitando de pós-tratamento.

Na Figura 30, as concentrações de Coliformes Totais (CT) nos efluentes do reator UASB apresentaram uma redução média geométrica entre um e dois unidades logarítmicas. Calijuri (2009) também observou como esperado, a remoção de coliformes mostrou-se limitada: 87% ( $0,89 \log_{10}$ ) para coliformes totais. De acordo com Evangelista (2002) o reator UASB mesmo com remoção bacteriana de CT, o efluente não enquadrava nos padrões de irrigação irrestrita da OMS para coliformes (1000 CF/100mL).

**Figura 30.** Variação das concentrações de coliformes totais e *E. coli*: (A) Coliformes totais do lixão; (B) Coliformes totais do lisímetro; (C) *E. coli* do Lixão; e *E. coli* do lisímetro. Afluente e efluente dos reatores UASB.



**Fonte:** Aldecy de Almeida Santos (2012)

Com relação à eficiência média de remoção de *E. coli*, constatou-se um valor típico para o reator UASB de uma unidade logarítmica. Este valor também foi observado por

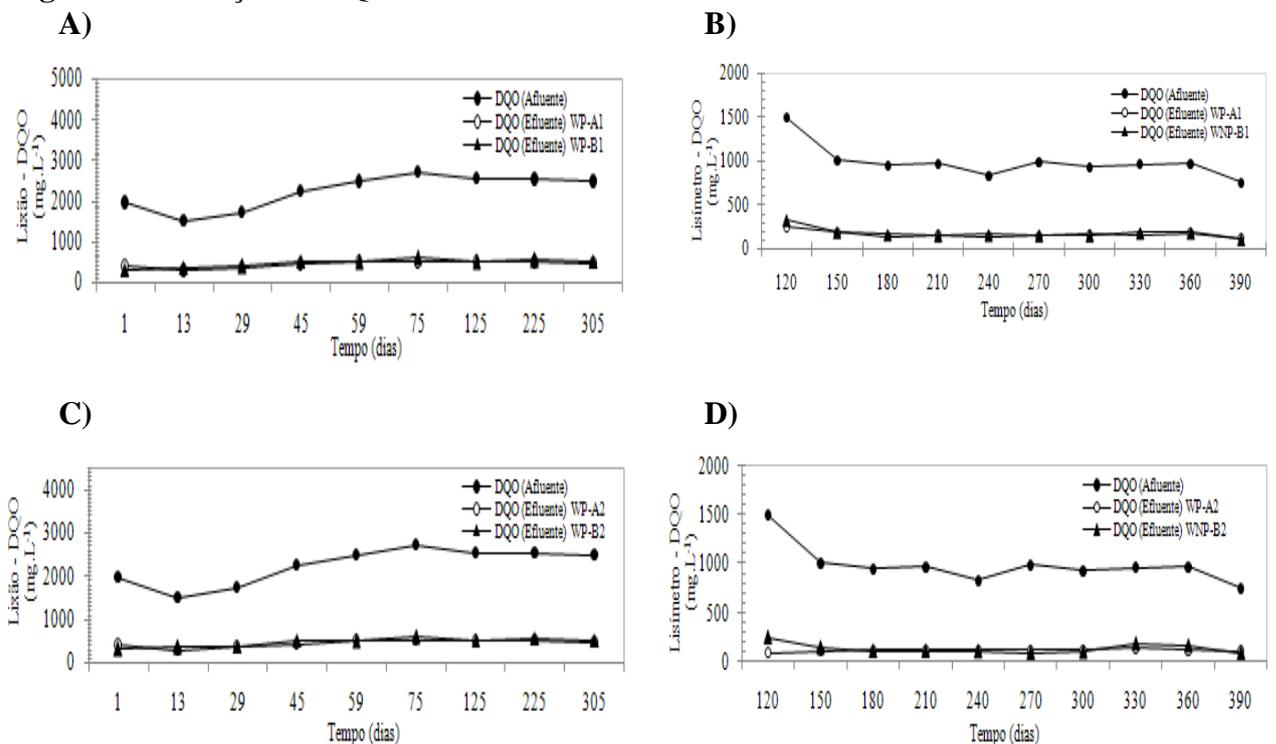
Calijuri (2009), com redução de 67% ( $0,48 \log_{10}$ ) para *E. coli*. Evangelista *et al.* (2002) encontraram uma eficiência de remoção de coliformes fecais de 4,2 unidades logarítmicas. Segundo os mesmos autores para o tempo de permanência ( $\sim 12h$ ) no reator, a taxa de remoção de *E. Coli* pode ser considerada alta.

## 4.4. Wetlands Construídos

### 4.4.1. Wetlands Construído tratando o efluente do Lixiviado do Lixão e lisímetro

A Figura 31 apresenta a evolução da redução de DQO no efluente do lixiviado do reator UASB (Lixão e Lisímetro). A eficiência da remoção da DQO do efluente do Lisímetro do reator UASB foi de 80,74%, 78,90%, 80,49% e 78,88% para *Wetland* Plantado-A1 (WP-A1), *Wetland* Não Plantado-A1 (WNP-A1), *Wetland* Plantado-A2 (WP-A2) e *Wetland* Não Plantado B2 (WNP-B2), respectivamente.

**Figura 31.** Variação de DQO do efluente do lixiviado do Lixão e do Lisímetro



**Legenda:** (A) e (C) DQO afluente - Lixão, DQO efluente do *Wetland* Plantado A1 - Lixão (WP-A1) e DQO efluente *Wetland* Não Plantado B1 - Lixão (WNP-B1); (B) e (D) DQO afluente Lisímetro, DQO efluente *Wetland* Plantado A2 - Lisímetro (WP-A2) e DQO efluente *Wetland* Não Plantado B2 - Lisímetro (WNP-B2).

**Fonte:** Aldecy de Almeida Santos

A eficiência da remoção da DQO do efluente do Lisímetro do reator UASB foi de 83,90%, 82,31%, 87,39% e 85,94% para *Wetland* Plantado-A1 (WP-A1), *Wetland* Não Plantado-A1 (WNP-A1), *Wetland* Plantado-A2 (WP-A2) e *Wetland* Não Plantado B2 (WNP-B2), respectivamente.

O efluente do *Wetlands* do Lisímetro apresentou a melhor remoção de DQO comparado com o efluente do Lixão. Observamos também que os *Wetlands* Plantado tanto do Lixão quanto do Lisímetro, apresentaram a melhor eficiência na remoção de DQO pela filtração através das zonas de raízes e maior acúmulo de biofilmes.

Kadlec e Knight (1996) constatam que *Wetlands* de fluxo superficial podem remover até 90% de DQO tratando águas residuárias domésticas, num período de 07 dias de detenção. Os valores estatísticos ANOVA dos *Wetlands* Plantados e *Wetlands* Não Plantados tratando o efluente do Lixiviado do Lixão e de Lisímetro estão apresentados na Tabela 21 (Anexo).

O teste estatístico ANOVA do efluente do Lixão mostrou diferenças significativas ( $p > 0,05$ ) nos *Wetlands* Plantados e *Wetlands* Não Plantados. Sendo assim, verificou-se uma diferença estatística entre: A) WP-A1 $\neq$ WP-A2; B) WP-A1 $\neq$ WNP-B1; C) WP-A1 $\neq$ WNP-B2; D) WP-A2 $\neq$ WNP-B1; E) WP-A2 $\neq$ WNP-B2; e F) WNP-B1 $\neq$ NP-B2. Mesmo com essa diferença estatística entre *Wetlands*, o efluente produzido no sistema *Wetland* Plantado apresentou valores de DQO um pouco inferiores que o Não Plantado.

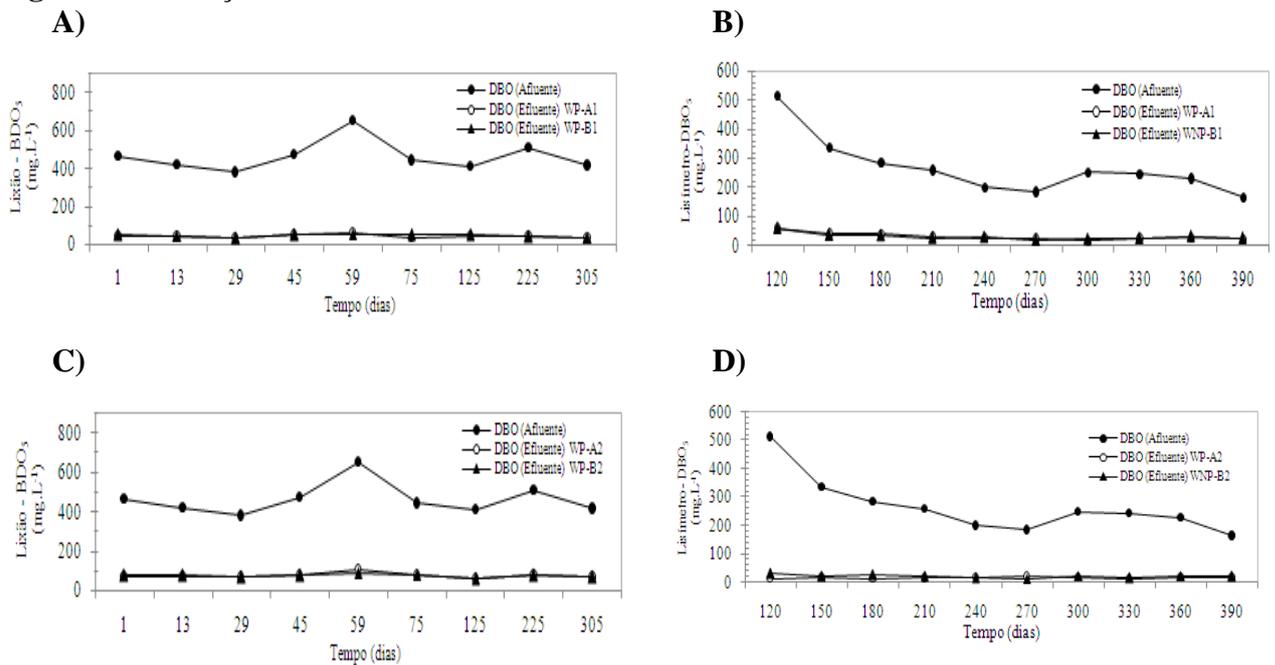
O teste estatístico ANOVA do efluente do Lisímetro não mostrou diferenças significativas ( $p > 0,05$ ) nos *Wetlands* Plantados G) WP-A1=WP-A2. Verificou-se uma diferença estatística entre: H) WP-A1 $\neq$ WNP-B1; I) WP-A1 $\neq$ WNP-B2; J) WP-A2 $\neq$ WNP-B1; K) WP-A2 $\neq$ WNP-B2; e L) WNP-B1 $\neq$ NP-B2. Mesmo com essa diferença estatística entre *Wetlands*, o efluente produzido no sistema *Wetland* Plantado apresentou valores de DQO um pouco inferiores que o Não Plantado.

