

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL

**GEOTÊXTEIS COMO ELEMENTOS REDUTORES DA
CAPACIDADE POLUENTE DE CHORUMES**

SUZANA APARECIDA DA SILVA

ORIENTADOR: ENNIO MARQUES PALMEIRA, PH.D.

TESE DE DOUTORADO EM GEOTECNIA

PUBLICAÇÃO: G.TD - 098/14

BRASÍLIA/DF: SETEMBRO/2014

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL**

**GEOTÊXTEIS COMO ELEMENTOS REDUTORES DA
CAPACIDADE POLUENTE DE CHORUMES**

SUZANA APARECIDA DA SILVA

TESE DE DOUTORADO SUBMETIDA AO DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL DA UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE DOUTOR.

APROVADA POR:

PROF. ENNIO MARQUES PALMEIRA, Ph.D. (UnB)
(ORIENTADOR)

PROF. PEDRO MURRIETA SANTOS NETO, DSc. (UnB)
(EXAMINADOR INTERNO)

PROF. LUÍS FERNANDO MARTINS RIBEIRO, DSc. (UnB)
(EXAMINADOR INTERNO)

PROF. MARIA EUGÊNIA BOSCOV, DSc. (USP)
(EXAMINADOR EXTERNO)

PROF. CARLA MARIA ABIDO VALENTINI, DSc. (IFMT)
(EXAMINADOR EXTERNO)

DATA: BRASÍLIA/DF, 02 DE SETEMBRO DE 2014.

FICHA CATALOGRÁFICA

SILVA, SUZANA APARECIDA DA

Geotêxteis como elementos redutores da capacidade poluente de chorume.

[Distrito Federal] 2014

XV, 117 p., 210x297 mm (ENC/FT/UnB, doutora, Geotecnia, 2014).

Tese de Doutorado - Universidade de Brasília. Faculdade de Tecnologia.

Departamento de Engenharia Civil e Ambiental.

1. Aterro sanitário

2. Geotêxtil não-tecido

3. Contaminação por chorume

4. Filtração-colmatação

I. ENC/FT/UnB

II. Título (série)

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

SILVA, S.A. (2014). Geotêxteis como elementos redutores da capacidade poluente de chorume. Tese de Doutorado, Publicação GTD 098/14, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, DF, 117 p.

CESSÃO DE DIREITOS

NOME DO AUTOR: Suzana Aparecida da Silva

TÍTULO DA TESE DE DOUTORADO: Geotêxteis como elementos redutores da capacidade poluente de chorume.

É concedida à Universidade de Brasília a permissão para reproduzir cópias desta tese de doutorado e para emprestar ou vender tais cópias somente para propósitos acadêmicos e científicos. O autor reserva outros direitos de publicação e nenhuma parte desta tese de doutorado pode ser reproduzida sem a autorização por escrito do autor.

Suzana Aparecida da Silva
e-mail: Suzana.silva@blv.ifmt.edu.br

*“Há homens que lutam um dia e são bons.
Há outros que lutam um ano e são melhores.
Há os que lutam muitos anos e são muito bons.
Mas há os que lutam toda a vida e estes são imprescindíveis.”*

Berthold Breach

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por esta maravilhosa oportunidade ímpar na minha vida de aprendizado. Este trabalho seria muito mais difícil de ser realizado sem as valiosas ajuda dos muitos amigos que fiz durante sua execução. A todos os meus sinceros agradecimentos e especialmente aos seguintes:

Ao meu orientador, professor Ennio Marques Palmeira pelo apoio, confiança e muito carinho e dedicação na orientação deste trabalho.

Ao professor Dorival Pereira Borges da Costa, pelo carinho, amizade e boa vontade em auxiliar o trabalho de tese e pela ajuda na realização das análises estatísticas dos dados.

Aos professores André Brasil, Manoel Porfírio, José Camapum que de uma forma atenciosa contribuiu com alguma orientação.

Ao Prof. Wilson Conciani pela confiança e apoio na coordenação do projeto DINTER/IFMT/UnB

Aos colegas Márcio Antunes, Enio Fernandes, pelo companheirismo e apoio nos momentos mais difíceis.

A toda equipe de laboratório do IFMT/Campus Cuiabá Bela Vista pelo apoio, amizade e utilização dos laboratório para análises.

À Agroanálise e UFMT pela realização de algumas análises.

À BIDIM pelo fornecimentos dos geotêxteis para utilização neste trabalho.

Aos amigos Gilvani e Douglas do laboratório de informática, pelo apoio técnico.

À Direção do Aterro Sanitário de Cuiabá, pela autorização para realização das coletas e construção da célula experimental.

Ao Programa de Pós-Graduação em Geotecnia, da Universidade de Brasília, e ao IFMT pelo apoio logístico e financeiro.

Ao meu irmão Engenheiro Civil Sebastião Junior pela ajuda na construção da célula experimental.

À minha família que não mediram esforços para apoiar nesta jornada.

Finalmente aos meus filhos João Victor e Carlos Eduardo, minha razão de vida, pela compreensão e apoio ao longo deste trabalho.

RESUMO

O chorume oriundo dos aterros sanitários constitui um sério problema do ponto de vista ambiental, sanitário e de saúde pública. Portanto, há a necessidade de se conceber tratamento adequado para o chorume, de modo a reduzir os impactos ambientais por ele causados. A presente pesquisa envolveu uma série de ensaios de filtração do chorume com a utilização de filtros geotêxteis a fim avaliar o comportamento dos parâmetros físico-químicos da composição do chorume após a filtração. Para avaliar esse comportamento, foi construído um canal experimental no aterro sanitário de Cuiabá, com objetivo de filtrar o chorume por meio de painéis verticais de geotêxtil. Foram testados seis sistemas de filtração distintos, com geotêxteis não-tecidos com massas por unidade de área diferentes, durante um, cinco e dez dias de filtração. Foi testado também um sistema contendo areia, submetido a cinco e dez dias de filtração. Em todos os sistemas, avaliaram-se as variações dos parâmetros físico-químicos: pH, Nitrogênio amoniacal, Nitrato, Fosfato, DBO, DQO, Ferro, Cromo, Zinco e Manganês, antes e após a filtração. Avaliou-se também a toxicidade do efluente, testando os organismos *Daphnia similis*, *Artemia salina*, *Microtox* e *Brachydanio rerio*. Os resultados obtidos mostraram redução na maioria dos parâmetros analisados após a filtração, embora em alguns casos as reduções tenham sido pequenas. Observou-se apreciável remoção de matéria orgânica para os sistemas propostos, obtendo-se, em termos de DQO, reduções na faixa de 40% em um dos sistemas ensaiados. O sistema com painéis mais espessos de geotêxtil foi o que apresentou reduções no maior número de parâmetros analisados (em 50% deles). Dos organismos testados para avaliar a toxicidade do chorume bruto e depois tratados com os geotêxteis, todos se mostraram bem sensíveis ao efluente. Os resultados obtidos mostraram que o uso de filtros geotêxteis, particularmente combinados a outras soluções de baixo custo, podem reduzir os riscos ao meio ambiente provocados pelo chorume.

ABSTRACT

Leachates from landfills are serious problems to the environment and public health. Thus, there is the need to conceive appropriate treatment for the leachate in order to reduce its environmental impacts. This research involved a series of filtration tests with leachate using geotextile filters to evaluate the variation of physical and chemical parameters of the leachate before and after filtration. To accomplish that an experimental channel was assembled at the Cuiabá landfill to filter the leachate by means of vertical geotextile panels. Six geotextile filter systems were tested with geotextiles with different values of mass per unit area in tests with durations of 1, 5 and 10 days. A system consisting of a sand filter was also tested for comparisons with test durations in this case of 5 and 10 days. In all tests the following parameters were evaluated: ammoniac nitrogen, phosphate, biochemical oxygen demand, Fe, chrome, zinc and manganese before and after filtration. The toxicity of the effluent was also examined using the following organisms: *Daphnia similis*, *Artemia salina*, *Microtox* and *Brachydanio rerio*. The results obtained showed reductions in most of the parameters analysed after filtration, although in some cases the reductions were small. Significant retention of organic matter was noted for the filtration systems tested, with reductions of the order of 40% in the values of COD. The system with thicker geotextile panels was the one with the largest number of parameters presenting reductions (in 50% of them) after filtration. All organisms used to test toxicity showed great sensitivity to the effluent. The results suggest that the use of geotextile filters, particularly in combination with other cheap treatment solutions, can be an effective way to reduce the environmental hazard caused by leachate.

LISTA DE TABELAS

Tabela	Página
2.1 Dados típicos da composição de líquidos lixiviados de aterros novos e antigos. . Fonte: adaptado de O’leary & Tchobanoglous (1994) e El Fadel <i>et al.</i> (2002).	12
2.2 Faixas de valores típicos de aterros sanitários. Fonte: Reinhart & Grosh (1998).	13
2.3 Características mais prováveis do lixiviado de aterros brasileiros. Fonte: Souto & Povinelli (2007)	15
2.4 Íons presentes no chorume e suas principais fontes. Fonte: Segato & Silva, 2000.	17
2.5 Algumas Técnicas de tratamento do chorume mais utilizadas. Fonte: Adaptado de Tchobanoglous et al 1994.	31
3.1 Características técnicas dos geotêxteis utilizados	60
3.2 Designação dos Sistemas com a quantidade e tipo de Geotêxtil.	63
4.1 Caracterização Físico-Química do Chorume Bruto.	76
4.2 Resultados dos testes de toxicidade aplicados as amostras de chorume bruto.	78
4.3 Parâmetros físico-químico analisados em geotêxteis não-tecido em uma barreira de filtração.	80
4.4 Parâmetros físico-químico analisados em geotêxteis não-tecido em duas barreiras de filtração.	81
4.5 Parâmetros físico-químico analisados em geotêxteis não-tecido em três	82

	barreiras de filtração.	
4.6	Parâmetros físico-químicos analisados no sistema areia e geotêxtil.	99
4.7	Resultados de toxicidade para os sistemas propostos	104
4.8	Comparação entre parâmetros físico-químicos para todos os sistemas propostos para filtração em duas barreiras de geotêxteis.	107
4.9	Comparação entre parâmetros físico-químicos para todos os sistemas propostos para filtração em três barreiras de geotêxtil.	108

LISTA DE FIGURAS

Figura		Página
2.1	Representação dos componentes típicos de um aterro sanitário. Catapreta, 2011	10
2.2	Imagem do Aterro Sanitário de Cuiabá - MT	25
2.3	Localização do Aterro Sanitário e divisor de águas	26
2.4	Lagoa de estabilização do chorume	28
2.5	Evolução do consumo de geossintéticos na América do Norte. (modificado de KOERNER,1998)	40
2.6	Geossintéticos utilizados em aterros sanitários	41
2.7	Esquema do ensaio da espessura. (Vidal, 2004)	43
2.8	Ensaio para determinação da permeabilidade normal de geotêxteis. (Vidal, 2004).	45
2.9	Ensaio para determinação da permeabilidade transversal de geotêxteis (Vidal, 2004)	47
3.1(a)	Vista Superior do canal experimental.	56
3.1(b)	Corte longitudinal do canal experimental.	56
3.2	Canal experimental no aterro sanitário de Cuiabá-MT.	57
3.3	Disposição do canal experimental entre o aterro e as lagoas.	58
3.4	Vista superior da locação da célula, com o respectivo filtro de areia empregado, na área do aterro sanitário de Cuiabá - MT.	59
3.5	Geotêxtil não-tecido utilizado nos sistemas de tratamento.	61
3.6	Curva granulométrica da areia utilizada como material filtrante	61
3.7	Painel de geotêxtil no canal experimental	64
3.8	Aparelho para leitura de pH	65
3.9	Aparelho para análise de cor	66
3.10	Aparelho utilizado para medidas de turbidez	68

3.11	Organismo <i>Artemia Salina</i>	72
3.12	Organismo <i>Daphnia Similis</i>	72
3.13	Organismo <i>Brachydanio rerio</i>	73
3.14	Organismo <i>Vibrio fisheri</i>	74
4.1	Resultados de toxicidade do chorume bruto para os diferentes organismos testados.	79
4.2	Variação de pH para filtração em uma barreira de geotêxtil	83
4.3	Variação de pH para filtração em duas barreiras de geotêxtil	83
4.4	Variação de pH para filtração em três barreiras de geotêxtil	84
4.5	Variação da DQO para filtração em uma barreira de geotêxtil	85
4.6	Variação da DQO para filtração em duas barreiras de geotêxtil	86
4.7	Variação da DQO para filtração em três barreiras de geotêxtil	86
4.8	Variação da DBO para filtração em uma barreira de geotêxtil.	87
4.9	Variação da DBO para filtração em duas barreiras de geotêxtil.	88
4.10	Variação da DBO para filtração em três barreiras de geotêxtil.	88
4.11	Variação Nitrogênio amoniacal para filtração em uma barreira de geotêxtil.	89
4.12	Variação Nitrogênio amoniacal para filtração em duas barreiras de geotêxtil.	90
4.13	Variação Nitrogênio amoniacal para filtração em três barreiras de geotêxtil.	91
4.14	Variação de Nitratro em função da concentração de oxigênio dissolvido para filtração em uma barreira de geotêxtil.	91
4.15	Variação de Nitratro em função da concentração de oxigênio dissolvido para filtração em duas barreiras de geotêxtil.	92
4.16	Variação de Nitratro em função da concentração de oxigênio dissolvido para filtração em três barreiras de geotêxtil.	92
4.17	Variação de metais pesados para filtração em uma barreira de geotêxtil.	94
4.18	Variação de metais pesados para filtração em duas barreiras de geotêxtil.	94
4.19	Variação de metais pesados para filtração em três barreiras de geotêxtil.	95
4.20	Curva de Solubilidade do Fe em solução de cloreto férrico	96
4.21	Curva de Solubilidade dos metais em função do pH.	96

4.22	Comparação da concentração de sólidos para filtração em uma barreira de geotêxtil.	97
4.23	Variação do Fosfato para filtração em uma barreira de geotêxtil.	98
4.24	Variação do Fosfato para filtração em duas barreiras de geotêxtil.	98
4.25	Variação do Fosfato para filtração em três barreiras de geotêxtil.	99
4.26	Variação do pH no Sistema Areia	100
4.27	Variação do Nitrogênio Amoniacal no Sistema Areia	101
4.28	Variação do Nitrato no Sistema Areia.	101
4.29	Variação da DBO no Sistema Areia.	102
4.30	Variação da DQO no Sistema Areia	102
4.31	Variação do Fosfato no Sistema Areia	103
4.32	Variação da concentração de Metais Totais no Sistema Areia	103
4.33	Comportamento da toxicidade para <i>Microtox</i> nos sistemas analisados	104
4.34	Comportamento da toxicidade para <i>Daphnia</i> nos sistemas analisados	105
4.35	Comportamento da toxicidade para <i>Artemia</i> nos sistemas analisados	105
4.36	Comportamento da toxicidade para <i>B. rerio</i> nos sistemas analisados	106

LISTA DE SÍMBOLOS, NOMENCLATURAS E ABREVIACÕES

1. SÍMBOLOS

V_v	Volume de vazios do geotêxtil
V	Volume total do geotêxtil
T_g	Espessura do geotêxtil
γ	Peso específico total do geotêxtil
γ_f	Peso específico da fibra
μ	Massa por unidade de área do geotêxtil
ρ_f	Densidade da fibra
γ_a	Peso específico da água a 4°C.
Zn	Zinco
Cu	Cobre
Cd	Cádmio
Hg	Mercúrio
Cr	Cromo
Fe	Ferro
NO_3^-	Nitrato
PO_4^{-3}	Fosfato
NH_4^+	Amônio
K	Coefficiente de Permeabilidade de Darcy
Q	Vazão
ΔH -	Perda de carga total
K_T	Permeabilidade transversal

L	Comprimento da amostra na direção do fluxo
A	Área do fluxo
CO ₂	Dióxido de Carbono
CH ₄	Metano
CaCO ₃	Carbonato de Cálcio
Ca(OH) ₂	Hidróxido de Cálcio
pH	Potencial Hidrogeniônico

1. ABREVIACÕES

CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
MOD	Matéria Orgânica Dissolvida
OD	Oxigênio Dissolvido
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
COX	Composto Orgânico Xenobiótico
CE50	Concentração Efetiva em 50% dos organismos testados
CL50	Concentração Letal em 50% dos organismos testados
DE50	Dose Efetiva em 50% dos organismos testados
DL50	Dose Letal em 50% dos organismos testados
UT	Unidade de Toxicidade
IFMT	Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Mato Grosso
SEMA	Secretaria Estadual de Meio Ambiente
FEEMA	Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente

Sumário

CAPÍTULO 1	1
1- INTRODUÇÃO	1
1.1- JUSTIFICATIVA DA PESQUISA.....	3
1.2 - OBJETIVOS GERAIS E ESPECÍFICOS.....	5
1.3 ORGANIZAÇÃO GERAL DA TESE	6
CAPÍTULO II	7
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	7
2.1 Resíduos Sólidos Urbanos – RSU	7
2.2 O Aterro Sanitário	9
2.3 Percolados de Aterros Sanitários.....	11
2.4- Desafios no tratamento do percolado de aterros sanitários.....	17
2.5- Toxicidade	18
2.5.1 Toxicidade Aguda.....	19
2.5.2 Toxicidade Crônica.....	20
2.6 Organismos Padronizados para teste de toxicidade	21
2.6.1 Peixes	21
Onde:	22
2.6.2 Bactérias	22
2.7 O Aterro Sanitário de Cuiabá-MT.....	24
2.8 Técnicas empregadas para tratar o percolado de aterros	30
2.9 Parâmetros importantes para qualidade de efluentes	31
2.9.1 Parâmetros físicos	32
2.9.2 Parâmetros químicos	33
2.9.3 Parâmetros biológicos	38
2.10 Geossintéticos utilizados em Aterros Sanitários	39
Sistemas Drenantes em aterro sanitário	39
2.11 Filtro Geotêxtil	40
2.12 Propriedades dos geotêxteis	42
2.12.1 Propriedades Mecânicas	42
2.12.2 Propriedades Hidráulicas.....	44
2.13 Filtro Granular.....	48
2.14 O fenômeno de colmatação	48
2.15 Biofilme.....	52
CAPÍTULO 3	55
3.1 – INTRODUÇÃO	55

3.1.1 – Canal Experimental com filtros geotêxteis	55
3.1.2 – Concepção do canal experimental.....	56
3.2 - Geotêxteis	59
3.3 – Areia	61
3.4 – Chorume	62
3.5 – PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL	63
3.6 – PROCEDIMENTO ANALÍTICO	65
3.6.1 – Parâmetros Físico-Químicos	65
3.6.2 - Toxicidade.....	71
CAPÍTULO 4	75
4.1- INTRODUÇÃO	75
4.2 – PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS ANALISADOS	75
4.3 - TOXICIDADE	78
4.4 - ANÁLISES REALIZADAS PARA O CHORUME TRATADO	80
4.4.1 - pH (POTENCIAL HIDROGENIÔNICO)	82
4.4.2 - DEMANDA QUÍMICA E BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO	84
4.4.3 – NITROGÊNIO AMONÍACAL E NITRATO.....	89
4.4.4 - METAIS PESADOS	93
4.4.5 - SÓLIDOS.....	97
4.4.6 – FOSFATO (PO_4^{-3}).....	98
4.5 -TOXICIDADE.....	103
4.6 - COMPARAÇÃO ENTRE RESULTADOS PARA GEOTÊXTEIS E AREIA NOS TRATAMENTOS PROPOSTOS.	107
CAPÍTULO 5	109
CONCLUSÕES E SUGESTÕES.....	109
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	112

CAPÍTULO 1

1- INTRODUÇÃO

A questão do lixo é um grande desafio a ser enfrentado devido à sua importante contribuição no que se refere à caracterização da qualidade de vida da população, bem como das atividades usuárias dos solos e dos corpos receptores d'águas.