Sousa *et al.* (2004), verificaram uma eficiência de remoção de DQO nos *Wetlands* na faixa de 79 a 84%, não observando diferenças significativas ( $p < 0,05$ ) entre os sistemas *Wetlands* Plantados e o Não Plantado. Neste sentido, a presença de macrófitas (*Juncus spp*) no sistema pouco influenciou na remoção de matéria orgânica.

Sousa *et al.* (2000), obtiveram, durante o monitoramento de *Wetlands* (*Juncus spp*) no período de vinte e seis semanas de operação, eficiências médias de remoção de matéria orgânica (DQO) entre 76 e 84%, para cargas aplicadas variando de 6,58 a 14,2 g DQO m<sup>-2</sup> dia<sup>-1</sup>.

A Figura 32 apresenta a eficiência da remoção de  $\text{DBO}_5$  do efluente do reator UASB (Lixão) de 90,89%, 84,10%, 90,21% e 83,67% para *Wetland* Plantado-A1 (WP-A1), *Wetland* Não Plantado-A2 (WNP-A2), *Wetland* Plantado-A2 (WP-A2) e *Wetland* Não Plantado B2 (WNP-B2), respectivamente. Sistemas de *Wetlands* Construídos utilizando cascalhos como substrato, com macrófitas (*Juncus spp*), foram estudados por Marques (1999), que obteve remoção, em termos de  $\text{DBO}_5$ , de 74 a 96%, cujos dados confirmam a eficiência na remoção de material orgânico.

**Figura 32.** Variação de  $\text{DBO}_5$  do efluente do lisímetro do lixiviado do Lixão e do Lisímetro



**Legenda:** (A) e (C)  $\text{DBO}_5$  afluente - Lixão,  $\text{DBO}_5$  efluente do *Wetland* Plantado A1 - Lixão (WP-A1) e  $\text{DBO}_5$  efluente *Wetland* Não Plantado B1 - Lixão (WNP-B1); (B) e (D)  $\text{DBO}_5$  afluente Lisímetro,  $\text{DBO}_5$  efluente *Wetland* Plantado A2 - Lisímetro (WP-A2) e  $\text{DBO}_5$  efluente *Wetland* Não Plantado B2 - Lisímetro (WNP-B2).

**Fonte:** Aldecy de Almeida Santos

Consta-se na Figura 32, eficiências de remoção de  $\text{DBO}_5$  do efluente do reator UASB (Lisímetro) de 91,13%, 87,70%, 92,52% e 88,40% para *Wetland* Plantado-A1 (WP-A1), *Wetland* Não Plantado-A2 (WNP-A2), *Wetland* Plantado-A2 (WP-A2) e *Wetland* Não Plantado B2 (WNP-B2), respectivamente. O efluente do Lisímetro apresentou uma melhor eficiência que o efluente do Lixão, provavelmente pela recalitrância do lixiviado do Lixão. Verificou-se que os *Wetlands* Plantados apresentaram melhor eficiência na remoção de  $\text{DBO}_5$ .

As bactérias heterótrofas, comumente encontradas em águas naturais e nas que recebem matéria orgânica, proliferam no substrato, formando um biofilme que promove a autodepuração do efluente. Na degradação biológica dos constituintes orgânicos dos esgotos e

na eliminação de patógenos em “wetlands” artificiais, o substrato e as raízes das macrófitas têm papel crucial (HAGENDORF *et al.*, 2000).

Ormond (2012) avaliou em escala experimental 5 unidades de *Wetlands* Construídos de fluxo horizontal subsuperficial, tratando o efluente de uma lagoa de maturação operando em escala real, localizada no município de Cuiabá-MT. Foi usada como material de enchimento areia grossa com percentagem de finos (siltes e argilas) igual a 13,84%, e quatro leitos plantados com *Zea maiz*, *Canna indica*, *Canna x generallis*, *Colocassia esculenta* e canteiro controle (não vegetado) respectivamente. Foram encontradas remoções médias entre 44,34 e 50,92 % para DBO<sub>5</sub> nos sistemas de *Wetlands*.

Green *et al.* (1997) utilizaram “Wetlands” e conseguiram redução de DBO<sub>5</sub> de 12,9mg/L (15,6 – 2,7mg/L) , ao longo de 5 dias, em período seco (em maio de 1995), em Leek Wootton - EUA. A remoção média dos dois dias chuvosos no mesmo mês foi de 15,4mg/L (18 – 2,6mg/L).

Rodolfo e Lourde (1999) verificaram eficiências de remoção de matéria orgânica, em termos de DBO<sub>5</sub>, de 89,2%, em *Wetlands* Construídos com o emprego de areia grossa de alta permeabilidade como solos filtrantes e suporte para macrófitas aquáticas como taboas (*Thypha spp.*), junco (*Juncaceae sellovianus*) e lírio-do-brejo (*Hedychium coronarium*).

Os valores estatísticos ANOVA dos *Wetlands* Plantados e *Wetlands* Não Plantados tratando o efluente (DBO<sub>5</sub>) do Lixiviado do Lixão e Lisímetro estão apresentados na Tabela 22 (Anexo).

O teste estatístico ANOVA com lixiviado efluente do Lixão mostrou diferença significativa ( $p > 0,05$ ) nos *Wetlands* Plantados (WP-A1=WP-A2) e *Wetlands* Não Plantados (WP-B1≠WNP-B2). Os *Wetlands* Plantados e *Wetlands* Não Plantados para os efluentes do Lixão e do Lisímetro não mostraram diferença significativa ( $p < 0,05$ ). Mesmo com ou sem essas diferenças estatísticas entres *Wetlands*, o efluente produzido nos *Wetlands* Plantados apresentou valores de DBO<sub>5</sub> um pouco inferiores que os dos Não Plantados provavelmente pela função da rizosfera juntamente com o leito e o biofilme microbiano, na retenção de matéria orgânica, o que fez aumentar a porcentagem de remoção no tanque vegetado.

Costa *et al* (2003) verificaram que os valores de 88% para os tanques vegetados (*Typha spp*) e 76% para o não vegetados (tanque controle) não apresentaram diferenças significativas na eficiência de remoção da DBO<sub>5</sub>. Os autores trataram água poluída de um rio por sistemas de *Wetlands*, sendo o sistema vegetado com a espécie. Isso se deve ao

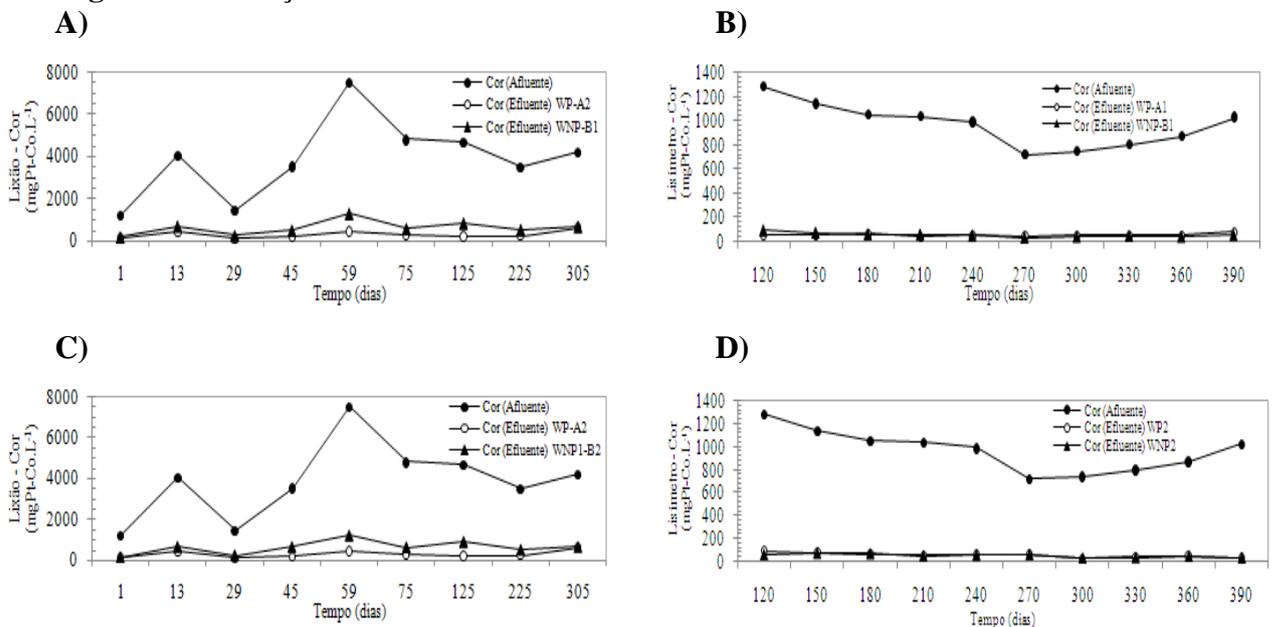
fato que o biofilme cumpre também uma função adicional: a biodegradação de parte dessa matéria orgânica.