Com o aumento da população, o aumento da geração resíduos sólidos traz consigo um grande desafio às autoridades municipais, que vai desde a promoção da coleta de lixo gerado até a determinação de áreas adequadas à sua disposição. A disposição de forma segura e confiável dos resíduos sólidos urbanos é um importante componente do gerenciamento integrado desses resíduos. Raramente os resíduos sólidos são dispostos em áreas tecnicamente selecionadas, bem planejadas ou adequadamente gerenciadas, e são usualmente acessíveis a animais e catadores de resíduos. O gerenciamento de resíduos sólidos urbanos gerados diariamente é um problema sério em muitos países economicamente em desenvolvimento, principalmente em relação à disposição final, onde, na maioria desses países, uma quantidade expressiva dos resíduos que são coletados é simplesmente disposta em depósitos a céu aberto (denominados lixões).

Existem hoje, diversos processos e sistemas de tratamento de resíduos que se adequam a cada situação e tipo de resíduo. Os resíduos gerados pelas populações oferecem potencial risco à mesma e ao meio ambiente, caso sejam dispostos de forma inadequada.

A disposição de resíduos sólidos sobre o solo, em aterros, é hoje a forma de disposição final mais empregada, principalmente em países em desenvolvimento, uma vez que a sua implantação e operação resumem-se a procedimentos bastante simples e econômicos. Entretanto, exigem certos cuidados que associem a disposição final com a completa proteção ambiental. Assim, nota-se a necessidade de se conceber um planejamento adequado que envolva os mais variados estudos que possibilitem implantar e operar um aterro sanitário, que venha abranger todas as questões do ponto de vista sanitário, ambiental e de saúde pública.

Requisitos básicos de segurança devem ser considerados no projeto do aterro de modo a reduzir os impactos ambientais por ele causados, tais como: contaminação do lençol freático, do solo e a poluição do ar por gases tóxicos.

Os sistemas convencionais de drenagem nos aterros sanitários estão cada vez mais sendo substituídos por geossintéticos, devido às suas vantagens como alta capacidade de fluxo, fácil transporte e armazenamento, além da redução da mão-de-obra e facilidade de instalação. A desvantagem da utilização do geossintético é que ele poderá ter seu funcionamento comprometido com o passar do tempo devido ao processo de colmatação total ou parcial, que poderá ser biológica, química ou física. Embora seja importante conhecer os processos de colmatação nesses sistemas, pouco se conhece ainda sobre esse processo.

Na maioria das cidades, o tratamento do chorume é feito por oxidação biológica. Este tipo de tratamento demanda muitos dias para que o líquido alcance os parâmetros de degradabilidade legalmente aceitáveis. Também, é comum a aspersão do chorume sobre a superfície do aterro (recirculação). Alguns especialistas consideram este método inviável devido à acidificação do meio bacteriano, que inviabiliza o tratamento. Em algumas localidades, o chorume é transportado para uma estação de tratamento de esgoto, onde recebe o tratamento microbiológico. Entretanto, as estações de tratamento de esgoto das cidades não estão preparadas para receber este tipo de efluente, que normalmente causam danos à população microbiana da estação, inviabilizando o tratamento.

O chorume ainda pode ser tratado por processos físico-químicos, como: coagulação, floculação, filtração, adsorção, precipitação, entre outros, mas estes processos demandam reagentes e geram lodo, podendo se tornar onerosos (Chiang et al., 2001). Portanto estas formas de tratamento possuem algumas limitações, tais como a susceptibilidade do efluente, presença de compostos refratários e substâncias tóxicas, a ocupação de grandes áreas de instalação e eficiência limitada na remoção de cor.

1.1- JUSTIFICATIVA DA PESQUISA

Como comentado anteriormente, um sério problema que ocorre nos aterros é a geração do chorume, que é um líquido escuro oriundo da degradação dos resíduos, apresenta substâncias altamente solúveis e por isso pode contaminar as águas do subsolo nas

proximidades do aterro, bem como atingir poços artesianos (Amaral et al., 1994; Fusconi & Godinho, 1999). Portanto, deve-se levar em consideração que vários fatores podem influenciar no potencial de contaminação do chorume produzido em um aterro como, por exemplo, a composição dos resíduos, o tempo decorrido, a temperatura no interior da massa do lixo, a umidade e a quantidade de oxigênio disponível. Logo, faz-se necessário um criterioso projeto de drenagem do chorume gerado no aterro sanitário de modo a evitar ou minimizar os prejuízos que o mesmo pode causar ao ambiente.

Em aterros sanitários de resíduos sólidos o sistema de drenagem de líquidos lixiviados instalado junto à fundação do aterro é fundamental à garantia da correta captação e condução do chorume, estando isento dos recalques do maciço sanitário, uma vez que estará diretamente apoiado sobre o terreno natural ou sobre o sistema de impermeabilização.

Em aterros e lixões, quando a matéria orgânica entra em decomposição, forma o chorume, líquido escuro de odor desagradável, potencial patogênico e toxicológico. O chorume pode ser considerado como um efluente complexo, que pode conter compostos orgânicos (fenóis, pesticidas, alcoóis..) metais potencialmente tóxicos (Zn, Cu, Pb, Cd, Hg...) e muitos outros íons (NH_4^+ , Ca^{++} , K^+ , S^{2-} ...) (Clement et al., 1997). A composição do chorume varia com o tipo de solo utilizado na cobertura dos resíduos, do tipo de resíduo depositado, condições climáticas, da época do ano, da hidrogeologia e da idade do aterro (Farquhar, 1989). Chorumes de aterro mais antigos são caracterizados por possuírem uma grande quantidade de compostos orgânicos persistentes, alto índice de Demanda Química de oxigênio- DQO, amônia e alcalinidade, e baixas biodegradabilidade e Demanda Bioquímica de Oxigênio- DBO (Wang et al., 2003). Portanto o aterro em condições adversas pode se tornar foco de contaminação hidrogeológica.

A utilização de geossintético em obras de proteção ambiental tem aumentado

significativamente por diversas razões, tais como: são de fácil instalação em camadas drenantes e de impermeabilização em comparação com similares naturais, diminuindo muito o tempo de execução da obra. Além disso ocupam volumes muito menores na área de disposição de resíduos que os ocupados por camadas de areia, brita e argila compactada, promovendo uma maximização do volume útil da área de disposição de resíduo.

Para Mlynarek & Rollin (1995), o sistema de coleta de chorume é uma parte crucial do aterro. O propósito desse sistema é evacuar o chorume do lixo ou o líquido resultante da percolação e da precipitação através do resíduo durante a vida útil do aterro. Ambos os requisitos filtração e drenagem têm que ser satisfeitos para evitar um aumento da pressão hidráulica dentro da célula de lixo que maximiza as consequências de contaminação do subsolo, caso o sistema de barreira apresente defeitos.

Ao ser drenado do aterro, o lixiviado carrega materiais em suspensão e dissolvidos com alto potencial de contaminação (Nascimento et al., 2001). Além disso, verifica-se que apresentam características que variam em função dos resíduos aterrados e com a idade do aterro. Assim, o lixiviado é um efluente muito complexo, apresentando ainda variabilidade de composição, uma vez que cada aterro gera lixiviado com características particulares.

O tratamento dos líquidos lixiviados consiste, hoje, em um dos principais problemas e dúvidas enfrentadas por projetistas e por operadores de aterros sanitários. Como descrito anteriormente, o chorume possui uma constituição muito variada e é altamente poluidor do ponto de vista de carga orgânica. Têm sido adotados os processos utilizados para o tratamento do líquido percolado de aterros sanitários. Porém, no Brasil, ainda não se possui dados concretos sobre a eficiência dos sistemas de tratamentos empregados, sendo que os resultados existentes se resumem mais a pesquisas realizadas em universidades.

Em sistemas operados em escala real, poucos são os dados disponíveis na bibliografia. Contudo, nos últimos anos tem crescido o número de aterros sanitários que possuem sistemas de tratamento, haja vista a implementação de novas leis ambientais e uma maior fiscalização. Os sistemas de tratamento mais empregados são: filtros biológicos (aeróbicos e anaeróbicos), tratamento físico-químico, recirculação e estações de tratamento de esgotos.

Em função das dificuldades encontradas no tratamento do chorume e poucos dados disponíveis na bibliografia, este trabalho torna-se relevante para estudar a utilização de geotêxteis como elementos filtrantes em áreas de disposição de resíduos sólidos visando minimizar o impacto ambiental provocado por chorume e avaliar a ação do chorume nos mecanismos de colmatação destes filtros.

Fazendo uso de uma célula experimental construída no próprio aterro, que será detalhada no momento oportuno, essa pesquisa objetivou-se a avaliar a influência do geotêxtil não tecido nas propriedades físico-químicas do chorume, podendo o geotêxtil ser utilizado como filtro aliado ao fenômeno de colmatação, como forma de dirimir o potencial poluente do chorume.

1.2 - OBJETIVOS GERAIS E ESPECÍFICOS

Objetivo Geral

Estudar a utilização de geotêxteis como elementos filtrantes em áreas de disposição de resíduos sólidos visando minimizar o impacto ambiental provocado por chorume.

Objetivos específicos

Avaliar a utilização de filtros geotêxteis como forma de diminuir o potencial poluente de efluentes de áreas de disposição de resíduos sólidos domésticos.

Avaliar a influência dos filtros geotêxteis nas propriedades físico-químicas do chorume.

Prever método alternativo para o tratamento do chorume de aterro sanitário.

Avaliar a eficiência de filtros geotêxteis como elemento filtrante de chorume de aterro sanitário.

1.3 ORGANIZAÇÃO GERAL DA TESE

A Tese foi dividida em cinco capítulos, cujos conteúdos estão apresentados abaixo:

O capítulo I apresenta uma breve introdução do tema estudado, a justificativa, objetivos e a estrutura da tese;

O capítulo II apresenta a revisão bibliográfica que serviu de base para elaboração da metodologia, uma vez que ainda há poucas referências sobre o tema estudado;

O capítulo III apresenta os materiais, métodos e equipamentos utilizados durante o desenvolvimento da pesquisa;

O Capítulo IV apresenta os resultados de caracterização do chorume antes e após passagem pelos filtros de geotêxtil não-tecido, bem como os resultados qualitativos e quantitativos do material retido nos filtros;

O Capítulo V apresenta as conclusões e sugestões para trabalhos futuros.

CAPÍTULO II

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Alguns conceitos e embasamentos teóricos, principalmente na área da Geotecnia Ambiental são de fundamental importância para o entendimento do presente trabalho. Portanto, esta revisão, além de apresentar estudos afins ao tema que antecederam este trabalho, será intercalada por definições e embasamentos teóricos referentes às metodologias que serão empregadas no desenvolvimento da pesquisa. Assim, será feita uma abordagem sobre aterros sanitários, enfocando principalmente os temas “Resíduos Sólidos” e Chorume”. Será apresentado um histórico sobre a utilização de geossintéticos e suas aplicações nos sistemas de drenagem e coleta de chorume.

2.1 Resíduos Sólidos Urbanos – RSU

Os resíduos sólidos, ou simplesmente lixo, de acordo com o Dicionário de Aurélio Buarque de Holanda (Holanda, 1988), é definido como tudo aquilo que não se quer mais e se joga fora; coisas inúteis, velhas e sem valor.

A Norma Técnica Brasileira da ABNT, NBR 13.896 (ABNT, 2004) define os resíduos sólidos como sendo os “resíduos nos estados sólido e semi-sólido, que resultam de atividades da comunidade de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Ficam incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos de água, ou exijam para isso soluções técnica e economicamente inviáveis face à melhor tecnologia disponível”. Segundo a Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei 12.305 – Brasil, 2010), os resíduos sólidos são entendidos como material, substância, objeto ou bem descartado resultante de atividades humanas em sociedade, a cuja destinação final se procede, se propõe proceder ou se está obrigado a proceder, nos estados sólido ou semi-sólido, bem como gases contidos em recipientes e líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou em corpos

d'água, ou exijam para isso soluções técnica ou economicamente inviáveis em face da melhor tecnologia disponível.

A Lei Estadual nº 7.862 (Mato Grosso, 2002), define os resíduos sólidos como sendo os materiais que resultam das atividades humanas em sociedade e que se apresentem nos estados sólidos, semi-sólidos ou líquido, este último quando não passível de tratamento convencional.

Diante de várias definições, torna-se evidente a complexidade dos resíduos sólidos. Sendo assim são classificados de diversas formas, variando de um local para outro e em função dos resíduos que são gerados na região.

De acordo com a norma NBR 10.004 da ABNT (1987), resíduos sólidos podem ser classificado em três classes da seguinte forma:

Classe I ou perigosos – aqueles que, em função de suas características intrínsecas de inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade ou patogenicidade, apresentam riscos à saúde pública por meio do aumento da mortalidade ou da morbidade, ou ainda provocam efeitos adversos ao meio ambiente quando manuseados ou dispostos de forma inadequada.

Classe II ou não-inertes – resíduos que podem apresentar características de combustibilidade, biodegradabilidade ou solubilidade, com possibilidade de acarretar riscos à saúde ou ao meio ambiente, não se enquadrando nas classificações dos outros resíduos.

Classe III ou inertes – aqueles que, por suas características intrínsecas, não oferecem riscos à saúde e ao meio ambiente, e que, de acordo com o estabelecido pela Portaria 2914/2011 do Ministério da Saúde, não tiverem nenhum de seus constituintes solubilizados a concentrações superiores aos padrões de potabilidade da água.

Com o crescimento populacional mundial ao longo dos anos, as demandas com relação ao suprimento de matérias-primas, alimento e energia, aumentaram significativamente. Em consequência, a quantidade de resíduos sólidos refugados pelo homem também aumentou e associado a um aumento dos aglomerados urbanos e conseqüentemente diminuição dos prováveis locais de destinação destes resíduos.

O tratamento e a disposição final segura de resíduos sólidos urbanos representam hoje

um dos principais problemas a ser equacionado pelas administrações municipais brasileiras, já que as mesmas não possuem recursos orçamentários e financeiros suficientes, que atendam soluções administrativas para os problemas locais.

No Brasil, de acordo com a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico - PNSB (IBGE, 2013), para grande parte do lixo domiciliar coletado, a alternativa amplamente adotada para a disposição e tratamento desses resíduos sólidos urbanos gerados diariamente pela população ainda é o Aterro Sanitário. Esses sistemas, ainda representam a solução técnica e economicamente mais viável para a disposição de resíduos sólidos urbanos, segundo (Benvenuto & Cunha, 1991). Segundo esta mesma pesquisa em relação à destinação final, observa-se, que segundo os microdados da PNSB, os vazadouros estão presentes em 48% dos municípios brasileiros, representando integralmente ou parcialmente as unidades dos resíduos sólidos no País, o que corresponde a 17,9% do volume dos resíduos sólidos coletados no País. Dados da mesma fonte, mostra que, das 1429 unidades de disposição de solo informado pelos representantes dos gestores, apenas 37% são declaradas como aterros sanitários, 28% como aterros controlados e 35% como lixões. Já a disposição final da massa de resíduos coletados, distribui-se em 7,9% em aterros sanitários, 17,7% em aterros controlados, 5,1% em lixões e 2,3 em unidades de triagem e de compostagem.

2.2 O Aterro Sanitário

A NBR 8419/92 define aterro sanitário como: “ *técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo, sem causar danos à saúde pública e à sua segurança, minimizando os impactos ambientais, método este que utiliza princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos à menor área possível e reduzi-los ao menor volume permissível, cobrindo com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho, ou a intervalos menores, se necessário*”.

O aterro sanitário é um tratamento baseado em técnicas sanitárias (impermeabilização do solo/compactação e cobertura diária das células de lixo/coleta e tratamento de gases/coleta e tratamento do chorume), entre outros procedimentos técnico-operacionais responsáveis em evitar os aspectos negativos da disposição final do lixo, ou seja, a proliferação de vetores de doença, exalação de mau cheiro, contaminação de lençóis freáticos e o surgimento de doenças.

Entretanto, apesar das vantagens, este método enfrenta limitações por causa do crescimento das cidades, associado ao aumento da quantidade de lixo produzido. As áreas destinadas para implantação de aterros têm uma vida útil limitada e novas áreas são cada vez mais difíceis de serem encontradas próximas aos centros urbanos.

Os aterros sanitários são basicamente locais onde os resíduos são confinados no terreno, livre de contato com o ar e cobertos com uma camada solo, conforme a Figura 1. O terreno é impermeabilizado para permitir que os líquidos e os gases resultantes da decomposição que estes resíduos sofrem, principalmente por bactérias, sejam drenados e tratados, para evitar a contaminação do ambiente.

O sistema de aterro sanitário precisa ser associado à coleta de lixo e à reciclagem, o que permitirá que sua vida útil seja bastante prolongada, além do aspecto altamente positivo de se implantar uma educação ambiental com resultados promissores para a comunidade, desenvolvendo coletivamente uma consciência ecológica, cujo resultado é sempre uma maior participação da população na defesa e preservação do meio ambiente.

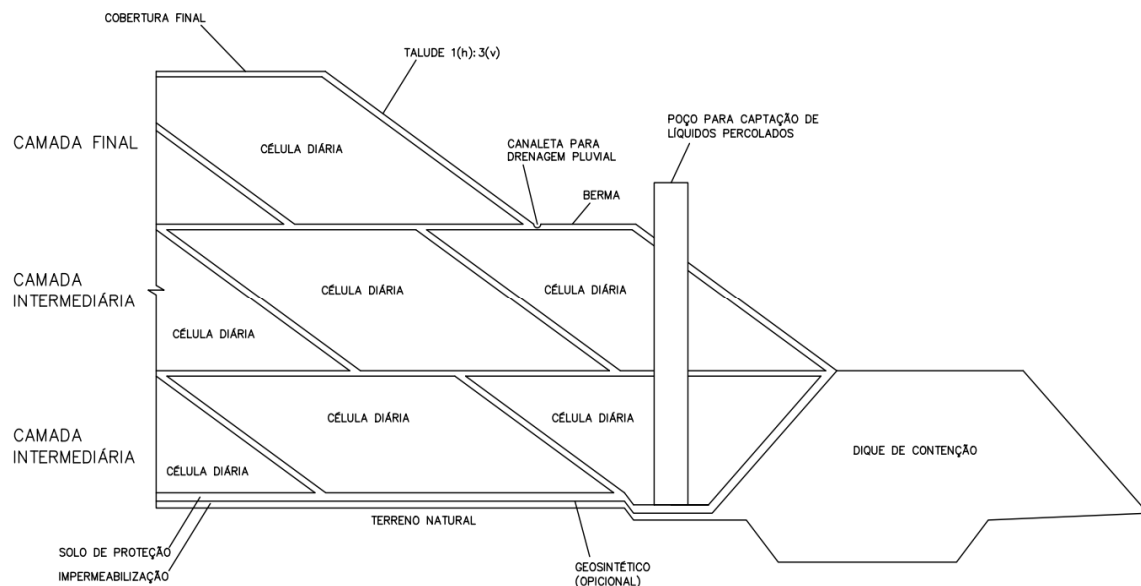


Figura 2.1 – Representação dos componentes típicos de um aterro sanitário (Adaptado de Catapreta, 2011)

2.3 Percolados de Aterros Sanitários

Um sério problema que ocorre nos aterros é a geração do chorume, que é um líquido escuro oriundo da degradação dos resíduos, apresenta substâncias altamente solúveis e por isso pode contaminar as águas do subsolo nas proximidades do aterro podendo atingir o lençol freático (Amaral et al., 1994; Fusconi & Godinho, 1999).

Sua origem pode ser a umidade natural do lixo, a água de constituição da matéria orgânica, as enzimas que as bactérias existentes no lixo expelem no processo de decomposição da matéria orgânica e a água proveniente da precipitação pluviométrica sobre o aterro que, dependendo da sua quantidade, pode aumentar significativamente o volume de chorume.

O conhecimento da geração de lixiviados é de vital importância na definição das estratégias de gestão e procedimentos de tratamento a serem adotadas em projeto. Neste tipo de efluente, o local, a característica dos resíduos depositados, o tamanho das partículas, o clima, o tipo e a qualidade dos sistemas de drenagem e impermeabilização de base constituem fatores que influenciam e afetam as características quantitativas e qualitativas dos lixiviados (Russo & Vieira, 2000).

A geração de resíduos das mais diversas fontes e suas possíveis consequências para o meio ambiente tornaram-se uma preocupação mundial. Acidentes relacionados à contaminação de recursos naturais por derramamentos de líquidos perigosos ou disposição inadequada de resíduos levaram à prática cada vez mais comum das chamadas obras de proteção ambiental. As obras de proteção ao meio ambiente visam reduzir a poluição a níveis aceitáveis, seja ela de origem doméstica ou industrial.

A poluição de origem doméstica é gerada por resíduos sólidos e efluentes domésticos produzidos pela própria população.

Os resíduos resultantes dessas atividades geralmente são dispostos sobre o solo. Porém, quando este não possui características atenuantes, os corpos d'água, tanto superficiais quanto profundos, devem ser protegidos de duas maneiras básicas:

- Impermeabilizando: isto é, criando barreiras para impedir que a água ou líquidos poluentes atinjam os locais a serem protegidos;

- Drenando: ou seja, criando caminhos preferenciais para a água ou líquidos poluentes, afastando-os dos locais a serem protegidos.

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

As características dos lixiviados também variam com o tempo de disposição dos resíduos no aterro. Na Tabela 2.1 são apresentados valores típicos de parâmetros da composição de líquidos lixiviados em diferentes idades de um aterro sanitário.

Tabela 2.1 – Dados típicos da composição de líquidos lixiviados de aterros novos e antigos. . Fonte: adaptado de O’leary & Tchobanoglous (1994) e El Fadel et al., (2002).

Parâmetros	Idade do Aterro				
	0 a 2	0 a 5	5 a 10	0 a 15	> 20
DBO	2.000–30.000	10.000 - 25.000	1.000 - 4.000	50 - 1.000	< 50
DQO	60.000	15.000 – 40.000	10.000 – 20.000	1.000 – 5.000	< 1.000
Nitrogênio Total	10 – 800	1.000 – 3.000	400 - 600	75 - 300	< 50
Nitrogênio amoniacal	10 - 800	500 – 1500	300 - 500	50 - 200	< 30
SDT	-	10.000 – 25.000	5.000 – 10.000	2.000 – 5.000	< 1.000
pH	4,5 – 7,5	3 - 6	6 - 7	7 – 7,5	7,5
Cálcio	200 – 3.000	2.000 – 4.000	500 – 2.000	300 - 500	< 300
Sódio	200 - 2500	2.000 – 4. 000	500 – 1.500	100 - 500	< 100
Potássio	200 – 1.000	2.000 – 4. 000	500 – 1.500	100 - 500	< 100
Ferro	50 – 1.200	500 – 1.500	500 -1.000	100 - 500	< 100
Magnésio	50 – 1.500	500 – 1.500	500 -1.000	100 - 500	< 100
Zinco	-	100 - 200	50 - 100	>50	< 10
Cloreto	200 – 3.000	1.000 – 3.000	500 – 2.000	100 - 500	< 100
Sulfato	50 – 1.000	500 – 2.000	200 – 1.000	50 - 200	< 50
Fósforo		100 – 300	10 - 100	-	<10

Todos os valores dos parâmetros em mg/L, exceto o pH.

Souto & Povinelli (2007) realizaram estudos onde procuraram estabelecer faixas de variação dos parâmetros físico-químicos de líquidos gerados em aterros brasileiros. Durante a realização dos estudos, os autores constaram que, ao contrário do que é dito na bibliografia internacional acerca de países de clima temperado, a transição entre

chorume novo e chorume velho parece acontecer dentro de um a dois anos após o início da operação em países tropicais, e não após cerca de cinco anos. Sendo assim, diversos autores têm descrito faixas de variação de parâmetros relacionados aos líquidos lixiviados. A Tabela 2.2, mostra as faixas descritas, não por idade desses aterros.

Tabela 2.2 – Faixas de valores típicos de aterros sanitários. Fonte: Reinhart & Grosh (1998).

Parâmetro	Pohland & Harper (1985)	South Flórida landfills (1987)	Ehrih (1989)	Qasim & Chiang (1994)
DBO	4 - 57.700	-	20 - 4.000	80 - 28.000
DQO	31 - 71.700	530 - 3.000	500 - 60.000	400 - 40.000
pH	4,7 - 8,8	6,1 - 7,5	4,5 - 9,0	5,2 - 6,4
Cloreto	30 - 5.000	112 - 2.360	100 - 5.000	70 - 1.330
Amônia	2 - 1.030	9,4 - 1.340	30 - 3.000	56 - 482
Fósforo total	0,2 - 120	1,5 - 130	0,1 - 30	8 - 35.
Ferro	4 - 2.200	1,8 - 22	3 - 2.100	0,6 - 325
Cádmio	70 - 3.900	<0,005	<0,05 - 0,14	<0,05
Chumbo	0,001 - 1,44	<0,105	0,008 - 1,02	0,5 - 1,0
Zinco	0,06 - 220	-	0,03 - 120	0,1 - 30

Todos os valores dos parâmetros em mg/L, exceto o pH.

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

1) Matéria Orgânica Dissolvida (MOD): correspondente a macromoléculas como ácidos húmicos e fulvicos, lignina e ácidos graxos.

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

3) Macrocomponentes inorgânicos: caracterizam-se por apresentar componentes inorgânicos essenciais em grandes quantidades, como íons sódio (Na^+), potássio (K^+), cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}), ferro (Fe^{3+} e Fe^{2+}), cloretos (Cl^-), sulfato (SO_4^{2-}) e amônio (NH_4^+).

4) Metais pesados: presentes em pequenas concentrações, as quais ainda diminuem ao longo dos anos. Encontram-se no lixiviado substâncias em nível traço, como boro (B), arsênio (As), selênio (Se) entre outros.

A percolação do lixiviado ocorre tanto durante a fase de enchimento quanto após o fechamento do aterro. Este fluido possui uma ampla variação de características, e a magnitude de seus constituintes pode variar para diferentes tamanhos de aterros.

Vários fatores podem influenciar na qualidade do chorume, segundo Bagchi (1990). A composição do lixo municipal é bastante variável e esta variação é tanto maior quanto mais degradável for o lixo. A qualidade do chorume é também variável com o tempo. A concentração de constituintes do chorume atinge um valor de pico após poucos anos e vai decrescendo gradualmente. A temperatura atmosférica no local do aterro é outro fator que afeta tanto o crescimento bacteriológico como as reações químicas, alterando assim as características do chorume. A umidade e o oxigênio disponível são outros dois fatores que influenciam as características do chorume. As características químicas do chorume são diferenciadas para as condições de decomposição anaeróbica ou aeróbica. A Tabela 2.3, mostra dentre as variações das características do chorume, as mais prováveis de ocorrer em aterros brasileiros.

Tabela 2.3 – Características mais prováveis do lixiviado de aterros brasileiros. Fonte: Souto & Povinelli (2007)

Parâmetros	Faixa máxima	Faixa mais provável	FVMP (%)
pH	5,7 - 8,6	7,2 - 8,6	78
Alcalinidade Total	750 - 11.400	750 - 7.100	69
Dureza	95 - 3.100	95 - 2.100	81
Condutividade	2.950 - 25.000	2.950 - 17.660	77
DBO	< 20 - 30.000	<20 - 8.600	75
DQO	190 - 80.000	190 - 22.300	83
Óleos e graxas	10 - 480	10 - 170	63
Fenóis	0,9 - 9,9	0,9 - 4,0	58
NTK	80 - 3.100	não há	-
N-amoniaco	0,4 - 3.000	0,4 - 1.800	72
N-orgânico	5 - 1.200	400 - 1.200	80
N-nitrito	0 - 50	0 - 15	69
N-nitrato	0 - 11	0 - 3,5	69
P-total	0,1 - 40	0,1 - 15	63
Sulfeto	0 - 35	0 - 10	78
Sulfato	0 - 5.400	0 - 1.800	77
Cloreto	500 - 5.200	500 - 3.000	72
Sólidos totais	3.200 - 21.00	3.200 a 14.400	79
Sólidos totais voláteis	630 - 20.000	630 - 5.000	60
Sólidos totais fixos	2.100 - 14.500	2.100 - 8.300	74
Sólidos suspensos totais	5 - 2.800	5 - 700	68
Sólidos suspensos voláteis	5 - 530	5 - 200	62
Ferro	0,01 - 260	0,01 - 65	67
Manganês	0,04 - 2,6	0,04 - 2,0	79
Cobre	0,005 - 0,6	0,05 - 0,15	61
Níquel	0,03 - 1,1	0,03 - 0,5	71
Cromo	0,003 - 0,8	0,003 - 0,5	89
Cádmio	0 - 0,26	0 - 0,065	67
Chumbo	0,01 - 2,8	0,01 - 0,5	64
Zinco	0,01 - 8,0	0,01 - 1,5	70

Parâmetros em mg/L, exceto pH e condutividade (mS/cm)

A precipitação em uma determinada localização geográfica, pode influenciar a quantidade de chorume. Outro fator que também contribui para a quantidade, é a localização do aterro, principalmente quando construído sobre lençóis freáticos. O volume do lixiviado pode ser aumentado também pela água liberada pelos vazios do lixo durante a compressão nas células de deposição.

Diante do exposto, deve-se levar em consideração que vários fatores podem influenciar no potencial de contaminação do chorume produzido em um aterro como, por exemplo, a composição dos resíduos, o tempo decorrido desde a temperatura no interior da massa do lixo, a umidade e a quantidade de oxigênio disponível. Portanto,

faz-se necessário um criterioso projeto de drenagem do chorume gerado no aterro sanitário de modo a evitar ou minimizar os prejuízos que o mesmo pode causar ao ambiente.

Para evitar a contaminação do solo e da água são necessários estudos para avaliar alguns parâmetros como: constituição do solo, permeabilidade, capacidade de carga, nível do lençol freático e localização de jazidas de material para cobertura, grau de compactação, condições meteorológicas do lugar, tipo de tratamento do lixiviado, natureza dos resíduos sólidos, topografia do terreno.

Os microrganismos são os principais agentes dos processos de degradação e reciclagem de nutrientes, sua capacidade de degradar ou transformar essas substâncias é indício de sua recalcitrância ou persistência no meio ambiente. As substâncias que podem oferecer dificuldade à biodegradação em decorrência de alguns fatores, apresentam geralmente, estrutura química desprovida de grupos funcionais reativos, ação tóxica sobre a microflora, capacidade de interagir com elementos ou compostos químicos não acessíveis às enzimas extracelulares.

No caso do chorume, alguns autores afirmam que a recalcitrância estaria associada à presença de compostos de elevada massa molecular com estruturas muito complexas, como é o caso das substâncias húmicas.

As substâncias húmicas constituem uma importante fração do material orgânico dissolvido nas águas naturais. São macromoléculas polifuncionais que alteram com frequência as suas conformações em função das interações que ocorrem entre seus grupos funcionais. Essas substâncias possuem estruturas complexas e heterogêneas, contendo carbono, oxigênio, hidrogênio e pequenas quantidades de nitrogênio, fósforo e enxofre. A decomposição de resíduos de plantas e animais por meio de processos químicos, físicos e biológicos, podem fazer com que essas substâncias ocorram em solos e águas naturais. As substâncias húmicas podem ser divididas em três classes de acordo com a faixa de pH:

- Ácidos fúlvicos – materiais solúveis em água em todas as condições de pH;
- Ácidos húmicos- são solúveis em $\text{pH} > 2$;

- Húmus – solúveis em qualquer pH.

2.4- Desafios no tratamento do percolado de aterros sanitários

Durante sua vida útil e após cessar o seu funcionamento, é necessário que haja um monitoramento cuidadoso dos gases, bem como o emprego de técnicas de tratamento dos líquidos percolados gerados. O chorume gera impactos ambientais por apresentar elevado poder de poluição das águas. A percolação do líquido no aterro pode provocar a poluição das águas subterrâneas e superficiais, sendo que uma das primeiras alterações observadas é a redução do teor de oxigênio dissolvido, que pode prejudicar a fauna e a flora aquática.

Outros poluentes presentes no chorume são os metais, que podem se apresentar em diversas formas (livres, complexados, não solubilizados). Devido à sua complexidade, o chorume formado nos aterros deve ser tratado antes de seu lançamento em corpos receptores.