Ormond (2012) avaliou *Wetlands* utilizando como material de enchimento areia grossa com percentagem de finos (siltes e argilas) igual a 13,84%, e quatro leitos plantados com *Zea maiz*, *Canna indica*, *Canna x generallis*, *Colocassia esculenta* e canteiro controle (não vegetado). Foram encontradas remoções médias entre 44,34% e 50,92% para DBO<sub>5</sub>. Quanto à eficiência de remoção de DBO<sub>5</sub> em função das taxas de cargas orgânicas aplicadas, os leitos vegetados apresentaram tendências de serem mais eficientes quando sujeitos às maiores taxas, se comparados ao leito não vegetado.

O efluente esta de acordo com a Resolução nº 430/11 do Conama, que estabelece 120 mg.L<sup>-1</sup> para DBO<sub>5</sub>.

A Figura 33 apresenta a evolução da redução da cor do efluente do reator UASB (Lisímetro). A eficiência da remoção foi de 93,51%, 84,35%, 92,64% e 84,73% para *Wetland* Plantado-A1 (WP-A1), *Wetland* Não Plantado-B1 (WNP-B1), *Wetland* Plantado-A2 (WP-A2) e *Wetland* Não Plantado B2 (WNP-B2), respectivamente.

**Figura 33.** Variação de cor do efluente dos *Wetlands*



**Legenda:** Variação de Cor do lisímetro: (A) e (C) Cor afluente - Lixão, Cor efluente do *Wetland* Plantado A1 - Lixão (WP-A1) e Cor efluente *Wetland* Não Plantado B1 - Lixão (WNP-B1); (B) e (D) Cor afluente Lisímetro, Cor efluente *Wetland* Plantado A2 - Lisímetro (WP-A2) e Cor efluente *Wetland* Não Plantado B2 - Lisímetro (WNP-B2).

**Fonte:** Aldecy de Almeida Santos

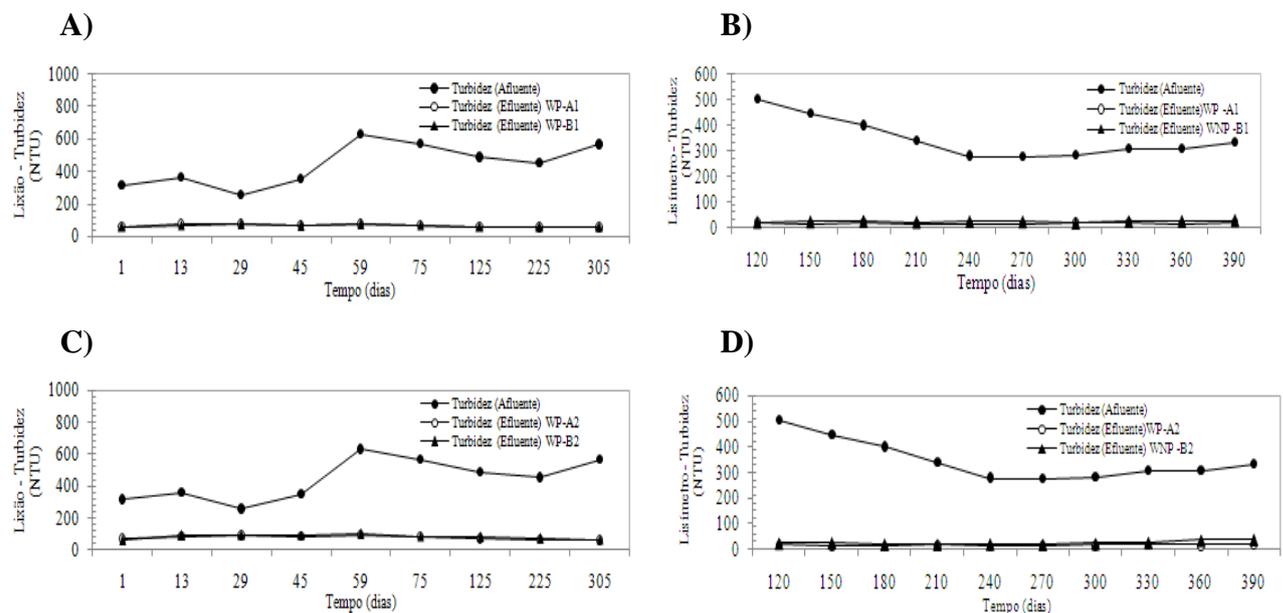
A Figura 33 apresenta, também a evolução da redução da cor do efluente do reator UASB do Lixão. A eficiência da remoção foi de 92,24%, 94,47%, 96,61% e 96,41% para

*Wetland* Plantado-A1 (WP-A1), *Wetland* Não Plantado-B1 (WNP-B1), *Wetland* Plantado-A2 (WP-A2) e *Wetland* Não Plantado B2 (WNP-B2), respectivamente. Observamos que O efluente do Lixão e Lisímetro apresentaram cor dentro da faixa recomendada de 75 mgPt-Co.L<sup>-1</sup> da resolução CONAMA nº 430/11.

O efluente produzido nos *Wetlands* Plantados apresentou valores de cor um pouco inferiores que os Não Plantado provavelmente pela função da rizosfera juntamente com o leito e o biofilme microbiano, na retenção de matéria orgânica, o que fez aumentar a porcentagem de remoção no tanque vegetado.

A Figura 34 apresenta a evolução da turbidez do reator UASB (Lixão). A eficiência da remoção foi de 83,75%, 80,79%, %, 84,15% e 79,95% para *Wetland* Plantado-A1 (WP-A1), *Wetland* Não Plantado-B1 (WNP-B1), *Wetland* Plantado-A2 (WP-A2) e *Wetland* Não Plantado B2 (WNP-B2), respectivamente.

**Figura 34.** Variação de turbidez do efluente dos *Wetlands*



Variação de Turbidez do lisímetro: (A) e (C) Turbidez afluente - Lixão, Turbidez efluente do *Wetland* Plantado A1 - Lixão (WP-A1) e Turbidez efluente *Wetland* Não Plantado B1 - Lixão (WNP-B1); (B) e (D) Turbidez afluente Lisímetro, Turbidez efluente *Wetland* Plantado A2 - Lisímetro (WP-A2) e Turbidez efluente *Wetland* Não Plantado B2 - Lisímetro (WNP-B2).

**Fonte:** Aldecy de Almeida Santos

A Figura 34 apresenta a evolução da turbidez do reator UASB (Lisímetro). A eficiência da remoção foi de 94,25%, 93,06%, 94,76% e 92,45% para *Wetland* Plantado-A1 (WP-A1), *Wetland* Não Plantado-B1 (WNP-B1), *Wetland* Plantado-A2 (WP-A2) e *Wetland* Não Plantado B2 (WNP-B2), respectivamente.

Os *Wetlands* construídos foram bastante efetivos na remoção de sólidos em suspensão e, conseqüentemente, da turbidez. Esse sucesso é devido, principalmente, a processos físicos que retêm desde colóides a partículas milimétricas contidas no efluente. O meio suporte de pedras torna-se mais efetivo com o desenvolvimento do sistema de raízes das plantas no processo de filtração do efluente. Após retidos na matriz porosa, a parte orgânica dos sólidos em suspensão sofre a ação de microrganismos e se torna solúvel. O desenvolvimento das raízes no meio também estabiliza o leito, evitando a formação de caminhos preferenciais de fluxo, que afetariam muito a eficiência do tratamento.

Ormond (2012) verificou uma remoção de turbidez de 83,88%, com as maiores eficiências sendo observadas nos leitos vegetados, demonstrando assim a influência que as zonas de raízes podem desempenhar no tratamento de efluentes.

Os substratos do leito (argilas, brita e palha de arroz), biofilme e as raízes das macrófitas contribuíram para remoção dos sólidos em suspensão do afluente, reduzindo a turbidez, que apresentou valor inferior a 100 NTU, dentro da faixa estabelecida na resolução CONAMA nº 430/11.

## 5. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

### 5.1. Conclusões

Com base nos resultados do trabalho, pôde-se concluir que devido ao clima mais quente e úmido da região, a decomposição da matéria orgânica dos resíduos no lisímetro, acelerou a fase ácida, alcançando a fase metanogênica mais rapidamente elevando o pH e reduzindo continuamente com o tempo a DBO<sub>5</sub>, DQO, nitrogênio total, fósforo, cor, turbidez e coliformes.

O efluente tratado no reator UASB, proveniente do Lisímetro, apresentou uma eficiência superior de remoção de DBO<sub>5</sub> e DQO que o lixiviado do Lixão. Este resultado indica que a baixa concentração de matéria orgânica de fácil degradação do lixiviado “velho” dificulta o tratamento em reator UASB.

Os *Wetlands* Construídos apresentaram boa eficiência na remoção de matéria orgânica (DBO<sub>5</sub> e DQO), e apresentaram pouca diferença entre *Wetlands* Plantados com macrófitas e o Não Plantado.

Em relação a eficiência de remoção de cor e turbidez os WP e WNP promoveram efluentes finais de boa qualidade e de acordo com a legislação, tornando possível seu lançamento em corpos d'água ou a sua reutilização na irrigação.

## 5.2. Recomendações

- Implantar normas e/ou leis para aumentar a vida útil dos produtos;
- Implantar normas e/ou leis para as fábricas reduzirem os resíduos tecnológicos;
- Ressaltar a necessidade de que outros sejam feitos visando ao tratamento de outros poluentes presentes em lixiviados (exemplo de íons metálicos e poluentes emergentes).
- Estudar os reatores UASB com vários Tempo de Detenção Hidráulica no tratamento de diferentes idades de lixiviados;
- Avaliar vários tipos meio filtrantes no *Wetland* construído de fluxo vertical;

## 6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICA

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. Norma Brasileira. NBR 8849/1985: Apresentação de projetos de aterros controlados de resíduos sólidos urbanos – Rio de Janeiro, 1985.