A variabilidade da composição dos resíduos aterrados, pode produzir chorumes com elevados teores de metais tóxicos, xenobióticos (substâncias químicas produzidas pelas atividades humanas) e microrganismos perigosos à saúde. A carga contaminante dos lixiviados é composta de muitas substâncias diferentes, oriundas de fontes diversas. A Tabela 4 mostra alguns íons encontrados nos lixiviados e sua origem.

Tabela 2.4– Íons presentes no chorume e suas principais fontes. Fonte: Segato & Silva (2000).

Íons	Fontes
Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}	Material orgânico, entulhos de construção, cascas de ovos
PO_4^{3-} , NO_3^- , CO_3^{2-}	Material orgânico
Cu^{2+} , Fe^{2+} , Sn^{2+}	Material eletrônico, latas, tampas de garrafas
Hg^{2+} , Mn^{2+}	Pilhas comuns e alcalinas, lâmpadas fluorescentes
Ni^{2+} , Cd^{2+} , Pb^{2+}	Baterias recarregáveis (celular, telefone sem fio, automóveis)
Al^{3+}	Latas descartáveis, utensílios domésticos, cosméticos, embalagens laminadas em geral
Cl^- , Br^- , Ag^+	Tubos de PVC, negativos de filmes de raio-X
As^{3+} , Sb^{3+} , Cr^{x+}	Embalagens de tintas, vernizes, solventes orgânicos

2.5- Toxicidade

A concentração de componentes inorgânicos do chorume é muito alta, sendo talvez a principal responsável pela toxicidade. Levando em consideração as condições do corpo receptor, esta toxicidade irá afetar organismos que são produtores primários, componentes do fitoplâncton, que constituem o elemento básico da cadeia alimentar, transformando a matéria inorgânica em orgânica, para alimentar outros organismos (Silva, 2002).

A cadeia alimentar ou trófica é formada por uma série de organismos desde os produtores até os consumidores finais. Portanto, pode ocorrer a concentração de tóxicos ao longo da cadeia, fenômeno denominado bioacumulação.

Na literatura há poucos trabalhos que correlacionam a tratabilidade dos efluentes com sua toxicidade, a grande maioria dos trabalhos aborda principalmente a toxicidade do efluente final e seu possível impacto no corpo receptor.

É importante ressaltar que para avaliar a cadeia trófica do corpo receptor que recebe o chorume, é necessário avaliar tanto a toxicidade aguda como a toxicidade crônica por um certo período de tempo nesse corpo receptor.

Estudos têm demonstrado que nem sempre os resultados obtidos das análises físico-químicas podem ser comparados com os dados apresentados nos testes de toxicidade. Os resultados obtidos neste trabalho procuraram levar em conta tanto dados físico-químicos encontrados com os dados da toxicidade.

Devido á complexibilidade e a variabilidade apresentada pelos compostos orgânicos e inorgânicos que podem estar presentes num efluente ou no corpo hídrico, recomenda-se que a caracterização dessas águas seja complementada por testes biológicos para que as informações obtidas consiga retratar as características do efluente.

Esses testes determinam o potencial tóxico de um agente químico ou de uma mistura complexa, sendo os efeitos desses poluentes mensurados por meio da resposta

de organismos vivos.

As técnicas de tratamento empregadas nem sempre asseguram que o efluente é desprovido de toxicidade e o controle da toxicidade do efluente líquido se faz necessário para o lançamento ao corpo receptor com características aceitáveis, de tal forma que não causem efeitos tóxicos de natureza aguda ou crônica à biota aquática, principalmente, quando um dos seus principais usos se referir a proteção da flora e da fauna, (Silva, 2002).

A contaminação química tem merecido maior atenção em nossa sociedade devido ao aumento de substâncias sintetizadas pelo homem. A grande maioria delas possui um tempo de vida prolongado e acumulativo no ambiente. Sendo assim, pode-se constatar que a biota aquática pode estar sujeita aos efeitos dessas substâncias por prolongados períodos de tempo em diferentes locais (Silva, 2002).

O grau de toxicidade pode ser avaliado por meio do efeito que a dose ou concentração de uma certa substância causará a determinado organismo num dado intervalo de tempo. Sendo que podem ser, agudos ou crônicos.

2.5.1 Toxicidade Aguda

Corresponde a uma resposta severa e rápida dos organismos aquáticos a um estímulo que se manifesta em geral num intervalo de 0 a 96 horas.

A letalidade é um dos indicadores utilizados para avaliar a resposta dos organismos á toxicidade aguda provocada por um composto ou um efluente. Pode ser expressa pelo parâmetro CL 50 que corresponde á concentração que causa o efeito (letalidade) em 50% da população testada (Luz, 1998).

Quando se observa o efeito do agente tóxico sobre as funções vitais ou funcionais dos organismos teste, utiliza-se o índice de toxicidade CE50 ou DE50, que corresponde a concentração ou dose efetiva que causa efeito com 50% dos organismos testados, (Luz, 1998).

A DL50 por sua vez é a dose letal do tóxico administrada diretamente nos experimentos com animais, com efeito letal em 50% da população exposta sob diferentes condições do teste (Hodgson, 1997).

2.5.2 Toxicidade Crônica

Corresponde á resposta a um estímulo prolongado ou contínuo, por um longo período de tempo, podendo abranger parte ou todo ciclo de vida do organismo.

Testes de toxicidade são bioensaios que consistem na exposição do organismo teste a diferentes concentrações de uma ou mais substâncias ou fatores ambientais por um determinado período de tempo, visando observar os efeitos sobre as funções biológicas fundamentais como mudança de apetite, crescimento, metabolismo reprodutivo, diminuição da taxa de natalidade em decorrência de alterações nas fases mióticas das células reprodutoras e/ou por anomalias no processo de desenvolvimento embrio-larval, bem como mutações ou morte (FEEMA , 1990).

O lançamento de efluentes líquidos, mesmo que tratados, de forma contínua ao ambiente aquático, pode causar efeitos crônicos, pois os organismos são expostos a concentrações menores de determinados poluentes, porém a períodos de tempo prolongado.

O efeito crônico deve ser verificado quando os testes de toxicidade aguda não forem suficientes para caracterizar um efeito tóxico.

A utilização dos testes de toxicidade tem aumentado muito, pois acredita-se que podem detectar a toxicidade de efluentes líquidos em organismos aquáticos vivos permitindo, inclusive, ações de controle.

Os organismos aquáticos apresentam sensibilidades diferentes às propriedades tóxicas das substâncias químicas, por isso é recomendável avaliar o efeito agudo e crônico em sistemas de fluxos contínuos, com mais de uma espécie representativa da biota aquática, atendendo a diferentes níveis tróficos, para que se possa, pelo resultado obtido com o organismos mais sensível, estimar com maior segurança o impacto desse

efluente no corpo receptor (Gherardi, 1990).

2.6 Organismos Padronizados para teste de toxicidade

Os testes de toxicidade são realizados com diversos organismos e as metodologias já estão padronizadas pelos órgãos ou institutos ambientais. Abaixo estão relacionados alguns organismos pertencentes a diferentes níveis tróficos mais utilizados em testes de toxicidade, que foram realizados neste trabalho.

Daphnia Similis e *Artemia Salina* são microcrustáceos considerados consumidores primários ou secundários, e que consistem num importante elo entre níveis inferiores e superiores da cadeia alimentar de um ecossistema e exerce um papel fundamental na comunidade zooplanctônica (Zagato, 2000).

O *Daphnia* está presente em todos ambientes, de água doce, é facilmente encontrado em lagos, represas, rios e planícies inundadas. São sensíveis a mudanças e temperatura e qualidade da água. O ciclo de vida deste organismo, pode variar de três a cinco semanas e, sua população é composta de fêmeas, porque a forma de reprodução é partenogênese.

O *Artemia Salina* é um animal marinho característicos de poços e pequenos lagos de água salgada. Os nauplius do *Artemia Salina* são utilizados internacionalmente em testes de toxicidade por apresentarem características significativas (Silva, 2002).

2.6.1 Peixes

São organismos consumidores, componentes da comunidade nectônica, constituem o nível superior na cadeia alimentar de um ecossistema aquático e têm grande interesse econômico (Zagato, 2000).

Os peixes, por serem considerados como importante recurso alimentício, podem ser a principal via de contaminação de metais pesados para o homem, por biacumulação, donde a sua importância como organismos indicadores, utilizados em

bioensaios para verificar a presença ou a ausência de efeitos aparentes dos contaminantes sobre os organismos vivos.

O aumento da contaminação nos ambientes aquáticos evidencia-se pela redução da população de animais residentes e espécies migratórias de peixes.

Com base nos estudos desenvolvidos pela Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente - FEEMA, a fim de estabelecer limites de toxicidade para o lançamento de efluentes industriais em corpos receptores, o peixe zebra (*Brachydanio rerio*) foi considerado o organismo mais resistente e, portanto padronizado pelo órgão ambiental para testes de toxicidade aguda. A equação 1, utilizada para expressar os resultados dos testes em Unidade de Toxicidade (UT) considerando-se como seu limite superior o valor 8 (oito) e inferior o valor 2 (dois), conforme a NT 213 – Critérios e Padrões para Controle da Toxicidade de Efluentes Líquidos Industriais (FEEMA, 1993).

$$UT = 100/CL_{50} \quad (\text{Eq.21})$$

Onde:

UT = Unidade de Toxicidade

CL₅₀ = Concentração Letal em 50% dos organismos testados

2.6.2 Bactérias

As bactérias são microorganismos que podem transformar substâncias orgânicas complexas em elementos dissociados na forma oxidada (mineralização). Esses organismos podem estar presentes em todas as partes de um corpo d'água, (Zagato 2000).

A *Vibrio fisheri* é uma bactéria bioluminescente de origem marinha, anaeróbica, pertencente a família das *vibrinaceae*, que emite luz e apresenta vida livre ou associada com outros organismos superiores, (Barbosa 2000).

Nestas bactérias, a enzima luciferase catalisa a reação da flavina com um aldeído e o oxigênio, obtendo-se um ácido orgânico, água e a emissão de luz.

O teste de toxicidade com bactérias luminescentes mais difundido é o Microtox,

considerado simples e reprodutivo. Segundo Reis (2001), os ensaios são bastante rápidos, pois, após a exposição a uma pequena amostra, o organismo responde rapidamente a um vasto número de substâncias, podendo o efeito ser determinado num tempo de 5 a 15 minutos.

No teste Microtox o índice de toxicidade, CE50 é obtida pela razão corrigida entre a redução da quantidade de luz emitida e a quantidade de luz remanescente, expressa em um gráfico, em função da concentração da amostra. Assim, pode-se obter a concentração efetiva da amostra que causa uma redução de 50% na quantidade de luz emitida após os períodos de exposição determinados para o teste. A não ocorrência de decréscimo na produção de luz, pelo organismo teste, significa ausência de efeito tóxico (razão entre o total de organismos afetados pelo total de organismos testados) (Silva, 2002).

Existe um grande interesse no teste com bactérias luminescentes, devido à rapidez de resposta. As principais bactérias são: *Photobacterium fisheri*, *Photobacterium phosphoreum*, *Spirillum volutans* e *Beneckea harveyi*, (Barbosa, 2000).

Está fundamentado para águas de classe 2 e 3 que a “Resolução CONAMA N° 20 (1986) permite, como uso preponderante, a preservação de peixes em geral e outros elementos da fauna e flora, bem como a proteção de comunidades aquáticas”. Nos artigos 18 e 23 da mesma resolução está estabelecido “que os efluentes, não obstante atenderem aos limites fixados para substâncias específicas, não poderão conferir ao corpo receptor características em desacordo com o enquadramento do mesmo na classificação dos corpos d’águas”. E o seu artigo 12 reforça as argumentações ligadas à classificação dos corpos d’água, estabelecendo que as eventuais ações sinérgicas entre substâncias específicas de um efluente, citadas ou não na legislação, não poderão conferir às águas características capazes de causar efeitos letais ou alterações de comportamento, reprodução ou filosofia de vida” (Silva, 2002).

2.7 O Aterro Sanitário de Cuiabá-MT

O aterro sanitário de Cuiabá situa-se ao nordeste da área urbana da cidade, capital do Estado. Essa região faz parte da província geomorfológica da Baixada Cuiabana. A altitude varia de 146 a 250 metros na área urbana e seu entorno. A população é da ordem de 526.830 mil habitantes e a área do município de 3.538 km² (IBGE, 2007). O clima é Tropical de Savana (AW) – quente e semi-úmido.

A temperatura média anual é de 26°C, com as máximas médias diárias em torno de 36°C, em setembro, e as mínimas de 15°C no mês de julho (INMET 2000).

Há duas estações bem definidas, sendo a seca, nos meses de abril a setembro, e a chuvosa, entre os meses de outubro a março, (Silvino 2008). O índice pluviométrico anual varia de 1.250 a 1.500 mm e a precipitação é mais intensa no verão (IPDU, 2007).

O aterro sanitário de Cuiabá-MT localiza-se especificamente a nordeste da área urbana de Cuiabá, na estrada Balneário Letícia, s/n°, Sítio Quilombo próximo à Lagoa Bonita, ao lado do Garimpo do Mineiro. A distância do centro da cidade é de aproximadamente 17 Km, e cerca de 7 km do bairro mais próximo, Jardim Paraíso II. A área do aterro é de aproximadamente 15,16 ha e as coordenadas geográficas, latitude e longitude, são respectivamente: 15°35'12"S e 56°04'16"W. A Figura 2.2 mostra a imagem do Aterro Sanitário de Cuiabá-MT.

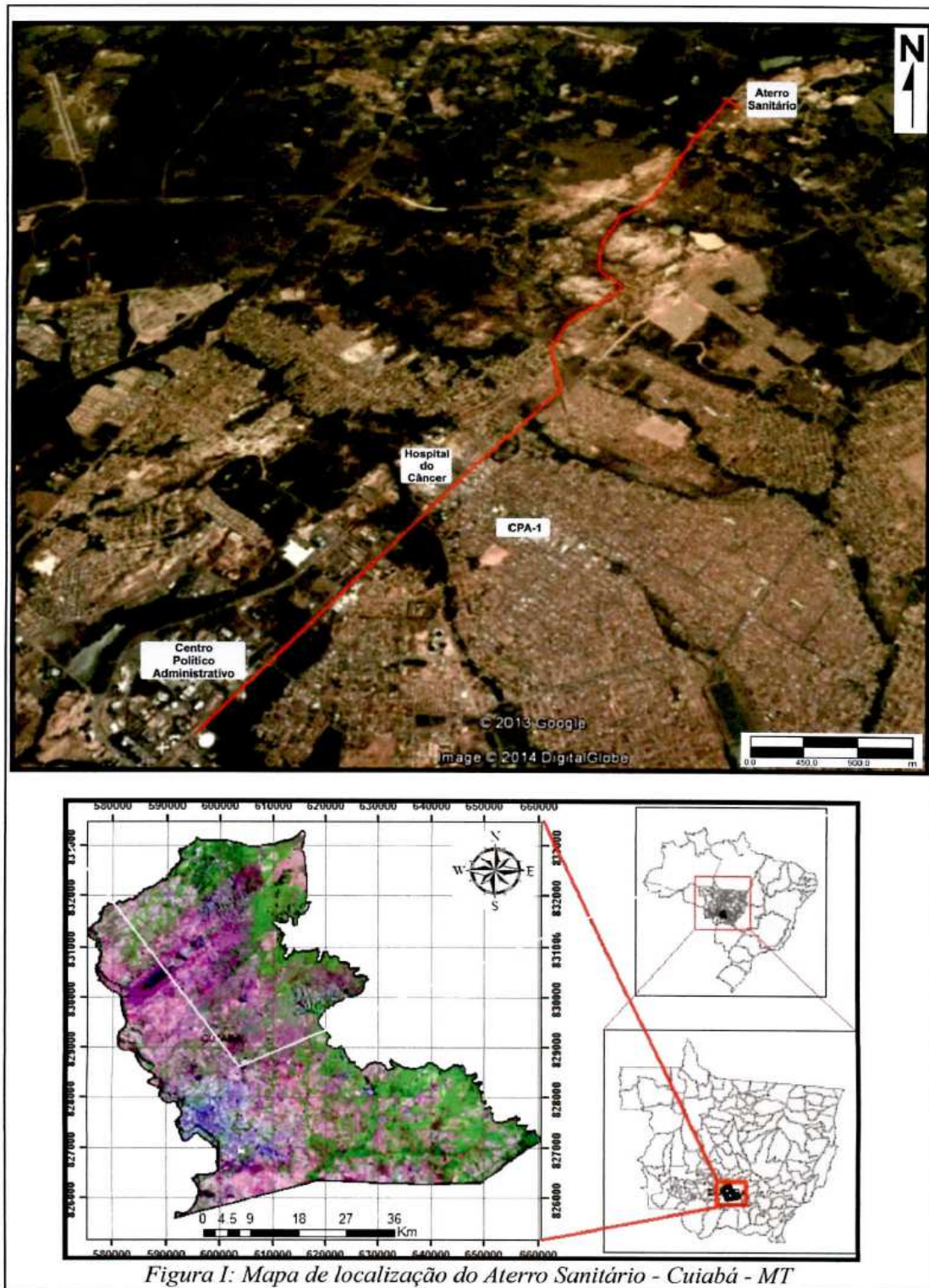
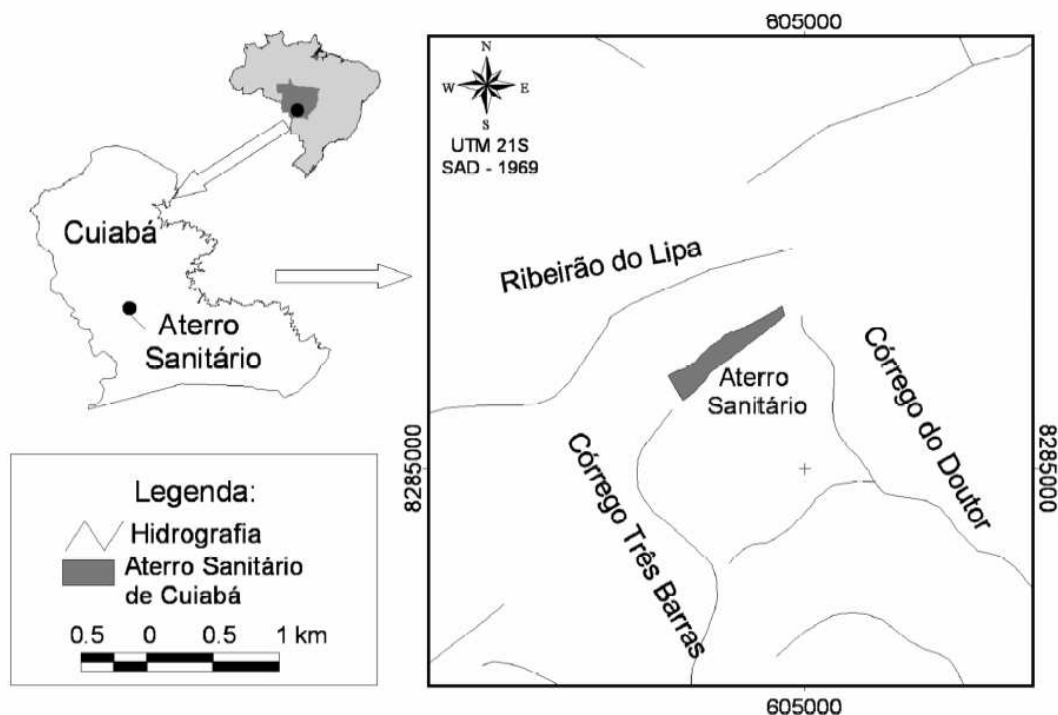


Figura I: Mapa de localização do Aterro Sanitário - Cuiabá - MT

Figura 2.2- Imagem do Aterro Sanitário de Cuiabá-MT

Fonte: Relatório Técnico de Vistoria 18/2014 - CAOP

Quanto aos recursos hídricos, o aterro localiza-se no divisor de águas das bacias do Ribeirão do Lipa, com o córrego Doutor e o córrego Três Barras, pertencentes à Bacia do Rio Cuiabá, conforme a Figura 2.3.



Fonte: Adaptado (Base de dados SEPLAN – Secretaria de Planejamento e Coordenação Geral de Mato Grosso - Geodados)

Figura 2.3 – Localização do Aterro Sanitário e divisor de águas

O Ribeirão do Lipa é um curso d'água caracterizado por ser de regime intermitente e afluente da margem esquerda do rio Cuiabá. A área da bacia de contribuição é de 6.944 ha, assim ocupada: 34% da área total encontram-se urbanizada, 48% corresponde à área de campo e 17% à preservada (Latorraca, 2007).

Em Cuiabá são coletadas cerca de 450 toneladas de resíduos sólidos domiciliares e comerciais por dia, correspondendo a um índice de cobertura de 93%. Atualmente, somente 230 toneladas dos resíduos que chegam ao Aterro Sanitário são destinados à usina de reciclagem, que apresenta uma eficiência de aproveitamento dos materiais recicláveis de 7%. As outras 220 toneladas são depositadas diretamente nas células do aterro.

Os resíduos ali dispostos são constituídos de materiais do lixo domiciliar e comercial: plásticos, panos, rasps de couro, pedaços de madeira, materiais de higiene pessoal, fragmentos de materiais diversos, garrafas plásticas, restos de alimento (Caporossi, 2002).

Na cidade de Cuiabá-MT, em outubro de 1996, foi inaugurada a área para o aterro, com o objetivo de ser uma usina de triagem e compostagem. Essa usina constituída de 39 containeres trazidos da Alemanha, transformaria em adubo o material orgânico, e a triagem seria feita pela cooperativa de catadores de lixo da antiga área que depositava o lixo.

Na usina, parte do lixo coletado, plástico, vidro, papelão, alumínio, latinhas seria reciclado. A capacidade de processamento da usina era de 200 toneladas por dia. Do total, 15% (30 toneladas) iriam para a reciclagem, 100 toneladas seriam transformadas em húmus. Sobrariam 70 toneladas de rejeito que deveriam ser enfardados, alinhados e empilhados. Por cima, seria plantada grama para melhorar o aspecto local.

O projeto, que deveria dar certo, infelizmente não funcionou. Foi difícil adaptar os containeres para operar na realidade local, com clima e tipo de lixo diferentes dos da Alemanha.

A alternativa encontrada foi a de construir um aterro sanitário com 14 hectares. A base revestida por uma manta com baixa permeabilidade que dificultaria a infiltração do chorume no solo e contaminação do lençol freático. Drenado, o líquido passaria por canais e chegaria às lagoas de tratamento, onde ficaria até atingir condições adequadas para ser escoado para rios e córregos.

A situação do aterro se agrava na medida em que aumenta o lixo produzido em Cuiabá. Atualmente, a população da capital é responsável por uma média de 400 toneladas diárias. Como a usina não funciona, toda essa carga é levada direto ao aterro. Outro problema é que a compactação do lixo no aterro não está sendo feita de forma apropriada, pois está sendo usado um trator de esteira mais leve, com menor capacidade de compactação.

Diante de tantos problemas, a Secretaria de Serviços Urbanos da Capital mostrou-se preocupada em contornar a situação, visto que Cuiabá seria sede para Copa do Mundo de Futebol em 2014. Manchete do Diário de Cuiabá, edição nº 11119 de 16/01/2007, afirmou que aterro estava próximo do esgotamento. “Em dois anos e meio a estrutura não terá mais espaço para abrigar os resíduos sólidos produzido na capital”.

O aterro sanitário de Cuiabá-MT possui quase a metade de sua área total ocupada por lixo velho, com mais de 10 anos, gerando chorume com alta salinidade e alta concentração de compostos nitrogenados. O material é considerado pouco recalcitrante, pois apresenta baixa degradabilidade, indicando que o tratamento do chorume gerado, por suas características, representa um desafio. No aterro, atualmente a técnica empregada no tratamento do chorume é a lagoa de estabilização, como mostra a Figura 2.4.



Figura 2.4- Lagoa de estabilização do chorume

Fonte: Relatório Técnico de Vistoria 18/2014 - CAOP

A lagoa de estabilização está interdita por questões técnicas pela Secretaria Estadual do Meio Ambiente, e passou-se a utilizar a técnica de recirculação, que consiste em recircular o percolato no aterro, aumentando a degradação anaeróbica no interior do aterro com conversão dos ácidos orgânicos em CH₄ e CO₂, promovendo-se melhor distribuição de nutrientes e umidade.

A área estudada nesta tese se situa nos domínios geológicos do Grupo Cuiabá, pertencente a Faixa Interna de Dobramentos Paraguai, mais precisamente no compartimento geomorfológico denominado “Baixada Cuiabana”, compreendido entre o Planalto do Guimarães e a Província Serrana (IPDU, 2007). Em relação a geomorfologia, visualiza-se, na região da Baixada Cuiabana, dois compartimentos de relevos, representados principalmente por diferenças litológicas. Nas regiões onde predominam metarenitos o relevo possui cotas mais elevadas, devido à resistência dessas rochas ao intemperismo. As regiões adjacentes, compostas na sua maioria por filitos possuem uma topografia arrasada (Luz et al., 1980), a exemplo da área em estudo.

O sistema de impermeabilização do solo é indicado nas faixas de disposição do aterro, com o objetivo de se evitar contaminação das águas subterrâneas do aquífero freático pelo chorume percolato. Porém de acordo com o levantamento hidrogeotécnico realizado para a elaboração do projeto técnico, o solo possui baixa permeabilidade. Por isso e pelo fato de estar prevista a compostagem do material orgânico, inicialmente não foi feita a impermeabilização da base do aterro e nem das lagoas de tratamento. Somente da segunda célula de lixo em diante foi feita a impermeabilização da base. Mas a primeira célula e as lagoas até hoje não foram impermeabilizadas.

O aterro possui sistema de drenagem superficial, que tem a finalidade de garantir que as águas precipitadas diretamente nos módulos do aterro não entrem em contato com o lixo (SMSU, 2001).

Também há um sistema de drenagem do chorume. Segundo a SMSU (2001), foi executado um sistema de drenagem de fundação permitindo a drenagem de fundo pelos canais formados. Após cada camada de resíduo são executadas valas de drenagem

que são interligadas às caixas coletoras para o encaminhamento ao sistema de tratamento.

Finalmente, há um sistema de tratamento do chorume. Após a captação, o chorume é encaminhado a um sistema de tratamento, com objetivo de remover a carga orgânica e reduzir o potencial patogênico. O sistema adotado para o aterro sanitário de Cuiabá foi o de lagoas de estabilização em série, detalhado a seguir. O sistema de tratamento do chorume do aterro sanitário é composto por um tanque de equalização, uma lagoa anaeróbia e duas facultativas, em série.

No aterro sanitário atualmente, não há nenhuma medida corretiva nas lagoas de tratamento, o que chama a atenção na área aberta de detenção sem impermeabilização para onde é encaminhado o chorume oriundo da decomposição da matéria orgânica contido no lixo agravando a poluição da água do solo e do ar (Relatório de Vistoria, 2014).

Os estudos de Caporossi (2002) apontaram uma vazão afluyente média de 20,74 m³/d, máxima na lagoa anaeróbia de 188,35 m³/d e mínima de 6,91 m³/d para o ano de 2001. As DQOs média, máxima e mínima do líquido afluyente, para o mesmo ano, foram de 2.540 mg/L, 6.860 mg/L e 970 mg/L, respectivamente.

Já as DQOs média, máxima e mínima do chorume bruto, para o mesmo ano, foram de 16.150 mg/L, 35.000 mg/L e 6.040 mg/L, respectivamente. Observando os dados da referida autora, percebe-se que a eficiência do sistema de tratamento varia de acordo com a vazão. Quando esta é máxima, a eficiência é menor (cerca de 76%).

Quando a vazão é mínima, a eficiência é maior (100%), pois o tempo de detenção hidráulica é maior, otimizando o tratamento biológico. A eficiência média ficou em torno de 96%, não atingindo os padrões que a legislação estabelece.

2.8 Técnicas empregadas para tratar o percolado de aterros

Vários trabalhos sobre o tratamento do chorume apresentados na literatura, ressaltam que a idade do aterro, tem influência significativa na composição química do

chorume e consequentemente nas técnicas de tratamento do percolado. Portanto, a escolha entre as diversas alternativas de tratamento depende muito da composição do chorume, de parâmetros técnicos e econômicos. A Tabela 2.5 mostra algumas dessas técnicas utilizadas.

Tabela 2.5- Algumas Técnicas de tratamento do chorume mais utilizadas. Fonte: Adaptado de Tchobanoglous et al, (1994).

Processo de tratamento	Aplicação	Observações
Processos Biológicos (lodos ativados)	Remoção de substâncias orgânicas biodegradáveis	Podem ser necessários aditivos
Processos biológicos (aeração prolongada)	Remoção de substâncias orgânicas biodegradáveis	Requer uma grande área
Processos biológicos (filtros percoladores, contactores rotativos)	Remoção de substâncias orgânicas biodegradáveis	Utilizado para efluentes industriais similares ao lixiviado, porém não muito testados com lixiviados de aterro.
Processos biológicos (lagoas anaeróbicas)	Remoção de substâncias orgânicas biodegradáveis	Requer menor energia e produz menos lodo que os sistemas aeróbicos.
Processos biológicos (lagoas anaeróbicas)	Remoção de substâncias orgânicas biodegradáveis	Requer menor energia e produz menos lodo que os sistemas aeróbicos.
Processos químicos (neutralização)	Controle de pH	De aplicação limitada para a maioria dos lixiviados
Processos físico-químicos (precipitação)	Remoção de metais e alguns ânions	Produz um lodo, que pode requerer descarte como resíduo perigoso
Processos químicos (oxidação)	Remoção de compostos orgânicos e de algumas espécies inorgânicas	Funciona melhor com resíduos diluídos.
Processos Físicos (sedimentação/flotação)	Separação do material em suspensão	Tem aplicação limitada; pode ser utilizado com outros processos de tratamento
Processos Físico-Químicos (Filtração)	Separação do material	Somente útil como processo de refino
Absorção	Remoção de compostos orgânicos	Tecnologia aprovada com custos variáveis de acordo com o lixiviado.

2.9 Parâmetros importantes para qualidade de efluentes

A qualidade ambiental de um ecossistema aquático pode ser avaliada por meio de sua caracterização física, química ou biológica. De maneira ideal, deve-se abordar

todos estes aspectos, de forma a se obter um amplo espectro de informações, a serem utilizadas tanto no monitoramento ambiental quanto na avaliação da efetividade das medidas de controle de poluição e, conseqüentemente, no gerenciamento adequado do uso das águas, (Cardoso *et al.*, 1997). Critérios de qualidade da água especificam concentrações e limites de alguns parâmetros que interferem na manutenção do ecossistema aquático e na proteção da saúde humana (Araújo & Melo, 2000).

2.9.1 Parâmetros físicos

2.9.1.1 Cor Aparente

A cor da água é resultante da presença de substâncias em solução. Segundo Branco (1978), a cor nas águas naturais é geralmente devida a produtos de decomposição de matéria orgânica do próprio manancial ou do húmus dos solos adjacentes. Pode também derivar da presença de íons metálicos, ferro e manganês, do plâncton, de algas, de húmus, de ligninas e produtos de sua decomposição (taninos, ácidos húmicos) e efluentes domésticos e industriais (Zumach, 2003).

A luz que atravessa os ambientes aquáticos é influenciada pela cor das águas que exerce forte ação seletiva, sendo uma das principais responsáveis pela qualidade da luz presente a uma determinada profundidade. Este fator pode ter significado ecológico, exercendo, a qualidade de luz existente em um manancial ou a uma dada profundidade, papel seletivo sobre as espécies de organismos fotossintetizantes que poderão viver, de acordo com sua capacidade para utilizar radiações de maior ou menor comprimento de onda (Branco, 1978).

2.9.1.2 Turbidez

A turbidez é causada pela presença de materiais em suspensão na água, tais como partículas insolúveis de solo, matéria orgânica e organismos microscópicos (Mota, 1995). Um aumento sensível da turbidez ocorre quando há poluição por esgotos domésticos, assim como por vários tipos de despejos. A presença de partículas (silte, areias, etc.) em suspensão, causando um aumento de turbidez na água, pode afetar a vida característica de um dado manancial devido à sedimentação deste material em suspensão no fundo, ocasionando soterramentos constantes dos organismos pedônicos ou bentônicos e, mesmo, arrastando para o fundo certos organismos que vivem em

suspensão (Branco, 1978).

Turbidez excessiva reduz a penetração da luz na água e com isso reduz a fotossíntese dos organismos do fitoplâncton, algas e vegetação submersa. Materiais que submergem, preenchem os espaços entre pedras e pedregulhos do fundo, podem eliminar os locais de desovas de peixes e o habitat de muitos insetos aquáticos e outros invertebrados, afetando assim a produtividade de peixes (CETESB, 1978).

2.9.1.3 Temperatura

A temperatura desempenha um papel principal de controle no meio aquático, condicionando as influências de uma série de parâmetros físicos e químicos. As variações de temperatura são parte do regime climático normal, e corpos d'água naturais apresentam variações sazonais e diurnas, e podem apresentar estratificação vertical.

A temperatura da água é influenciada por fatores tais como radiação disponível, latitude, altitude, estação do ano, período do dia, taxa de fluxo e profundidade (Zumach, 2003). A introdução de despejos em uma massa d'água pode afetar de diferentes maneiras as suas características térmicas: a primeira, diz respeito ao aumento da quantidade em solução ou em suspensão que pode reduzir a penetrabilidade das radiações, elevando a temperatura das camadas superficiais. Os próprios fenômenos de oxidação biológica da matéria orgânica podem causar a elevação de temperatura em áreas localizadas, sendo freqüente a observação de um sensível aquecimento do fundo nos rios em cujo leito se depositam quantidades apreciáveis de lodo de esgoto ou, mesmo, material proveniente da queda de folhas (Branco, 1978).

A elevação da temperatura da água, dentro de certos limites, aumenta a atividade metabólica de organismos tais como peixes, bactérias, etc., causando maior consumo de oxigênio (Branco 1978). Além disso, a elevação da temperatura pode provocar o aumento da ação tóxica de muitos elementos e compostos químicos presentes na água. Esta tem sido a razão pela qual há uma maior mortalidade de peixes em águas poluídas durante o verão do que no inverno (Mota, 1995).

2.9.2 Parâmetros químicos

Os parâmetros químicos são importantes indicativos de elementos que reagem com a água, podendo influir nos organismos vivos caso a concentração seja excessiva e

também indicar a poluição do meio aquático. Para este trabalho foram selecionados os seguintes parâmetros químicos: Potencial Hidrogeniônico, Oxigênio Dissolvido, Demanda Bioquímica de Oxigênio, Demanda Química de Oxigênio, Sólidos Totais, Fósforo Total, Nitrogênio Amoniacal e Metais.

2.9.2.1 Sólidos

Os Sólidos correspondem a toda matéria que permanece como resíduo após evaporação e secagem a 103-105°C. O termo sólidos totais incluem os sólidos suspensos e os sólidos dissolvidos.