ABRELPE. Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil. 2011. Disponível em: <http://www.abrelpe.com.br>. Acesso em: 20 de setembro de 2012.

ALCÂNTARA, P. B. Avaliação da influência da composição de resíduos sólidos urbanos no comportamento de aterros simulados. Tese de Doutorado – Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco, Recife-PE, p.366, 2007.

AMARAL, M. C. S. Caracterização de lixiviados empregando parâmetros coletivos e identificação de compostos. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais (EE/UFMG), Belo Horizonte, p.270, 2007.

AMOKRANE, A.; COMEL, C. and VERON, J. Landfill leachates pretreatment by coagulation-flocculation. Wat. Res., v.31, n°11, p. 2775-2782, 1997.

ANDRADE, S. M. A. Caracterização físico-química e tratabilidade por coagulação-floculação dos líquidos percolados gerados no aterro sanitário de Uberlândia-MG. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Faculdade de Engenharia Química da Universidade Federal de Uberlândia (FEQ/UFU), p. 182, Uberlândia, MG. 2002.

ANGELIDAKI, I.; WENDY, S. Assessment of the anaerobic biodegradability of macropollutants. Reviews in Environmental Science and Technology, v.3, p.117-129. 2004.

APHA – AWWA – WEF Standard methods for the examination of water and wastewater. 19<sup>th</sup> edition. American Public Health association, American Water Works Association and Water Environment Federation, 1995.

AWUAH, E. AND ABROKWA, A. Performance of UASB reactor at James Town Nudor. Presented at WEDC Conference Accra. In: WEDC Conference Proceedings Reviewed Paper. 2008.

BAIG, S.; COULOMB, I.; COURANT, P.; LIECHTI, P. Treatment of landfill leachates: lapeyrouse and satrod case studies. *Ozone Science Engineering*, 21: p. 1–22, 1999.

BARLAZ, M. A.; SCHAEFER D. M.; HAM R. K. Bacterial population development and chemical characteristics of refuse decomposition in a simulated sanitary landfill. *Applied Environmental Microbiology*. London, v.55, p.55-65, 1989.

BARROS, H. L. Estudo de balanço hídrico em aterro sanitário por meio de lisímetros de grandes dimensões. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa. Viçosa-MG. p. 112. 2004.

BELTRÃO, K. G. Q. B.; JUCÁ, J. F. T.; BRITO, A. R.; ALVES, M. C. M. Sistema de barreira bio-química como alternativa de tratamento para chorume em aterros sanitários. In. 2 3º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Campo Grande-MS, 2005. Anais... Campo Grande-MS, v.1, p. 1-12. 2005.

BERRUETA, J.; GUTÉRREZ, A.; FUEYO, G. Anaerobic treatment of leachates in pilot-scale UASB: strategy of start-up. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*. V. 67, n. 3, p. 302-314, 1996.

BIDONE, F. R. A. Resíduos Sólidos provenientes de Coletas Especiais: Eliminação e Valorização. 2001. Projeto PROSAB 2. ABES, Rio de Janeiro.

BIRCHLER, D. R.; MILKE, M. W.; MARKS, A. L. and LUTHY, R. G. Landfill leachate treatment by evaporation. *Journal of Environ. Engin.*, v.120, n°5, p.1109-1131, 1994.

BORDIN, F. Estudo de remoção de matéria orgânica carbonácea, nitrogênio amoniacal e fósforo em lixiviado pré-tratado de aterro sanitário empregando *Typha* em Wetlands. Dissertação de mestrado. Universidade do Vale do Rio dos Sinos. Programa de pós-graduação em Eng. Civil. p.106, 2010.

BRAGA, F. S. Estudo da composição dos resíduos sólidos domiciliares em Vitória – ES. Revista Limpeza Pública, São Paulo, n. 55, p.11-17, 2000.

CALIJURI, M. L.; BASTOS, R. K. X.; MAGALHÃES, T. B.; CAPELETE, B. C.; DIAS, E. H. O. Tratamento de esgotos sanitários em sistemas reatores UASB/*Wetlands* construídas de fluxo horizontal: eficiência e estabilidade de remoção de matéria orgânica, sólidos, nutrientes e coliformes. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, v.14, n.3, p. 421-430, Jul/Set 2009.

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

CAPELO NETO, J.; MOTA, S.; SILVA, F. J. A. Geração de Percolado em Aterro Sanitário no Semi-Árido Nordeste: Uma Abordagem Quantitativa. REVISTA ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Rio de Janeiro. Jul./Set. Vol. 4. No 3 e Out./Dez. Vol. 4. No 4. p.160-167. 1999.

CARVALHO, A. L.; MATOS, A. T.; HAMAKAWA, P. J.; AZEVEDO, R. F. Produção de percolado por resíduos sólidos urbanos de diferentes idades, na presença de resíduos da construção civil e sob recirculação. Engenharia na Agricultura, Viçosa, MG, v.14, n.2, 131-138, Abr./Jun, 2006.

CARVALHO, M. F. Comportamento mecânico de resíduos sólidos urbanos. Tese (Programa de Pós-Graduação em Geotecnia) – Universidade de São Paulo - Escola de Engenharia de São Carlos. São Carlos, p. 330, 1999.

CASAGRANDE; VIANA, E. C. Avaliação da Eficiência de rochas de arenito como meio filtrante em filtros anaeróbios para tratamento de chorume - Universidade do Extremo Sul Catarinense, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais. 2006.

CASTILHOS JUNIOR, A.B. *et al.* Principais processos de degradação de resíduos sólidos urbanos. In: CASTILHOS JUNIOR, A.B. (Org.). Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte. Rio de Janeiro: Rima/ABES, p. 143-197. 2003.

CASTILHOS JUNIOR. Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos com ênfase na proteção de corpo d'água: prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterros sanitários. In: CASTILHOS JUNIOR, A.B. (Coord.). Rio de Janeiro: ABES. p. 494, 2006.

CATAPRETA, C.A.A. Comportamento de um aterro sanitário experimental: avaliação da influência do projeto, construção e operação. Tese (doutorado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia. p. 316, 2008.

CATAPRETA, C.A.A.; SIMÕES, G.F. Caracterização volumétrica dos resíduos sólidos urbanos dispostos em um aterro sanitário experimental. XXXI Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental - AIDIS. 2008.

CHERNICHARO, C.A.L. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias – Volume 5: Reatores anaeróbios. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG. Belo Horizonte, p. 245, 1997.

CHIAN, E.S.K.; DEWALLE, F.B., Characterization and Treatment of Leachate Generated from Landfills. Symp. ASChE Symposium Series. Vol 71, p. 319-327, 1975.

CHRISTENSEN, T. H.; KJELDTSEN, P.; ALBRECHTSEN, H. J.; HERON, G.; NIELSON, P. H.; BJERG, P. L. and P.E. HOLM. Attenuation of Landfill Leachate Pollutants in Aquifers. Critical Reviews in Environ. Science and Technol. 24, p.119-202, 1994

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. Resolução N.º 430, de 17 de março de 2005 – Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA.

COSTA, L. L.; CEBALLOS, B. S. O.; MEIRA, C. M. B. S.; CAVALCANTI, M. L. F. Eficiência de *Wetlands* construídos com dez dias de detenção hidráulica na remoção de colifagos e bacteriófagos. REVISTA DE BIOLOGIA E CIÊNCIAS DA TERRA. 2003.

CUNHA, V.; CAIXETA FILHO, J.V. Management of solid urban waste collection: structuring and application of a non-linear goal programming model. *Gestão & Produção*, v. 9, n. 2. p.143-161. 2002.

<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>. Consulta em: julho de 2012.

Reatores anaeróbios, v. 5, 2ª edição, Belo Horizonte: Ed. UFMG, 380 p., 2007.

DAMASCENO, S. Remoção de metais pesados em sistemas de tratamento de esgoto sanitário por processo de lodo ativado e por um reator compartimentado anaeróbio. São Carlos. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. p. 141, 1996

EL-FADEL M., FINDIKAKIS A. N., LECKIE J. O. Environmental Impacts of Solid Waste Landfilling. *Journal of Environmental Management*, 50, 1–25. 1997.

EL-FADEL, M.; BOU-ZEID, E.; CHAHINE, W.; ALAYLI, B. Temporal variation of leachate quality from pre-sorted and baled municipal solid waste with high organic and moisture content. In: *Waste Management*, v.22, n. 3, p.269-282. 2002.

[EPA] Environmental Protection Agency. Municipal solid waste generation, recycling, and disposal in the United States: Facts and Figures for 2003.

[on line]. USEPA; 2012. Disponível em < URL:

<http://www.epa.gov/msw/pubs/msw05rpt.pdf>>[2012janeiro].

European Recovery & Recycling Association (ERRA).(1993). Wasteanalysis procedure.

EVANGELISTA, N.; VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. A. L. Modelagem matemática da remoção bacteriana e de ovos de helmintos em um sistema reator UASB/ lagoa facultativa, em escala real. XXVIII Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Cancun. 2002.

FERNÁNDEZ-VIÑA, M. B. D. Gestión de lixiviados - Vertederos controlados de residuos sólidos urbanos: una perspectiva internacional. Curso ministrado pela Universidade de Cantabria - Aula de meio Ambiente. 2000.

FERREIRA, J. A.; GIORDANO, G.; RITTER, E.; ROSSO, T. C. A.; CAMPOS, J. C.; LIMA, P. Z. M. Uma revisão das técnicas de tratamento de chorume e a realidade do Estado do Rio de Janeiro. 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. João Pessoa – PB. 2001.

FIELD, J.; SIERRA, R.; LETTING, G. *Ensayos anaerobios*. In: 4º Seminario de depuración de aguas residuales Spain: Valladolid. 1998.

FORGIE, D.J.L. Selection of the most appropriate leachate treatment methods. *Water Pollution Research Journal of Canada*, v. 23, n. 2, p. 308-355, 1988.