Os sólidos podem se apresentar sob diversas formas: dissolvidos, suspensos, voláteis e fixos. Para determinação de cada um deles são requeridos testes específicos. A análise de sólido de uma amostra é relativamente simples e se utiliza basicamente de métodos gravimétricos, com exceção para os sólidos sedimentáveis e dissolvidos.

A determinação da quantidade de sólidos em líquidos em geral, como águas potáveis ou residuárias, é de fundamental importância, pois é também um indicativo de poluição dessas águas. Nas águas residuárias, a determinação dos sólidos dá uma idéia da quantidade de matéria orgânica presente.

A matéria sólida dissolvida e não dissolvida é determinada por meio de ensaios de filtração. O material retido durante a filtração é geralmente referido como matéria suspensa ou sólidos em suspensão. Os sólidos dissolvidos podem ser obtidos pela subtração dos sólidos em suspensão dos sólidos totais ou pelo aquecimento do material passante pelo filtro e simples determinação gravimétrica.

Os sólidos voláteis e fixos são determinados pelo processo de combustão, onde a matéria orgânica é convertida em dióxido de carbono e água. A amostra é levada ao aquecimento na temperatura de 500°C, temperatura na qual os resíduos de carbono ou de outra matéria orgânica podem ser oxidados e a decomposição de sais inorgânicos diminuída (Colmanetti, 2000).

A presença de sólidos no chorume é um indicador do potencial de colmatação de filtros. Esses sólidos suspensos no chorume podem vir a colmatar física e biologicamente o filtro. As partículas sólidas presentes no chorume são constituídas não só por materiais inertes, mas provavelmente também por frações de matéria orgânica

provenientes da decomposição, existindo a possibilidade de ambos serem retidos pelo filtro.

2.9.2.2 Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO

A DBO é usualmente definida como a quantidade de oxigênio requerida pela bactéria para estabilizar a matéria orgânica que lhe serve de alimento sob condições aeróbicas. O procedimento de ensaio envolve a medida de oxigênio consumido por organismos vivos (principalmente bactérias) quando se utilizam da matéria orgânica presente no lixo, em condições mais próximas possíveis daquelas que ocorrem na natureza.

Este ensaio é considerado como um procedimento de oxidação em meio líquido onde organismos vivos servem como meio de oxidação de matéria orgânica em dióxido de carbono (CO_2) e água (H_2O). As reações oxidantes no ensaio são resultados de uma atividade biológica e a taxa com que as reações acontecem são governadas pela quantidade de populações e pela temperatura. A temperatura mantida no ensaio é de 20°C , no valor médio encontrado nos corpos d'água.

Não se sabe exatamente quanto tempo se leva para que toda matéria orgânica se degrade. Estima-se que a reação pode ser considerada completa em 20 dias. No entanto, tem-se demonstrado que grande porcentagem do total de DBO é processada em cinco dias.

Em aterro jovem o conteúdo de matéria orgânica no chorume é muito elevado, diminuindo com o tempo em função da degradação e dos processos de lixiviação. Koerner e Koener (1992), relatam que microrganismos em chorumes de lixo doméstico podem gerar valores de DBO de até 40.000 mg/L.

2.9.2.3 Demanda Química de Oxigênio – DQO

Este parâmetro é similar à DBO. A diferença está no fato de que os compostos orgânicos, com poucas exceções, podem ser oxidados pela ação de fortes agentes oxidantes sob condições ácidas. A vantagem do ensaio é o curto período de tempo necessário para sua realização, sendo muitas vezes usado em substituição ao ensaio de DBO.

2.9.2.4 Nitrogênio (total amoniacal, nitrito e nitrato)

Os compostos de nitrogênio são de grande interesse para os engenheiros ambientalistas devido à sua importância na atmosfera e nos processos biológicos dos seres vivos. A química do nitrogênio é complexa devido aos sete estágios de oxidação que este pode assumir, sendo que em sistemas aquáticos, estes estágios se reduzem a apenas quatro. Nos estudos de qualidade da água, os compostos de maior interesse são: amônia (NH_3), gás nitrogênio (N_2), nitrito (NO_2^-), nitrato (NO_3^-) e uréia [$\text{CO}(\text{NH}_2)_2$] (Colmanetti, 2000).

A relação entre amônia e nitrato é de suma importância, pois é um indicativo das condições em que se encontra o aterro (aeróbicas ou anaeróbicas). Em condições aeróbicas, a amônia é oxidada para nitrito e logo em seguida, para nitrato. No caso de prevalecerem as condições anaeróbicas, o nitrato é reduzido a nitrito e posteriormente a gás nitrogênio.

2.9.2.5 Potencial Hidrogeniônico – pH

O potencial hidrogeniônico, pH, por definir o caráter ácido, básico ou neutro de uma solução, deve ser considerado, pois os organismos aquáticos estão geralmente adaptados às condições de neutralidade e, em consequência, alterações bruscas do pH de uma água podem acarretar o desaparecimento dos seres presentes (Zumach, 2003).

2.9.2.6 Oxigênio Dissolvido – OD

Dentre os gases dissolvidos na água, o oxigênio (O_2), é um dos mais importantes na dinâmica e na caracterização de ecossistemas aquáticos. As principais fontes de oxigênio para a água são a atmosfera e a fotossíntese. Por outro lado, as perdas são o consumo pela decomposição da matéria orgânica (oxidação), perdas para a atmosfera, respiração de organismos aquáticos e oxidação de íons metálicos como, por exemplo, o ferro e o manganês (Esteves, 1998).

O teor de oxigênio dissolvido na água é um indicador de suas condições de poluição por matéria orgânica. Assim, uma água não poluída (por matéria orgânica) deve estar saturada de oxigênio. Por outro lado, teores baixos de oxigênio dissolvido

podem indicar que houve uma intensa atividade bacteriana decompondo matéria orgânica lançada na água (Mota, 1995).

O oxigênio dissolvido é de essencial importância para os organismos aeróbios. Durante a estabilização da matéria orgânica, as bactérias fazem uso do oxigênio nos seus processos respiratórios, podendo vir a causar uma redução da sua concentração no meio. Dependendo da magnitude deste fenômeno, podem vir a morrer diversos seres aquáticos, inclusive os peixes. Caso o oxigênio seja totalmente consumido, tem-se a condição anaeróbia, com geração de maus odores (Sperling, 1996).

2.9.2.7 Fósforo Total

O fósforo total é medido geralmente em miligramas por litro (mg/L). Pode se apresentar de diversas formas, dependendo do meio. Uma forma importante para o metabolismo biológico é o ortofosfato

A concentração de fósforo encontrada nas águas pode ter sua origem na dissolução de compostos do solo, despejos domésticos e/ou industriais, detergentes, excrementos de animais e fertilizantes. É um nutriente fundamental para o crescimento e multiplicação das bactérias responsáveis pelos mecanismos bioquímicos de estabilização da matéria orgânica. Porém, concentrações elevadas de fósforo podem contribuir, da mesma forma que o nitrogênio, para a proliferação de algas e acelerar, indesejavelmente, em determinadas condições, o processo de eutrofização. Este processo é indesejável, pois a proliferação de algas, requer oxigênio para sua decomposição, diminuindo a concentração de oxigênio, favorecendo a ação de bactérias redutoras.

2.9.2.8 Metais

Os metais mais preocupantes em efluentes são os pesados, que são micropoluentes inorgânicos provenientes, na sua maioria, de efluentes industriais e altamente tóxicos para a vida aquática.

Os principais metais pesados presentes nas águas em forma dissolvida são cádmio (Cd), cromo (Cr), chumbo (Pb), mercúrio (Hg), níquel (Ni) e zinco (Zn). Em

geral, as concentrações de metais pesados na água estão muito aquém dos padrões de qualidade estabelecidos. Por outro lado, a tendência dos metais pesados é de se aderirem aos sólidos em suspensão que, por sua vez, sedimentam-se no fundo do corpo d'água.

Os metais pesados, além de serem tóxicos são cumulativos no organismo e podem provocar diversos tipos de doenças no ser humano com a ingestão de pequenas doses, a longo prazo. As concentrações de metais pesados em sedimentos, cujos valores podem ser significativos, representam uma ameaça para a biota e, conseqüentemente, ao ser humano por estar no topo da cadeia alimentar.

2.9.3 Parâmetros biológicos

O meio aquático é habitado por um grande número de formas vivas, vegetais e animais. Nessas, encontram-se os microrganismos, entre os quais acham-se os tipicamente aquáticos ou os que são introduzidos na água a partir de uma contribuição externa.

Os microrganismos de origem externa (ex: microrganismos patogênicos introduzidos na água junto com matéria fecal de esgotos sanitários) normalmente não se alimentam ou se reproduzem no meio aquático, tendo caráter transitório nesse ambiente. Podem ser de vários tipos: bactérias, vírus, protozoários e vermes (Mota, 1995).

2.9.3.1 Coliformes totais e fecais

O principal índice bacteriológico de poluição é o número de organismos do grupo coliforme ou da espécie *Escherichia coli* encontrado por unidade de volume de água. Esses microrganismos, embora não sejam parasitas (a não ser eventuais), revelam, como habitantes normais do intestino humano, a presença de matéria fecal nas águas e o seu perigo potencial, ainda quando o manancial não apresenta as características físicas e organolépticas que indicam a presença desses dejetos (Branco, 1978).

2.10 Geossintéticos utilizados em Aterros Sanitários

Sistemas Drenantes em aterro sanitário

Os sistemas dreno-filtro em obras de geotécnicas devem apresentar algumas características de forma a garantir a capacidade drenante e ainda ser capaz de reter as partículas do solo.

O objetivo do sistema filtrante de chorume é realizar as funções de separação e de filtração, reter partículas. Ambos os requisitos (reter partículas e fluxo livre) devem ser satisfeitos para evitar um aumento da pressão hidráulica dentro da célula de lixo e colmatção do dreno de coleta por partículas sólidas.

Até a década de 80, aproximadamente, os sistemas de coleta de chorume eram construídos quase exclusivamente com material natural, ou seja, areia e cascalho. Todavia, a substituição dos materiais naturais pelos geossintéticos têm aumentado a liberdade de desenvolvimento de projetos para coletar eficientemente e remover o excesso de líquidos no aterro sanitário (Landreth, 1990).

Segundo Remígio (2006), a utilização de geossintético em obras de proteção ambiental tem aumentado significativamente, pelas seguintes razões:

- Os geossintéticos são produtos poliméricos que podem apresentar elevadas resistências mecânica e ao ataque de substâncias químicas.
- São de fácil instalação em camadas drenantes e de impermeabilização, em comparação com similares naturais, diminuindo muito o tempo de execução da obra.
- Apresentam excelente controle de qualidade de suas características e o custo vem diminuindo progressivamente.
- Os drenos e os sistemas de impermeabilização geossintéticos ocupam volumes muito menores na área de disposição de resíduos que os ocupados por camadas de areia, brita e argila compactada, promovendo uma maximização do volume útil da área de disposição de resíduo.
- Substituem os materiais naturais por escassez dos mesmos ou por restrições de

legislação ambiental.

Segundo Gourc (1995), a concepção básica de um aterro sanitário moderno objetiva isolar ou confinar o lixo dentro de barreiras impermeáveis. Nesta concepção, os geossintéticos são de grande importância, uma vez que podem desempenhar as funções drenantes, como também prevenir a entrada de água no aterro e a contaminação do solo pelo chorume. Na Figura 2.5 podemos analisar a evolução na utilização dos geossintéticos.

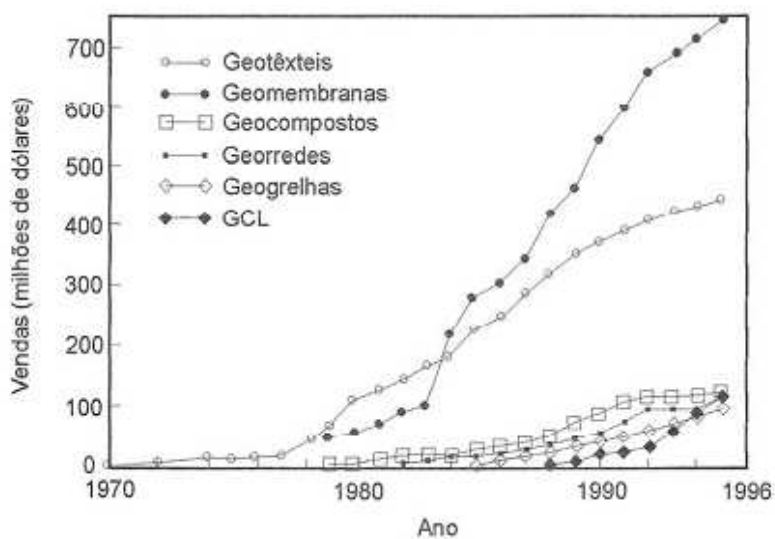


Figura 2.5 - Evolução do consumo de geossintéticos na América do Norte.

Fonte: (modificado de Koerner,1998)

2.11 Filtro Geotêxtil

Os filtros de geotêxteis são constituídos comumente de polímeros do grupo dos termoplástico, destacando-se o polietileno, o poliamida (nylon), o poliéster e o polipropileno.

As propriedades dos geotêxteis dependem do polímero utilizado, e da sua forma de fabricação. Dependendo do método de fabricação o geotêxtil pode ser: tecido, não tecido e tricotado (Remígio, 2006).

Para elaboração do geotêxtil tecido são utilizados arranjos de fitas, fios ou filamentos, podendo conter vários tipos de polímeros. Os arranjos das ligações das fibras para formação dos geotêxteis não tecidos pode ser tanto mecânico, quanto térmico ou químico. Quando utilizados como filtro os geotêxteis não tecidos atuam como um meio tridimensional e não apenas como uma interface, por apresentar uma estrutura mais complexa (Remígio, 2006).

O filtro de geotêxtil visa desempenhar um papel semelhante ao de um filtro granular, o geotêxtil deve ser provido de aberturas pequenas o bastante para realizar a retenção das partículas do solo protegido e, ao mesmo tempo, garantir uma permeabilidade maior do que a do solo protegido de forma a cumprir a função drenante.

A Figura 2.6, ilustra múltiplas aplicações de geossintéticos, tanto na cobertura quanto na barreira contra fluxo na base de um aterro de disposição de resíduos moderno.

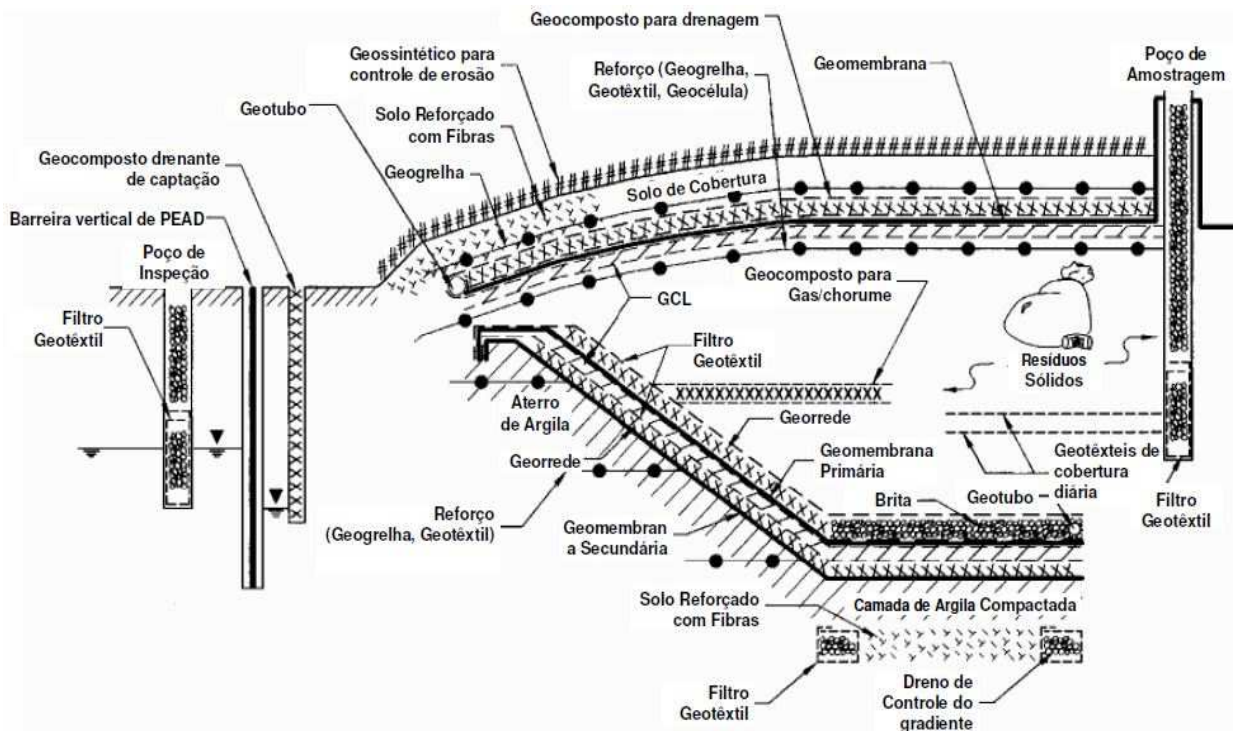


Figura 2.6 - Múltiplas aplicações de geossintéticos em projetos de aterros sanitários.

Fonte: IGS Brasil - Geossintéticos em Aterros Sanitários

Dentre os geossintéticos utilizados em aterros sanitários estão os geotêxteis (tecidos ou não tecidos) usados como filtros sobre vários tipos de camadas drenantes ou como elemento de separação e/ou proteção.

2.12 Propriedades dos geotêxteis

O conhecimento das propriedades do geotêxtil é de fundamental importância, pois as propriedades mecânicas e hidráulicas indicam o comportamento do material, as propriedades físicas caracterizam o produto e são muito úteis no controle de qualidade.

2.12.1 Propriedades Mecânicas

As propriedades físicas do geotêxtil são a massa por unidade de área, a espessura e a porosidade, obtidas em ensaios de caracterização.

a) Massa por unidade de área [g/m²]

A Massa por unidade de área é um dos parâmetros mais usados para identificação dos geotêxteis não-tecidos. Ela é geralmente expressa em gramas por metro quadrado. As várias normas existentes baseiam-se na pesagem de corpos de prova de área definida (geralmente 100 cm²) (Vidal, 1990).

b) Espessura: [mm]

De acordo Vidal (1990), a espessura do geotêxtil varia em função do carregamento a que o mesmo é submetido, sua determinação se faz sob certos níveis de carga pré-estabelecidos. Estes níveis são, geralmente:

- i) sobrecarga de 2kPa para medida de identificação;
- ii) sobrecarga de 20kPa e/ou 200 kPa para aproximar-se das condições de emprego.

O ensaio consiste basicamente em medir a distância entre duas superfícies

rígidas paralelas que comprimem a amostra de geotêxtil a uma dada pressão. A Figura 2.7 apresenta um esquema deste ensaio.

As normas utilizadas na determinação deste valor diferem no que diz respeito às dimensões da área de carregamento. As normas AFNOR e ISO, por exemplo, específicas para geotêxteis, estipulam uma área carregada de 2500cm², enquanto a norma ASTM, para têxteis, permite a adoção de diâmetros bem inferiores (Vidal, 1990).

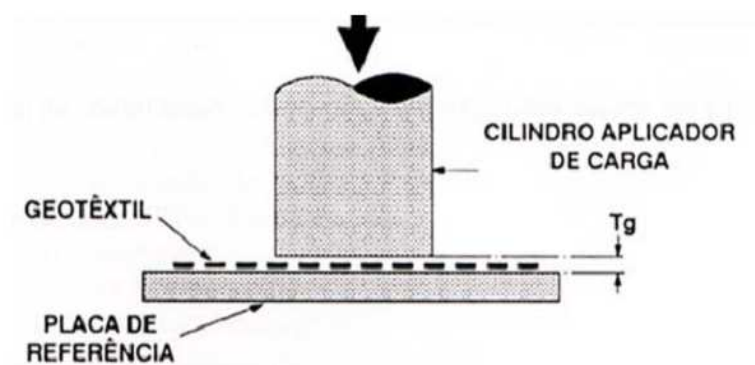


Figura 2.7- Esquema do ensaio da espessura.

c) Porosidade: [%]

É definida como a relação entre o volume de vazios e o volume total da amostra, sendo obtida pela equação 2.2:

$$n_g = \frac{V_v}{V} = 1 - \frac{\gamma}{\gamma_f} = 1 - \frac{\mu}{T_g \cdot \rho_f \cdot \gamma_a} \quad (\text{Eq. 2.2})$$

onde:

V_v = volume de vazios do geotêxtil

V = volume total do geotêxtil

Tg = espessura do geotêxtil
 γ = peso específico total do geotêxtil
 γ_f = peso específico da fibra
 μ = massa por unidade de área do geotêxtil
 ρ_f = densidade da fibra
 γ_a = peso específico da água a 4°C.

2.12.2 Propriedades Hidráulicas

As propriedades hidráulicas dos geotêxteis que apresentam especial relevância para projetos de drenos geossintéticos são a abertura de filtração, a permissividade, a transmissividade e a permeabilidade. A abertura de filtração representa a grandeza utilizada para avaliar o potencial de filtração de um geotêxtil.

A compressibilidade dos geotêxteis faz com que sua permeabilidade seja função da tensão normal a que eles estão submetidos. Os resultados de ensaio devem, portanto, indicar a pressão atuante sobre o geotêxtil durante sua realização. Pode-se adotar como “permeabilidade nominal” o valor obtido sob tensão de 2 kPa, ou seja, para a condição de espessura nominal (Vidal, 1990).

Permeabilidade normal à manta – [cm/s] - **permissividade** - ψ - [s-1]

Quando o geotêxtil trabalha como um elemento de filtro é necessário conhecer sua permeabilidade na direção normal ao plano da manta. A permeabilidade de um material poroso submetido a um fluxo laminar é definida pela lei de Darcy de acordo com a equação 2.3:

(Eq.2.3)

$$K = \frac{Q \cdot L}{A \cdot \Delta H}$$

Onde:

Q é a vazão que passa através de um material de área A, por um comprimento L, e cuja resistência ao fluxo laminar provoca uma perda de carga total igual a ΔH .

A permissividade do geotêxtil é dada pela equação 2.4:

(Eq.2. 4)

$$\psi = \frac{Q}{A \cdot \Delta H}$$

Assim, pode-se obter a permeabilidade normal do geotêxtil com espessura T_g , pela equação 2.5:

(Eq.2.5)

$$K_N = \psi \cdot T_g$$

Onde:

A figura 2.8 apresenta um esquema dos ensaios propostos para a determinação da permeabilidade normal de geotêxteis. Como os geotêxteis costumam apresentar elevada permeabilidade, algumas normas sugerem que o fluxo se faça através de uma “pilha” de corpos de prova, o que, além de facilitar a condição de fluxo laminar, permite analisar o comportamento médio (Vidal, 1990).

No caso dos geotêxteis não-tecidos, os corpos de prova podem ser simplesmente superpostos; entretanto, quando se trata de um tecido os corpos de prova devem ser espaçados cerca de 10mm (AFNOR NF G 38016).

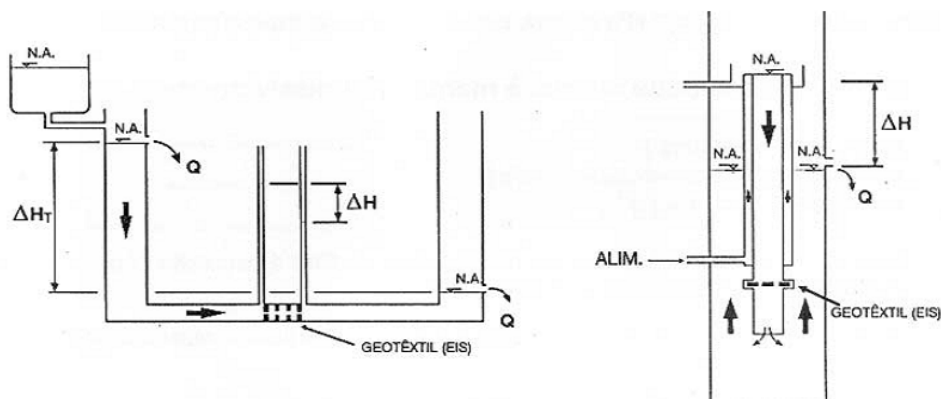


Figura 2.8- Ensaio para determinação da permeabilidade normal de geotêxteis. (Vidal, 2004).

Permeabilidade Transversal – [cm/s]- Transmissividade [cm²/s]

A permeabilidade transversal de um geotêxtil indica a capacidade que a manta possui de conduzir água no seu próprio plano. Considerando uma situação de fluxo laminar, da lei de Darcy temos a equação 6:

(Eq.2.6)

$$Q = (K_T \cdot \Delta H \cdot A) / L$$

Onde:

Q - vazão

K_T- permeabilidade transversal

ΔH - perda de carga total

L - comprimento da amostra na direção do fluxo

A - área do fluxo

Em função da espessura Tg do geotêxtil, tem-se, na equação 2.7:

(Eq. 2.7)

$$K_T = \frac{Q}{\Delta H} \cdot \frac{1}{Tg}$$

Onde:

Denomina-se “transmissividade hidráulica” a relação:

(Eq.2.8)

$$\theta = \frac{Q}{\Delta H}$$

Assim:

(Eq.2.9)

$$K_T = \frac{\theta}{Tg}$$

A Figura 2.9 apresenta o esquema de ensaio proposto pela ASTM-D4716, para a determinação de transmissividade de geotêxteis.

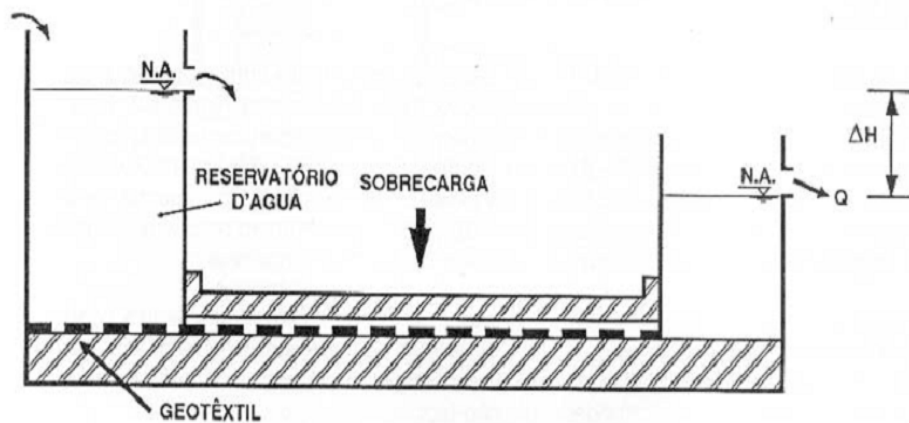


Figura 2.9- Ensaio para determinação da permeabilidade transversal de geotêxteis (Vidal, 1990).

Silva *et al.* (2002) realizaram ensaios de permissividade ao chorume em geotêxteis e filtros granulares utilizando permeômetros de grandes dimensões. O chorume foi coletado no Aterro do Jóquei Clube, a 30 km de Brasília. O autor observou uma forte influencia da sedimentação dos sólidos em suspensão nos resultados dos ensaios. Mendonça (2000) considera que a permeabilidade pode não ser uma propriedade acurada para comparar o funcionamento de diferentes geotêxteis, pois pode não haver proporcionalidade entre o gradiente hidráulico e a velocidade de fluxo (fluxo sob condições turbulentas).

Para que um sistema drenante funcione a contento é necessário que mantenha a sua capacidade drenante/filtrante ao longo do tempo, mantendo um nível de integridade compatível. Portanto, faz-se necessário cuidado quanto ao dimensionamento do filtro, suas características, como também do solo a ser protegido e a escolha de métodos construtivos (Remígio, 2006).

A permissividade de geotêxteis não-tecido por chorume foi estudada por Cancelli & Cazzufi (1987) em ensaios de laboratório. As amostras de geotêxtil foram sujeitas a um fluxo contínuo de chorume em um sistema hidráulicamente fechado. Foi observado um significativo decréscimo na permeabilidade do geotêxtil causado principalmente pela sedimentação de sólidos suspensos no chorume sobre o geotêxtil.

Os geotêxteis podem vir a colmatar biologicamente de maneira muito rápida em sistemas de coleta de chorume em aterros sanitários. A questão deve ser avaliada em termos de potencial de colmatação dos filtros por partículas sólidas em suspensão no chorume, por microrganismos biológicos ou pela combinação de ambos. Considerando as características do chorume gerado por aterros de resíduos sólidos municipais, a tendência de colmatação é certamente possível (Remígio, 2006).

A colmatação ou a formação de um biofilme no geotêxtil pode ser uma fator interessante na retenção do chorume na célula experimental no processo de autodepuração biológica.

2.13 Filtro Granular

O material que constitui um filtro granular é o solo, este normalmente de granulometria arenosa e/ou pedregulhos. O filtro pode ser constituído de uma só camada ou por zonas de granulometrias diferentes, visando atender a sua função de filtração.

Diversos critérios têm sido propostos para o dimensionamento de filtros, baseando-se nas granulometrias do solo protegido e do filtro, de forma a atender aos requisitos já mencionados. A United States Bureau of Reclamation (USBR, 1974) recomenda que o filtro não deve conter mais que 5% de partículas com diâmetro inferior a 75 μm e que o maior diâmetro das partículas seja menor ou igual a 75 mm.

2.14 O fenômeno de colmatação

A colmatação consiste na redução da área transversal dos espaços vazios de um determinado meio poroso, disponíveis ao fluido percolante. É um processo que ocorre ao longo do tempo, comprometendo a eficiência do sistema drenante. A colmatação pode também ser comandada por processo de origem físico-química, como a precipitação mineral, a deposição de sal e o crescimento bacteriológico.

Em sistemas de coleta de lixiviado (chorume) de aterros sanitários, diferentes mecanismos de colmatação podem ocorrer simultaneamente, face à heterogeneidade do

resíduo e a complexidade dos processos. Esses processos podem ocorrer de forma, física, química e biológica.

A causa física mais comum da colmatção é o posicionamento desfavorável de partículas sólidas do material protegido, carregadas pela força de percolação. Essas partículas podem ser elementos da própria estrutura do material protegido, resultantes ou não de sua desintegração, ou partículas em suspensão no fluido percolante.

Uma das causas da colmatção química de um meio poroso são as reações entre elementos dissolvidos no fluido percolante, que resultam na formação de precipitados, diminuindo o espaço disponível para a passagem do fluido percolante. A colmatção química resulta da deposição de sais como carbonatos e sulfatos. Tal fenômeno pode ocorrer quando o fluido percolante contém esses elementos em estado dissolvido e, após a evaporação da água, formam-se cristais de sais que ocupam os vazios do meio poroso (Remígio, 2006).

Podem-se citar como causas para a colmatção química, as reações químicas entre os elementos dissolvidos no fluido percolante, que resultam na formação de precipitados, diminuindo o espaço disponível para a passagem do fluido.

Halse *et al.* (1987) realizaram uma campanha de ensaios para analisar o efeito da alcalinidade da água na capacidade drenante de diferentes tipos de geotêxteis, tecidos e não tecidos. Os ensaios foram realizados utilizando fluidos percolantes com valores de pH iguais a 7, 10 e 12, fazendo dissolver cálcio na água do abastecimento público. Ao final do experimento constatou-se, por meio de observações microscópicas e por medidas da capacidade drenante ao longo do tempo, que ocorreu a colmatção devido à precipitação de Ca(OH)_2 e de CaCO_3 na estrutura dos geotêxteis ensaiados (Remígio, 2006).

As causas microbiológicas da colmatção são aquelas resultantes da colonização microbiana do resíduo. O aumento da atividade microbiana no meio, provocada por maior quantidade de organismos ou maior carga de nutrientes, podem provocar a colmatção de duas formas:

1- Pela ocupação dos espaços vazios, pelas células microbianas, por meio da formação

de biofilmes.

2- Pela acumulação de sais insolúveis de sulfeto, precipitados resultantes do processo químico, que ocorre normalmente pela redução da matéria orgânica, feita por bactérias redutores em condições anaeróbicas.

O fenômeno de colmatação afeta diretamente a capacidade drenante do meio poroso por onde o fluxo se dá, reduzindo-a à medida que os espaços disponíveis diminuem. Segundo John (1987), a possibilidade de colmatação de um sistema drenante pode não ser necessariamente um fator muito preocupante, tendo em vista a segurança no critério de permeabilidade para escolha do geotêxtil, uma vez que cerca de 75 % dos poros do geotêxtil podem estar colmatados sem que isto ocasione dificuldades para o seu funcionamento. Isto, se os critérios de permeabilidade forem estabelecidos com cautela (Remígio, 2006).

A queda da capacidade drenante é um fenômeno puramente físico. No entanto, a colmatação do meio poroso pode se dar devido a causas físicas, químicas e microbiológicas, de acordo com o material que está sendo drenado ou filtrado. Palmeira (2003), ressalta que sistemas drenantes submetidos ao fluxo de fluidos contendo sólidos em suspensão, substâncias químicas ou orgânicas, cujas características ou sentido de fluxo variam com o tempo, podem também ter sua vida útil consideravelmente reduzida.

No caso de sistemas de drenagem de obras de disposição de resíduos sólidos domésticos, diferentes mecanismos de colmatação podem ocorrer simultaneamente, face à heterogeneidade do lixo e à complexidade das condições físicas, químicas e biológicas presentes. Embora seja de fundamental importância a compreensão do funcionamento de sistemas dreno-filtrantes em tais obras, pouco ainda se conhece sobre o seu comportamento e sobre formas de previsão de vida útil de drenos e filtros em obras de disposição de lixo (Remígio, 2006).

Mlynarek e Rollin (1995), a partir de análises microscópicas de geotêxteis empregados em aterros sanitários, verificaram dois tipos de formação de biofilme em geotêxteis: dentro da estrutura do geotêxtil e na face deste em contato com o resíduo. A conclusão dos autores foi que o processo de colmatação é muito severo quando se dá na face do geotêxtil.

Vandevivere et al. (1992) afirma que a colmatação biológica é resultante da colonização microbiana no filtro, reduzindo o coeficiente de permeabilidade do solo da ordem de até três vezes.

Baveye et al. (1998) elenca as formas sob as quais microorganismos podem provocar a colmatação, sendo que o acúmulo de sais insolúveis de sulfeto resultantes do processo químico de redução do sulfato catalisado pela ação de bactérias sulfato-redutoras ocorrem em meios anaeróbicos ricos em matéria orgânica e a precipitação provocada pela precipitação de compostos de ferro resultado da oxidação de íons ferroso dissolvidos no fluido por bactérias oxidativas constituem processos importantes na formação de biofilme.