GOMIDE, R. Operações Unitárias. 1. ed. São Paulo: CBL, 1983.

HAMADA, J.; MATSUNAGA, I. Concepção do Sistema de Tratamento de Chorume para o Aterro Sanitário de Ilhéus – BA. IX SILUBESA – Simpósio Luso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Porto Seguro – BA, 2000

HAGENDORF, U.; DIEL, Klaus; FEUERPFEL, I.; HUMMEL, A.; SZEWZYK, R. Retention of microbiological organisms in constructed wetlands. *Anais da 7th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*. Florida, 2000. p. 391-397. [HTTP:// www.viewimagem.com](http://www.viewimagem.com) <acesso em: 09.Set.2012>

HAMADA, J. Estimativas de geração e caracterização do chorume em aterros sanitários. 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Foz do Iguaçu-PR, 1997.

HAMADA, J.; CASTILHO FILHO; FARIA, SIMONE; CINTRA, H. F. Aplicabilidade de processos físico e físico-químico no tratamento do chorume de aterros sanitários. VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Vitória, Espírito Santo. 2002.

HUDGINS, M.; HARPER, S. Operational characteristics of two aerobic landfill systems. *The Seventh International Waste Management and Landfill Symposium in Sardinia (Italy)*, Oct. 1999.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Pesquisa Nacional de Saneamento Básico. Contagem populacional. Rio de Janeiro: IBGE, 2010.

IMAI, A.; ONUMA, K.; INAMORI, Y.; SUDO, R., Effects of Pre-Ozonation Refractory Leachate Treatment by the Biological Activated Carbon Fluidized Bed. *Process Environ. Techn.* v. 19, p. 213–221, 1998.

INCE, N.H. Light-enhanced chemical oxidation for tertiary treatment of municipal landfill leachate. *Water Environ. Res.*, v.70, n°6, p.1161-1169, 1998.

**INMET.** Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/sonabra/dspDados>. (2009) Acessado em 06/07/12.

JARDIM, N. S. (Coord.) *et al.* Lixo Municipal: manual de gerenciamento integrado. Led.Instituto de Pesquisa Tecnológicas IPT. São Paulo: Compromisso Empresarial para Reciclagem – CEMPRE, p. 278 p 1995.

JUCÁ, J. F. T. Disposição Final dos Resíduos Sólidos Urbanos no Brasil. In: 5º Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental – REGEO, Porto Alegre, RS, 2003.

KAUSHAL, R. K.; VARGHESE, G. K.; CHABUKDHARA, M. “Municipal Solid Waste Management In: India-Current State and Future Challenges: A Review”. *International Journal of Engineering Science and Technology (IJEST)*.Vol. 4 N°. 04. India. p. 1473-1489, 2012.

KAWAHIGASHI, F. Aplicabilidade do pós-tratamento de lixiviado de aterro sanitário por adsorção em carvão ativado granular e avaliação ecotoxicológica. Dissertação (Mestrado em Engenharia de edificações e saneamento). Universidade de Londrina. p. 154, 2012.

KEENAN, P. J.; LOPEZ, J. M. I. and SWITZENBAUM, M. S. Evaluation of a hibridupflow anaerobic sludge bed filter reactor treating municipal solid waste landfill leachate. Department of Civil Engineering, University of Massachusetts, Technical Report, submitted to Conneticut Valley Sanitary Waste Disposal, Inc. 1991.

KIEHL, E.J. Preparo do composto na fazenda. 2ed. Brasília: Embrater, 1980. 14p.

KJELDSSEN P. I.; BARLAZ, M. A.; ROOKER, A. P.; BAUN, A.; LEDIN, A., CHRISTENSEN, T. H. “*Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review*”, *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, v.32, p. 297-336, 2002.

KNOCHENMUS, G.; WOJNAROWICZ, M. e VAN IMPE W. F. Stability of Municipal Solid Wastes. In: *Proc. of the Third International Congress on Environmental Geotechnics*, Lisboa, Portugal, Sêco e Pinto (ed.), Balkema, Rotterdam, ISBN 90 5809 006x, p. 977-1000, 1998.

KOERNER, R.M.; DANIEL, D. E., *Final covers for solid waste landfills and abandoned dumps*. 1ª ed. New York, ASCE PRESS.256p. 1997.

KOMILIS, D.P. A. *Kinetic Analysis of Solid waste Composting at Optimal Conditions*. Waste Management, 2005.

LANGE, L. C.; COELHO, H. M. G.; ALVES, D. E. W. S.; FERREIRA, C. F. A.; SIMÕES, G. F.; SILVA, F. V. *Alternativas de disposição de resíduos sólidos urbanos para pequenas comunidades*. CASTILHOS JUNIOR, Armando Borges de (Org). Rio de Janeiro: RiMa, ABES, p. 94, 2002.

LANGE, L.C.; AMARAL, M.C.S. *Geração e Características do lixiviado*. In: GOMES, L.P.G. *Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras*. Rio de Janeiro, ABES, p.26-59, 2009.

LEITE, H. E. A. S. *Estudo do comportamento de aterros de RSU em um biorreator em escala experimental na cidade de Campina Grande-PB*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais. Campina Grande, p. 218, 2008.

LEITE, V. D.; FERNANDES, F.; JUCÁ, J. F. T.; GOMES, L. P.; LOPES, W. S.; SOUSA, J. T.; SILVA, F. M. S.; CAETANO, M. O. *Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras/Luciana Paulo Gomes (coordenadora)*. Rio de Janeiro: ABES, P. 360, 2009.

LEMA, J. M; MENDEZ R; BLAZQUEZ, R. Characteristics of Landfill Leachates and Alternatives from their treatment: A Review, *Water, Air and Soil Pollution*, v. 40,p. 223-250. 1998.

LEMA, J. M.; Mendez, R.; Iza, J.; Gracia, P. and Fernandez Polanco, F. Chemical reactor engineering concepts in design and operation of anaerobic treatment processes. *Water Sci. Technol.*, 24(8), p. 79–86. 1991.

LIMA, L. M. Q. Lixo, tratamento e biorremediação. São Paulo: Ed. Hemus, 2004.

LO, I.M.C. (1996). Characteristics and treatment of leachates from domestic landfills. *Environ. Intern.*, v.22, n°2., p.433-442.

LOUKIDOU, M.X. and ZOUBOULIS, A.I. Comparison of two biological treatment processes using attached-growth biomass for sanitary landfill leachate treatment. *Environ. Poll.*, v.111, p.273-281. 2001.

MACIEL, F.J., JUCÁ, J.F.T. Gases monitoring methodology applied in Muribeca Solid waste Landfill. Rio de Janeiro. In: IV Congresso Internacional de Geotecnia Ambiental, 2002.

MASON, C. F. Decomposição. *Temas de Biologia*. Tradução: Octávio Antônio de Camargo. São Paulo: EPU/USP. p. 63, 1980.

MCCARTY, P.L. Anaerobic waste treatment fundamentals. Part One, Chemistry and Microbiology". *Public Works*, p. 107 – 112. 1964.

MEDEIROS, P. A.; Silva, J. D.; CASTILHOS Jr., A. B. Alternativas de Disposição de Resíduos Sólidos Urbanos para Pequenas Comunidades (Coletânea de trabalhos técnicos). Balanço hídrico em aterros de resíduos sólidos urbanos escala experimental de laboratório. Castilhos Junior, A. B.; Lange, L. C.; Gomes, L. P.; Pessin, N. (Organizadores). Rio de Janeiro: RiMa, ABES. Projeto PROSAB. P. 104. 2002.

MEIRA, R. C. Estudo Biodegradativo dos Resíduos Sólidos Urbanos da Cidade de Campina Grande - PB em Escala Experimental. Universidade Federal de Campina Grande. CENTRO DE Tecnologia e Recursos Naturais, Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental. Campina Grande – PB, 03 de abril de 2009.

MELO, V.L.A.; JUCÁ, J.F.T. Diagnóstico ambiental em aterros de resíduo sólidos a partir de estudos de referências. In: 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, João Pessoa. 2001.

METCALF & EDDY, Inc. *Wastewater Engineering Treatment Disposal Reuse*. 3º Ed. New York, McGraw - Hill Book, p. 1334, 1991.

MONTE, G. O.; SANTOS, G. O. Estimativa da geração de resíduos líquidos numa célula de um aterro sanitário: estudo de caso. 3º Simposio Ibero americano de Ingeniería de Residuos. 2º Seminário da Região Nordeste sobre Resíduos Sólidos. REDISA - Red de Ingeniería de Saneamiento Ambiental - ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2010.

MONTEIRO, J.H.P. Manual de gerenciamento integrado de resíduos sólidos. Instituto Brasileiro de Administração Municipal (IBAM) Rio de Janeiro. 2001.

MONTEIRO, V. E. D.; MELO, M. C.; ALCÂNTARA, P. B.; ARAÚJO, J. M.; ALVES, I. R. F. S.; JUCÁ, J. F. T. Estudo do comportamento de RSU em uma célula experimental e suas correlações com aspectos microbiológicos, físicos e químicos. Engenharia Sanitária e Ambiental. v.11,n.3, p. 223-230, 2006.

MONTEIRO, V.E.D. Interações físicas, químicas e biológicas na análise do comportamento do aterro de resíduos sólidos da Muribeca. Tese (Doutorado em Engenharia Civil). Universidade Federal de Pernambuco – UFPE. Recife - PE. 2003.

MOTA, S. Introdução à engenharia ambiental. 4º ed. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2006.

MOURA, D. A. G.; CAMPOS, J. C.; YOKOYAMA, L. Remoção de Amônia por Arraste com Ar de lixiviados de Aterros Sanitários. Rio de Janeiro, 2008.

NARNOLI, S. K., and Mehrotra, I. "Sludge blanket of UASB reactor: Mathematical simulation." *Water Res.*, 314, p. 715–726, 1997

NETO, J. C. e MOTA, S. Caracterização e avaliação da tratabilidade biológica do percolado gerado no aterro sanitário oeste em Caucaia (Ceará). Ceará. In: 20° Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Anais: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, p. 3697-3704. 1999.

O'LEARY, P. R.; TCHOBANOGLOUS, G. Landfilling. In: KREITH, F. *Handbook of Solid Waste Management*. New York: McGraw Hill, Inc., p. 14-1 – 14-93. 1994.

OLIVEIRA, P.J.; ZANCHI, F. B.; FISCH, Gilberto et al. Variabilidade Temporal da Precipitação em Áreas de Floresta em Rondônia. In: III Reunião Latino Americana de Agrometeorologia: Água e Agrometeorologia no novo Milênio, 2001, Fortaleza-CE. Anais I. p. 263-264. 2001.

OLIVEIRA, L. G.; FILHO, D. A. S.; NOVA, F. V.; TAVARES, R. G. Estudo do balanço hídrico do aterro experimental da muribeca-Pe e estimativa do percolado gerado. X Jornada de Ensino, Pesquisa e Extensão – UFRPE: Recife, 18 a 22 de outubro. 2010.

OLIVEIRA, B. O. S. Diagnóstico da geração e disposição final dos resíduos sólidos em Humaitá-AM. Trabalho de Conclusão de Curso no Instituto de Educação, Agricultura e Ambiente na Universidade Federal do Amazonas - UFAM. Humaitá. 2010.

OPS. Organización Panamericana de La Salud. Informe regional sobre la evaluación de los servicios de manejo de residuos sólidos em La Región de América Latina y el Caribe. Washington, D.C: OPS, 2005.

ORTH, M. H. A. Aterros Sanitários. *Revista de Limpeza Pública*. São Paulo, v. 8, n. 20, p 26-34. 1981.

ORTH, M. H.A., ROCHA, A. A. & RUOCCO, Jr. J. “Lixo e demais resíduos sólidos”. CETESB/ABES/ABLP. São Paulo. 1976.

PFEFER, J. T. Treatment of Leachate from Land Disposal Facilities, in proceedings of the Waste. Tech 86 Conference: Preparing now for tomorrow's needs. Chicago, USA, p. 22-23. 1986.

PFEIFFER, S. C; CARVALHO, E. H. R. Otimização de rotas para veículos coletores: nível 2. Rede Nacional de Capacitação e Extensão Tecnológica em Saneamento Ambiental – ReCESA – 35 p. 2009.

PINTO, D. M. L. Avaliação da biodegradabilidade da fração orgânica dos resíduos sólidos domésticos. Tese (Doutorado em hidráulica e saneamento). Escola de Engenharia de São Carlos – USP, São Carlos. SP. 2000.

POE/CAESB. Relatório operacional da ETE Gama. CAESB –Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal, Brasília, Brasil. 2007.

POHLAND, F.G.; HARPER, S.R. *Critical review and summary of leachate and gas production from N landfills*: EPA/600/2-86/73. Cincinnati: U.S. Environmental Protection Agency. 1986.

POLPRASERT, C. E SAWAITTAYOTHIN, V. “Nitrogen mass balance and microbial analysis of constructed wetlands treating municipal landfill leachate.”*Water science and technology*. v. 54, n.11-12, p. 147-154. 2006.

POVINELLI, J.; SOBRINHO, P. A. Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras. /Luciana Paulo Gomes (coordenadora). Rio de Janeiro: ABES, p. 360. 2009.

QASIM, S.R., BURCHINAL, J.C. Leaching from Simulated Landfills. *Journal of the Water Pollution control Federation*. Vol. 42, pp 371-379, 1970.

QUEIROZ, J. E.; LIMA, J. S.; KORN, M. G. Efeito do uso do composto selecionado e não selecionado, provenientes de lixo urbano, no teor de metais pesados e na produção de biomassa na cultura do milho. *Engenharia Sanitária e Ambiental*. v. 5, n.1, p. 59-67, 2000.

REDDY, K.R.; D'ANGELO, E. M. Biogeochemical indicators to evaluate pollutant removal efficiency in constructed Wetland. *Water Science and Technology*, v.35, n.5, p. 1-10. 1997.

REICHART, G. A. Aterro sanitário, projeto, implantação e operação. Porto Alegre: ABES, 2000.

REICHERT, G. A. Aterro Sanitário: projeto, implantação e operação. (1999). Porto Alegre: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária. Apostila disponível em <<http://www.resol.br/textos>>. Acesso em: 13 dezembro de 2003.

REINHART, D. R.; GROSH, C. J. Analysis of Florida MSW Landfill Leachate Quality. Gainesville, FL: University of Central Florida / Civil and Environmental Engineering Department, p. 108, 1998.

RENOU, S., GIVAUDAN, J.G., POULAIN, S., DIRASSOUYAN, F. E MOULIN, P. (2008). "Landfill leachate treatment: Review and opportunity". *Journal of Hazardous Materials*, v. 150, n.3, p. 468-493, 2008.

RITA, F. Desempenho de um reator UASB em escala piloto para o tratamento anaeróbio de líquidos percolados de resíduos sólidos urbanos. Mestrado (Dissertação) apresentada ao curso de pós-graduação em engenharia química do centro tecnológico da Universidade Federal de Santa Catarina. Engenharia Química. Florianópolis, SC. 2002.

ROBINSON H. D et al. The Treatment of Landfill Leachate to Standards Suitable for Surface Water Discharge. Proceedings Sardinia 91, Third International Waste Management and Landfill Symposium, Cagliari, Italy, p. 905-917, 1991.

ROBINSON, H. D. The development of methanogenic conditions within landfill waste and effects on leachate quality. In: International landfill symposium, 2., 1989. Proceedings. Sardinia, 1989.

ROCCA AC, IACOVONE, AMMB, BARROTI, AJ, CASARINI, DCP, GLOEDEN, E. Resíduos Sólidos Industriais. 2 ed. rev. ampl., São Paulo, CETESB, 1993.

RODOLFO, L.P.; LOURDES,C.M. Processo fito-pedológico aplicado no tratamento de efluentes doméstico. Botucatu, SP, p.7, 1999.

ROZZI, A., REMIGI, E. Methods of assessing microbial activity and inhibition under anaerobic conditions: a literature review. Reviews in Environmental Science and Technology, v.3, p. 93-115, 2004.

SANCHES E SOUZA, L.; CHERNICHARO, C. A. L.; SPERLING, M. V.; MARTINS, A. H. M. C. Avaliação da operação em regime hidráulico transiente de um reator UASB e filtros anaeróbios para o tratamento de esgotos sanitários. In: (org.) José Roberto Campos. Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo. 1. ed. PROSAB programa de pesquisa em saneamento, São Carlos. p. 58, 2000.

SANTOS, A. F. de M. S. Caracterização, avaliação da biodegradabilidade aeróbia e anaeróbia e tratamento em reator UASB do chorume do aterro da Muribeca. Recife: UFPE. Dissertação, centro de tecnologia e geociências. Escola de Engenharia de Pernambuco, 2003.

SANTOS, W. O. Ajuste da evapotranspiração de referência estimada através de 10 métodos em Mossoró-RN à diferentes distribuições densidade de probabilidade. Monografia (Graduação em Agronomia)- Universidade Federa Rural do Semi Árido (UFERSA), Mossoró-RN, p. 222, 2010.

SANTOS, V. C. Projeto, Construção e instrumentação de um lisímetro em escala de laboratório para estudos em resíduos sólidos urbanos. Projeto de Graduação (Graduado em Engenharia Ambiental) – Faculdade de Engenharia e Arquitetura, Universidade de Passo Fundo, Passo Fundo-RS, 2010.

SANTOS, A.F.M.S.; KATO, M.T.; FLORÊNCIO, L. Avaliação da biodegradabilidade anaeróbia e do tratamento de chorume através de reator UASB em escala experimental. XXII

CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Joinville, Santa Catarina, ABES, 2003.

SCHIAPPACASSE, M. C., PALMA, J., ESPINACE, R., CHAMY, R., MARÍN, G. Evaluacion del comportamiento de un vertedero a escala laboratorio bajo diferentes modalidades de operacion. Seminario Latino americano "Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales", Viñadel Mar, 1998.

SEGATO, L. M.; SILVA, C. L. Caracterização do chorume do aterro sanitário de Bauru. XXVII Congresso Interamericano de Ingenieria Sanitaria y ambiental (AIDIS/2000); Porto Alegre, Brasil. Porto Alegre: Asociación Interamerican de Ingenieria Sanitaria Y Ambiental/ Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental; 2000.

SERAFIM, A. C.; GUSSAKOV, K. C.; SILVA, F. et al. Lixiviado, Impactos Ambientais e Possibilidades de Tratamentos. In: III Fórum de Estudos Contábeis, Rio Claro, 2003.

SILVA, A. C. Tratamento do percolado de aterro sanitário e avaliação da toxicidade do efluente bruto e tratado. 2002. 79 p. Dissertação de mestrado - Coordenação dos Programas de Pós-Graduação em Engenharia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

SILVA, A. T. A.; MAHLER, C. F.; SCHUELER, A. S. Aspectos Meteorológicos e Balanço Hídrico em um Aterro de resíduos sólidos urbanos. Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, COPPE, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil. Rio de Janeiro. 2008.

SILVA, F. M. S. ALCÂNTARA, P. B.; LIMA, M. A. G. A.; PALHA, M. L. A. P. Monitoramento microbiológico do lixo em lisímetro no aterro sanitário da Muribeca. 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2007.

SILVA, M. C. PEREIRA DA. Desenvolvimento de uma nova concepção de tratamento de água residuárias pela associação de processos aeróbios e anaeróbios. Tese de doutorado apresentado à Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, Set., 1993.

SILVA, S. V. A.; MONTEIRO V. E. D.; PAIVA, W. Tratamento do chorume através do aguapé (*Eichhornia crassipes*) no aterro da Muribeca, Pernambuco. In: 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Campo Grande-MS, 2005. Anais... Campo Grande-MS, v.1, p. 1-12, 2005.

SNIS. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. 2007

SOBRAL. F.L. Diagnóstico das cooperativas e associações de catadores de materiais recicláveis nos municípios pertencentes à bacia hidrográfica Tietê - Jacaré: Realidades e perspectivas. Dissertação de mestrado Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente. Programa de Pós-graduação em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente. Centro Universitário de Araraquara – UNIARA. 2007.

SOUSA, J. T. de, van HAANDEL, A.C . GUIMARÃES, A.V.A. Pós-tratamento de efluente anaeróbio através de sistemas wetland construídos. In: Chernicharo, C. A.L.(coordenador) Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios. Coletânea de trabalhos técnicos, Belo Horizonte: ABES, p 25 – 32. 2000.

SOUSA, J. T.. VAN HAANDEL, A. C, COSENTINO,P. R. S.; GUIMARÃES, A. V. A. Pós-tratamento de efluente de reator UASB utilizando sistemas “wetlands” construídos. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.4, n.1, p.87-91. Campina Grande, PB, DEAg/UFPB. 2000.

SOUSA, J. T.; VAN HAANDEL, A.; LIMA, E. P. C.; HENRIQUE, I. N. (2004). Utilização de wetland construído no pós-tratamento de esgotos domésticos pré-tratados em reator UASB. Abes. v. 9, n. 4, p. 285-290. 2004.

SOUTO, G.B.; POVINELLI, J. 2007. Características do Lixiviado de Aterros Sanitários no Brasil. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 24, Belo Horizonte, 2007. Anais... Belo Horizonte, p. 10 [CD-Rom].

TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL, S. *Gestion Integral de Residuos Sólidos*. McGraw-Hill. P. 1107. 1993.

TCHOBANOGLIOUS, G., THEISEN, H., VIGIL, S.A. *Gestión Integral de Residuos Sólidos*. Ed. McGraw-Hill, Madrid. p. 1080, 1994.

TORRES, P., BARBA, L.E. , RIASCOS, J.; VIDAL, J.C. *Tratabilidade biológica de chorume produzido em aterro não controlado*. *Engenharia Sanitária e Ambiental*. São Carlos, Abr/Jun, Vol. 2, no 2, p.55-62, 1997.

VAN HAANDEL, A. C., CAVALCANTI, P. F. F., SOUSA, F. P. “Efeito da proporção área/profundidade sobre o desempenho de um reator UASB.” *Anais do 20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Vol. I-166, Rio de Janeiro/RJ, Brasil. 1999.

Van HAANDEL, A. C., LETTINGA, G. *Tratamento Anaeróbio de Esgotos: Um Manual para Regiões de Clima Quente*, Ep graf, Campina Grande, 240 p. 1994.

VERSIANI, B. M., JORDÃO, E. P., VOLSCHAN, I., DEZOTTI, M. W. E AZEVEDO, J. P. “Fatores intervenientes no desempenho de um reator UASB submetido a diferentes condições operacionais.” *Anais do 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Vol. II-026, Campo Grande, Brasil. Chernicharo, C. A. L. (2007). *Reatores anaeróbios*. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, Belo Horizonte, Brasil, 246p. 2005.

WELANDER, U.; HENRYSSON, T.; WELANDER, T. *Biological nitrogen removal from municipal landfill leachate in a pilot scale suspended carrier biofilm process*. *Water Research*, v.32 n. 5, p. 1564-1570, 1998.

YOUCAI, Z., WANG, LUOCHUN W., HUA RENHUA, H., DIMIN, X., GUOWEI, G. A. *Comparison of refuse Attenuation in Laboratory and field scale lysimeters*. *Waste Management*, v. 22, p.29–35, 2002.

ZANELLA, Luciano. Plantas ornamentais no pós-tratamento de efluente sanitário: wetlands-construídos utilizando brita e bambu como meio suporte. Tese (Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil - Doutorado) - Universidade Estadual de Campinas. Campinas. 219 p. 2008.

ZANTA, V. M.; MARINHO, M. J. M. R.; LANGE, L. C.; PESSIN, N. Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos com ênfase na proteção de corpo d'água: prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterros sanitários. In: CASTILHOS JUNIOR, A.B. (Coord.). Rio de Janeiro: ABES. p. 494 2006.

ZEHNDER, A. J. B. Biology of Anaerobic Microorganisms. John Wiley and Sons, EUA. p. 872, 1988.

ZHANG, S.-J., PENG, Y.-Z., WANG, S.-Y., ZHENG, S.-W., E GUO, J. Organic matter and concentrated nitrogen removal by shortcut nitrification and denitrification from mature municipal landfill leachate. Journal of Environmental Sciences, 19 (6), p. 647-651. 2007.

**ANEXO**

**Tabela 21.** Teste estatístico ANOVA da DQO efluente dos *Wetlands***A) ANOVA para WP-A1 e WP-A2 para DQO**

Fv <sup>a</sup>	SQ <sup>b</sup>	gl <sup>c</sup>	MQ <sup>d</sup>	F <sup>e</sup>	P <sup>f</sup>
Entre grupos	162	1	162	0,03	0,87
Dentro dos grupos	87182	16	5448,875		
Total	87344	17			

<sup>a</sup> fonte de variação; <sup>b</sup> soma de quadrados; <sup>c</sup> graus de liberdade; <sup>e</sup> estatística F; <sup>f</sup> nível de significância.

**B) ANOVA para WP-A1 e WNP-B1 para DQO**

Fv <sup>a</sup>	SQ <sup>b</sup>	gl <sup>c</sup>	MQ <sup>d</sup>	F <sup>e</sup>	P <sup>f</sup>
Entre grupos	7980,056	1	7980,06	1,098	0,31
Dentro dos grupos	116337,6	16	7271,10		
Total	124317,6	17			

<sup>a</sup> fonte de variação; <sup>b</sup> soma de quadrados; <sup>c</sup> graus de liberdade; <sup>e</sup> estatística F; <sup>f</sup> nível de significância.

**C) ANOVA para WP-A1 e WNP-B2 para DQO**

Fv <sup>a</sup>	SQ <sup>b</sup>	gl <sup>c</sup>	MQ <sup>d</sup>	F <sup>e</sup>	P <sup>f</sup>
Entre grupos	8580,5	1	8580,5	1,113	0,31
Dentro dos grupos	123258	16	7703,625		
Total	131838,5	17			

<sup>a</sup> fonte de variação; <sup>b</sup> soma de quadrados; <sup>c</sup> graus de liberdade; <sup>e</sup> estatística F; <sup>f</sup> nível de significância.

**D) ANOVA para WP-A2 e WNP-B1 para DQO**

Fv <sup>a</sup>	SQ <sup>b</sup>	gl <sup>c</sup>	MQ <sup>d</sup>	F <sup>e</sup>	P <sup>f</sup>
Entre grupos	5868,056	1	5868,056	0,781	0,39
Dentro dos grupos	120139,6	16	7508,722		
Total	126007,6	17			

<sup>a</sup> fonte de variação; <sup>b</sup> soma de quadrados; <sup>c</sup> graus de liberdade; <sup>e</sup> estatística F; <sup>f</sup> nível de significância.

**E) ANOVA para WP-A2 e WNP-B2 para DQO**

Fv <sup>a</sup>	SQ <sup>b</sup>	gl <sup>c</sup>	MQ <sup>d</sup>	F <sup>e</sup>	P <sup>f</sup>
Entre grupos	6384,5	1	6384,5	0,804	0,38
Dentro dos grupos	127060	6	7941,25		
Total	133444,5	7			

<sup>a</sup> fonte de variação; <sup>b</sup> soma de quadrados; <sup>c</sup> graus de liberdade; <sup>e</sup> estatística F; <sup>f</sup> nível de significância.

**F) ANOVA para WP-B1 e WNP-B2 para DQO**

Fv <sup>a</sup>	SQ <sup>b</sup>	gl <sup>c</sup>	MQ <sup>d</sup>	F <sup>e</sup>	P <sup>f</sup>
Entre grupos	10,88889	1	10,89	0,001	0,974
Dentro dos grupos	156215,6	16	9763,47		
Total	156226,4	17			

<sup>a</sup> fonte de variação; <sup>b</sup> soma de quadrados; <sup>c</sup> graus de liberdade; <sup>e</sup> estatística F; <sup>f</sup> nível de significância.

**G) ANOVA para WP-A1 e WP-A2 para DQO**

Fv <sup>a</sup>	SQ <sup>b</sup>	gl <sup>c</sup>	MQ <sup>d</sup>	F <sup>e</sup>	P <sup>f</sup>
Entre grupos	7566,05	1	7566,05	11,52	0,003
Dentro dos grupos	11816,5	18	656,47		
Total	19382,55	19			

<sup>a</sup> fonte de variação; <sup>b</sup> soma de quadrados; <sup>c</sup> graus de liberdade; <sup>e</sup> estatística F; <sup>f</sup> nível de significância.

**H) ANOVA para WP-A1 e WNP-B1 para DQO**

Fv <sup>a</sup>	SQ <sup>b</sup>	gl <sup>c</sup>	MQ <sup>d</sup>	F <sup>e</sup>	P <sup>f</sup>
Entre grupos	1674,45	1	1674,45	0,74	0,40
Dentro dos grupos	41027,3	18	2279,29		
Total	42701,75	19			

<sup>a</sup> fonte de variação; <sup>b</sup> soma de quadrados; <sup>c</sup> graus de liberdade; <sup>e</sup> estatística F; <sup>f</sup> nível de significância.

**I) ANOVA para WP-A1 e WNP-B2 para DQO**

Fv <sup>a</sup>	SQ <sup>b</sup>	gl <sup>c</sup>	MQ <sup>d</sup>	F <sup>e</sup>	P <sup>f</sup>
Entre grupos	1656,2	1	1656,2	0,87	0,36
Dentro dos grupos	34416,8	18	1912,04		
Total	36073	19			

<sup>a</sup> fonte de variação; <sup>b</sup> soma de quadrados; <sup>c</sup> graus de liberdade; <sup>e</sup> estatística F; <sup>f</sup> nível de significância.

**J) ANOVA para WP-A2 e WNP-B1 para DQO**

Fv <sup>a</sup>	SQ <sup>b</sup>	gl <sup>c</sup>	MQ <sup>d</sup>	F <sup>e</sup>	P <sup>f</sup>
Entre grupos	2142,45	1	2142,45	1,56	0,23
Dentro dos grupos	24712,5	18	1372,92		
Total	26854,95	19			

<sup>a</sup> fonte de variação; <sup>b</sup> soma de quadrados; <sup>c</sup> graus de liberdade; <sup>e</sup> estatística F; <sup>f</sup> nível de significância.

**K) ANOVA para WP-A2 e WNP-B2 para DQO**

Fv <sup>a</sup>	SQ <sup>b</sup>	gl <sup>c</sup>	MQ <sup>d</sup>	F <sup>e</sup>	P <sup>f</sup>
Entre grupos	2142,45	1	2142,45	1,56	0,23
Dentro dos grupos	24712,5	18	1372,92		
Total	26854,95	19			

<sup>a</sup> fonte de variação; <sup>b</sup> soma de quadrados; <sup>c</sup> graus de liberdade; <sup>e</sup> estatística F; <sup>f</sup> nível de significância.

**L) ANOVA para WP-B1 e WNP-B2 para DQO**

Fv <sup>a</sup>	SQ <sup>b</sup>	gl <sup>c</sup>	MQ <sup>d</sup>	F <sup>e</sup>	P <sup>f</sup>
Entre grupos	6661,25	1	6661,25	2,22	0,15
Dentro dos grupos	53923,3	18	2995,74		
Total	60584,55	19			

<sup>a</sup> fonte de variação; <sup>b</sup> soma de quadrados; <sup>c</sup> graus de liberdade; <sup>e</sup> estatística F; <sup>f</sup> nível de significância.

**Legenda:** (A, B, C, D, E, F) - lixiviado do Lixão (G, H, I, J, K, L) - lixiviado do lisímetro

**Tabela 22.** Teste estatístico ANOVA da DBO<sub>5</sub> efluente dos *Wetlands***A) ANOVA para WP-A1 e WP-A2 para DBO<sub>5</sub>**

Fv <sup>a</sup>	SQ <sup>b</sup>	gl <sup>c</sup>	MQ <sup>d</sup>	F <sup>e</sup>	P <sup>f</sup>
Entre grupos	34,72	1	34,72	0,61	0,45
Dentro dos grupos	911,78	16	56,99		
Total	946,5	17			

<sup>a</sup> fonte de variação; <sup>b</sup> soma de quadrados; <sup>c</sup> graus de liberdade; <sup>e</sup> estatística F; <sup>f</sup> nível de significância.

**B) ANOVA para WP-A1 e WNP-B1 para DBO<sub>5</sub>**

Fv <sup>a</sup>	SQ <sup>b</sup>	gl <sup>c</sup>	MQ <sup>d</sup>	F <sup>e</sup>	P <sup>f</sup>
Entre grupos	4449,39	1	4449,39	37,49	1,47E-05
Dentro dos grupos	1899,11	16	118,69		
Total	6348,5	17			

<sup>a</sup> fonte de variação; <sup>b</sup> soma de quadrados; <sup>c</sup> graus de liberdade; <sup>e</sup> estatística F; <sup>f</sup> nível de significância.

**C) ANOVA para WP-A1 e WNP-B2 para DBO<sub>5</sub>**

Fv <sup>a</sup>	SQ <sup>b</sup>	gl <sup>c</sup>	MQ <sup>d</sup>	F <sup>e</sup>	P <sup>f</sup>
Entre grupos	4834,72	1	4834,72	68,59	3,53E-07
Dentro dos grupos	1127,78	16	70,49		
Total	5962,5	17			

<sup>a</sup> fonte de variação; <sup>b</sup> soma de quadrados; <sup>c</sup> graus de liberdade; <sup>e</sup> estatística F; <sup>f</sup> nível de significância.

**D) ANOVA para WP-A2 e WNP-B1 para DBO<sub>5</sub>**

Fv <sup>a</sup>	SQ <sup>b</sup>	gl <sup>c</sup>	MQ <sup>d</sup>	F <sup>e</sup>	P <sup>f</sup>
Entre grupos	4449,39	1	4449,39	37,49	1,5E-05
Dentro dos grupos	1899,11	16	118,69		
Total	6348,5	17			

<sup>a</sup> fonte de variação; <sup>b</sup> soma de quadrados; <sup>c</sup> graus de liberdade; <sup>e</sup> estatística F; <sup>f</sup> nível de significância.

**E) ANOVA para WP-A2 e WNP-B2 para DBO<sub>5</sub>**

Fv <sup>a</sup>	SQ <sup>b</sup>	gl <sup>c</sup>	MQ <sup>d</sup>	F <sup>e</sup>	P <sup>f</sup>
Entre grupos	4050	1	4050	68,81	3,46E-07
Dentro dos grupos	941,78	16	58,86		
Total	4991,78	17			

<sup>a</sup> fonte de variação; <sup>b</sup> soma de quadrados; <sup>c</sup> graus de liberdade; <sup>e</sup> estatística F; <sup>f</sup> nível de significância.

**F) ANOVA para WP-B1 e WNP-B2 para DBO<sub>5</sub>**

Fv <sup>a</sup>	SQ <sup>b</sup>	gl <sup>c</sup>	MQ <sup>d</sup>	F <sup>e</sup>	P <sup>f</sup>
Entre grupos	8	1	8	0,07	0,80
Dentro dos grupos	1929,11	16	120,57		
Total	1937,11	17			

<sup>a</sup> fonte de variação; <sup>b</sup> soma de quadrados; <sup>c</sup> graus de liberdade; <sup>e</sup> estatística F; <sup>f</sup> nível de significância.

**G) ANOVA para WP-A1 e WP-A2 para DBO<sub>5</sub>**

Fv <sup>a</sup>	SQ <sup>b</sup>	gl <sup>c</sup>	MQ <sup>d</sup>	F <sup>e</sup>	P <sup>f</sup>
Entre grupos	858,05	1	858,05	11,01	0,004
Dentro dos grupos	1402,5	18	77,92		
Total	2260,55	19			

<sup>a</sup> fonte de variação; <sup>b</sup> soma de quadrados; <sup>c</sup> graus de liberdade; <sup>e</sup> estatística F; <sup>f</sup> nível de significância.

**H) ANOVA para WP-A1 e WNP-B1 para DBO<sub>5</sub>**

Fv <sup>a</sup>	SQ <sup>b</sup>	gl <sup>c</sup>	MQ <sup>d</sup>	F <sup>e</sup>	P <sup>f</sup>
Entre grupos	4449,39	1	4449,39	37,49	1,5E-05
Dentro dos grupos	1899,11	16	118,69		
Total	6348,5	17			

<sup>a</sup> fonte de variação; <sup>b</sup> soma de quadrados; <sup>c</sup> graus de liberdade; <sup>e</sup> estatística F; <sup>f</sup> nível de significância.

**I) ANOVA para WP-A1 e WNP-B2 para DBO<sub>5</sub>**

Fv <sup>a</sup>	SQ <sup>b</sup>	gl <sup>c</sup>	MQ <sup>d</sup>	F <sup>e</sup>	P <sup>f</sup>
Entre grupos	4834,72	1	4834,72	68,59	3,5E-07
Dentro dos grupos	1127,78	16	70,49		
Total	5962,5	17			

<sup>a</sup> fonte de variação; <sup>b</sup> soma de quadrados; <sup>c</sup> graus de liberdade; <sup>e</sup> estatística F; <sup>f</sup> nível de significância.

**J) ANOVA para WP-A2 e WNP-B1 para DBO<sub>5</sub>**

Fv <sup>a</sup>	SQ <sup>b</sup>	gl <sup>c</sup>	MQ <sup>d</sup>	F <sup>e</sup>	P <sup>f</sup>
Entre grupos	1051,25	1	1051,25	15,12	0,0011
Dentro dos grupos	1251,3	18	69,52		
Total	2302,55	19			

<sup>a</sup> fonte de variação; <sup>b</sup> soma de quadrados; <sup>c</sup> graus de liberdade; <sup>e</sup> estatística F; <sup>f</sup> nível de significância.

**K) ANOVA para WP-A2 e WNP-B2 para DBO<sub>5</sub>**

Fv <sup>a</sup>	SQ <sup>b</sup>	gl <sup>c</sup>	MQ <sup>d</sup>	F <sup>e</sup>	P <sup>f</sup>
Entre grupos	4834,72	1	4834,72	68,59	3,5E-07
Dentro dos grupos	1127,78	16	70,49		
Total	5962,5	17			

<sup>a</sup> fonte de variação; <sup>b</sup> soma de quadrados; <sup>c</sup> graus de liberdade; <sup>e</sup> estatística F; <sup>f</sup> nível de significância.

**L) ANOVA para WP-B1 e WNP-B2 para DBO<sub>5</sub>**

Fv <sup>a</sup>	SQ <sup>b</sup>	gl <sup>c</sup>	MQ <sup>d</sup>	F <sup>e</sup>	P <sup>f</sup>
Entre grupos	470,45	1	470,45	6,02	0,02
Dentro dos grupos	1407,3	18	78,18		
Total	1877,75	19			

<sup>a</sup> fonte de variação; <sup>b</sup> soma de quadrados; <sup>c</sup> graus de liberdade; <sup>e</sup> estatística F; <sup>f</sup> nível de significância.

**Legenda:** (A, B, C, D, E, F) - lixiviado do Lixão (G, H, I, J, K, L) - lixiviado do lisímetro