Segundo Madigan et al. (2002) os microrganismos atuantes na degradação do material orgânico em aterros de resíduos sólidos urbanos, sob condições anaeróbicas, podem ser agrupados em quatro categorias, dependendo da faixa de temperatura ótima de crescimento.

Sobre determinada superfície através de um fenômeno dinâmico sistemas complexos podem se formar sobre uma determinada superfície através de um fenômeno dinâmico resultante de processos físicos, químicos e biológicos que, basicamente, podem ser separados segundo Characklis, 1981, em alguns estágios: Transporte de moléculas orgânicas e células microbianas para a superfície úmida, adsorção de moléculas orgânicas para a superfície úmida, adesão de células microbianas à superfície condicionada, metabolismo das células microbianas aderidas, desprendimento do biofilme.

Segundo Mlynarek & Rollin (1995) pode-se distinguir dois tipos de desenvolvimento de biofilme: crescimento de biofilme dentro do geotêxtil e crescimento de uma película de biofilme na superfície do geotextil, nas condições aeróbicas ou anaeróbicas. Segundo esses autores o crescimento do biofilme dentro do geotêxtil pode ser associado, em geral, à porosidade e à abertura dos geotêxteis. Quanto a esses aspectos, podem-se observar os seguintes fenômenos: retenção de bactérias dentro de aglomerações de fibras, adesão de bactérias ao redor de quase toda fibra, adesão pontual de uma bactéria a fibra. Os fenômenos citados podem conduzir ao início da formação de biofilme dentro do geotêxtil, (Remígio, 2006).

2.15 Biofilme

Biofilmes são sistemas complexos formados por células microbianas embebidas numa matriz polimérica extracelular, cuja estrutura, composição e propriedades dependem da idade do biofilme e das condições ambientais (Remígio, 2006).

Segundo Chacaracklis (1981) a formação do biofilme sobre uma determinada superfície é um fenômeno dinâmico resultante de processos físicos, químicos e biológicos que, basicamente, podem ser separados nos seguintes estágios.

- transporte de moléculas orgânicas e células microbianas para a superfície úmida, pois uma vez que a superfície limpa entra em contato com um meio aquoso, o primeiro mecanismo a ocorrer é a migração de partículas (moléculas orgânicas e células microbianas) em direção a esta superfície.

- Adsorção de moléculas orgânicas para a superfície úmida promovendo uma superfície condicionada.

- Adesão de células microbianas á superfície condicionada, a qual depende das interações físico-químicas entre o substrato, a superfície do microrganismo e os polímeros extracelulares que constituem o material adesivo do microrganismos.

- Metabolismo das células microbianas aderidas, assimilando os nutrientes do meio e promovendo o crescimento do biofilme.

- Desprendimento do biofilme, uma vez que á medida que o biofilme se torna mais espesso, a tensão cisalhante exercida pelo fluido em contato com o biofilme aumenta. Também, devido ao aumento da espessura, ocorre uma limitação no transporte difusional de nutrientes para as camadas mais profundas do biofilme, que se torna mais fraco e desprende-se.

O acúmulo de biofilme em um sistema de transporte de fluidos provoca um maior atrito entre o biofilme e o fluido movimento, fazendo com que ocorra uma maior perda de carga em relação ao sistema sem biofilme. Portanto, o efeito da colonização microbiana é aumentar a resistência ao fluxo, podendo resultar em colmatação do sistema drenante devido á atividade microbiológica (Remígio, 2006).

Formação de Biofilme em Geotêxtil

Segundo Mendonça (2000), as propriedades físicas e químicas da superfície em contato com o fluido são muito importantes na formação do biofilme. No de geotêxteis, além do polímero empregado na sua fabricação, devendo ser determinante a influência de características como: a distância entre as fibras, a porosidade, a superfície específica das fibras e a espessura da manta. Uma vez que os geotêxteis podem ser fabricados com diferentes polímeros e sob diferentes processos, esperam-se comportamentos diferentes quanto à formação de biofilme dependendo do produto utilizado (Remígio, 2006).

Koerner & Koerner (1990) verificaram a tendência a se obstruir filtros de geotêxteis e de solo natural utilizando seis percolados provenientes de aterros sanitários, realizando ensaiados, sob condições aeróbicas e anaeróbicas, para quatro diferentes geotêxteis, com solo (areia) e sem solo.

Fourie et al. (1994) realizaram ensaios fazendo percolar o fluido coletado em sistemas drenantes de aterros sanitários em permeâmetro, utilizando diferentes geotêxteis tecido e não tecidos, obtendo resultados que uma diminuição indicaram uma na capacidade drenante do sistema, em função da formação de biofilme.

Mendonça (2000), realizou uma campanha experimental com o objetivo de simular o fenômeno de colmatção em geotêxteis. Foram utilizados três tipos de geotêxteis, sendo um tecido e dois não tecido e também um filtro de areia. O experimento constituiu em fazer percolar, um fluido de solução contendo ferro por uma coluna de filtração composta de solo protegido, geotêxtil e material drenante. Os resultados da pesquisa mostraram que apesar da intensa formação do biofilme entre as fibras dos geotêxteis não foi suficiente para provocar a queda da capacidade drenante do sistema solo-filtro durante o tempo de ensaio.

Segundo Remígio (2006), a redução de permeabilidade do geotextil devido à formação de biofilme pode ser associada à redução de seus poros. Para avaliar a redução equivalente do volume de vazios do geotextil foi utilizado o modelo proposto por Giroud (1996). Os resultados obtidos dos ensaios sob fluxo em permeâmetros de carga constante, o processo de colmatção biológica nos geotexteis não-tecidos pode ser equivalentes a uma redução do volume de vazios da ordem de 73%.

McIsaac e Rowe (2006), também encontraram redução da condutividade hidráulica nos geotexteis devido ao processo de colmatação em 23% nos tecidos e 89% nos não tecidos, simulando uma célula de aterro com uma camada de drenagem entre os filtros separadores de geotextil não tecido e filtro de areia.

CAPÍTULO 3

MATERIAL E MÉTODOS

3.1 – INTRODUÇÃO

Neste Capítulo, são apresentadas as metodologias e o material utilizado nos ensaios de laboratório proposto para este trabalho, buscando representar a eficiência do geotêxtil como elemento filtrante do chorume de aterros sanitários. A primeira condição buscou representar a filtração do chorume *in natura*, avaliando sua composição após filtração em geotêxtil com massas por unidade de áreas diferentes. A segunda condição buscou representar a filtração do chorume, avaliando sua composição após filtração em uma combinação de geotêxteis. Também são apresentados os procedimentos utilizados para as análises físico-químicas e microbiológicas. A terceira condição buscou representar a filtração do chorume em areia com geotêxtil.

3.1.1 – Canal Experimental com filtros geotêxteis

Células experimentais de dimensões reduzidas são muitas vezes empregadas para se estudar o comportamento dos resíduos sólidos com relação aos aspectos físicos, químicos e microbiológicos que ocorrem durante o processo de biodegradação.

As células experimentais são utilizadas também quando se deseja estudar o comportamento geotécnico e ambiental de aterros sanitários, por meio de análises de sistemas de cobertura, impermeabilização de base, filtração, drenagem e/ou coleta de gases e percolados.

Para atingir o objetivo principal deste trabalho e obter dados suficientes para análise da redução do poder poluente do chorume utilizando geotêxteis como elemento filtrante, um canal experimental foi construído de aço galvanizado e montada em campo, dividida em três partes.

3.1.2 – Concepção do canal experimental

A escolha do método adequado pela execução do canal experimental em campo levou em consideração o objetivo do trabalho, ou seja, avaliar a redução do poder poluente do chorume por meio da filtração em geotêxtil. Para tal, optou-se por materiais que facilitassem a execução e monitoramento da filtração, e principalmente facilitassem a desmontagem e remoção dos filtros após a utilização e evitasse o transporte do chorume correndo risco de contaminação em outro local.

Buscando manter as condições que condizem com a realidade do aterro sanitário, o canal foi montado na área do próprio aterro. O desenho esquemático do experimento em campo pode ser visto na Figura 3.1 (a) e (b).

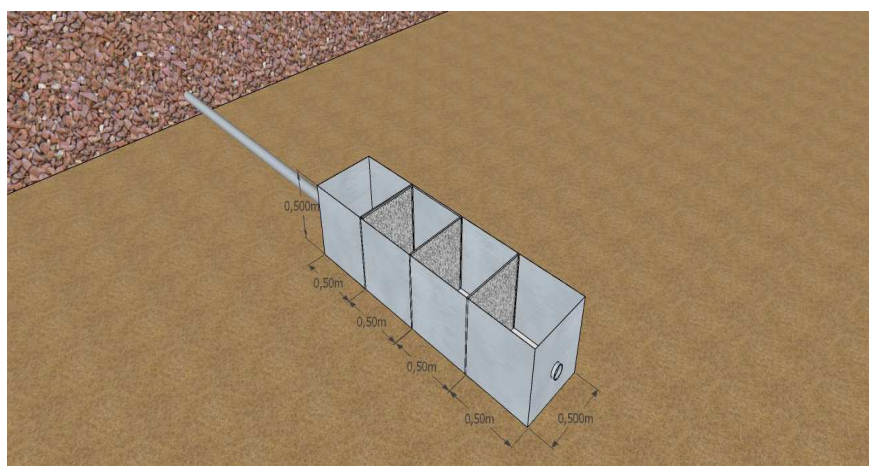


Figura 3.1 (a) – Vista Superior do canal experimental.

Fonte: Arquivo próprio Silva, S.A (2013)

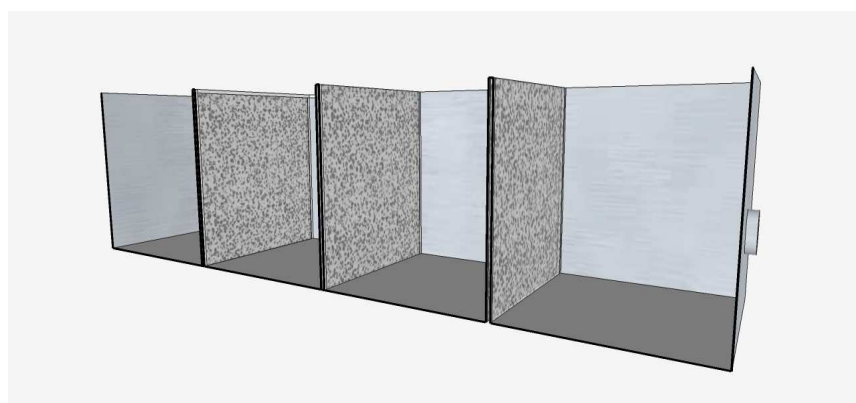


Figura 3.1 (b) – Corte longitudinal do canal experimental

Fonte: Arquivo próprio Silva, S.A (2013)

O canal foi construído em aço galvanizado vedado com pasta de silicone para evitar vazamento. As dimensões do canal, foram de 1,5 m de comprimento por 0,5 m de largura e 0,5 m de altura.. A cada 0,5 m ao longo do seu comprimento foi colocado um painel vertical de geotêxtil. O canal foi colocado entre o aterro e a lagoa de estabilização, conforme Figura 3.2. Dessa forma o canal recebia o chorume do dreno do aterro e devolvia à lagoa de estabilização após os processos de filtração

Após a montagem do canal iniciou-se o processo filtração do chorume. Durante o processo de filtração, foi monitorado o volume de chorume filtrado para coleta e armazenamento até análise.

Inicialmente colocou-se o canal no local adequado para receber o chorume. Feito isto, iniciou-se o processo de filtração com os geotêxteis não-tecido escolhidos para este trabalho. As Figuras 3.2 e 3.3, mostraram o canal experimental no aterro sanitário.



Figura 3.2 – Canal experimental no aterro sanitário de Cuiabá-MT.

Fonte: Arquivo próprio Silva, S.A (2013)



Figura 3.3– Disposição do canal experimental entre o aterro e as lagoas.

Fonte: Arquivo próprio Silva, S.A (2013)

Para atingir o objetivo principal deste trabalho e obter dados suficientes para análise da redução do poder poluente do chorume utilizando areia como elemento filtrante, foram também feitos ensaios usando canal com as mesmas dimensões apresentadas acima.

A escolha pela execução da célula experimental em campo levou em consideração o objetivo do trabalho, ou seja, avaliar a redução do poder poluente do chorume por meio da filtração em areia para comparação com os filtros de geotêxteis.

Para tal, optou-se por materiais que facilitassem a execução e monitoramento da filtração, e principalmente facilitassem a desmontagem e remoção dos filtros após a utilização e evitasse o transporte do chorume correndo risco de contaminação em outro local.

Buscando manter as condições que condizem com a realidade do aterro

sanitário, a célula foi montada na área do próprio aterro. O desenho esquemático do experimento em campo pode ser visto na Figura 3.2.

O mesmo canal foi aproveitado para realizar o experimento com areia. Nestes ensaios a areia foi envolvida com o geotêxtil RT08. O desenho esquemático na Figura 13, mostra a disposição do experimento.

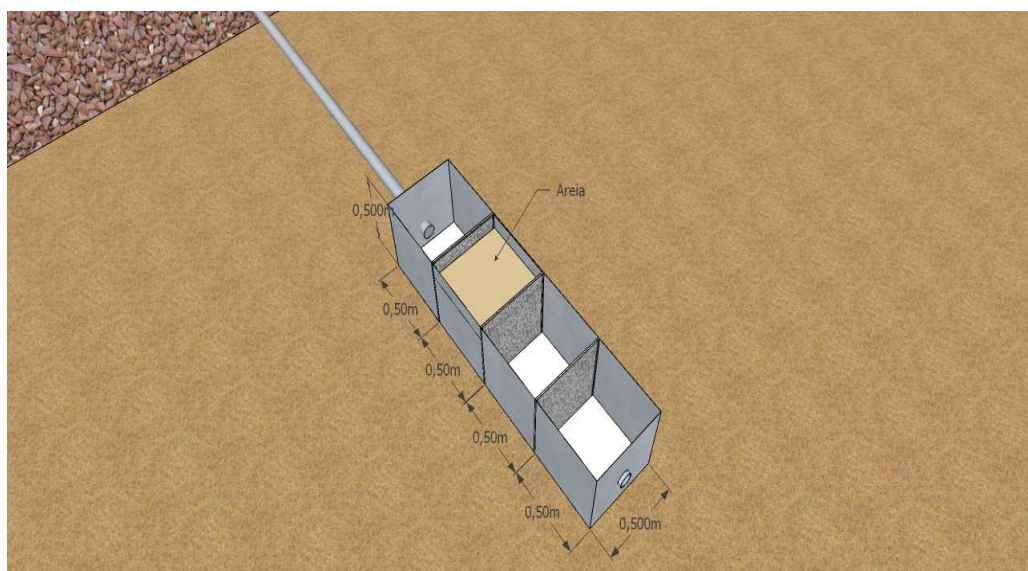


Figura 3.4 - Vista superior da localização da célula, com o respectivo filtro de areia empregado, na área do aterro sanitário de Cuiabá - MT.

Fonte: Arquivo próprio Silva, S.A (2013)

Dessa forma o canal recebeu o chorume do dreno do aterro e devolveu a lagoa de estabilização após o filtro de areia. Durante o processo de filtração, foi monitorado o volume de chorume filtrado para coleta e armazenamento até análise.

3.2 - Geotêxteis

Os filtros empregados no sistema de filtração, foram escolhidos após analisar vários trabalhos apresentados na literatura sobre o comportamento de filtros geotêxtil empregados como parte integrante de filtração e drenagem de percolados de aterros sanitários.

Há muita divergência de autores sobre a utilização de filtros de geotêxtil em

aterros sanitários. Alguns discordam ref da utilização devido a susceptibilidade da colmatação física, química ou biológica durante o processo de biodegradação do resíduo.

Apesar de vários autores ref serem contra a utilização de geotêxtil não-tecido, em sistemas de drenagem de aterro sanitário, este foi o escolhido para este trabalho, devido ao seu maior emprego no país e à sua maior capacidade de filtração. Foi levado também em consideração o fato de fornecer à literatura que trata deste assunto dados do comportamento desses geotêxteis como elemento filtrante sob as mesmas condições em que o chorume se encontra no aterro sanitário.

Para realização dos ensaios dessa pesquisa foram utilizados mantas de geotêxteis não-tecidos agulhados de filamentos contínuos 100% poliéster, quais sejam: Bidim RT08 (GTX), Bidim RT16 (GTY) Bidim RT31 (GTZ). Os geotêxteis utilizados nessa pesquisa foram fornecidos pela empresa Bidim. A Figura 3.5 e a Tabela 3.1 apresentam as características relevantes dos geotêxteis utilizados.

Tabela 3.1 - Características técnicas dos geotêxteis utilizados (catálogo BIDIM)

Geotêxtil	Permeabilidade Normal (cm/s)	Transmissibilidade (cm²/s)	Abertura de filtração(um)	Massa por unidade de área (g/cm²)
GTX	0,30	0,07	150	134
GTY	0,26	013	110	262
GTZ	0,20	0,25	60	600

As mantas de geotêxtil utilizadas foram retiradas de uma mesma unidade com comprimento e largura definido. Para cada etapa de filtração utilizou-se um filtro com massa por unidade de área diferente.



Figura 3.5 – Geotêxtil não-tecido utilizado nos sistemas de tratamento.

Fonte: Arquivo próprio Silva, S.A (2013)

3.3 – Areia

A areia empregada no ensaio foi adquirida da PRIMOS AREIRO, de origem do Município de São Pedro da Cipa – MT, usada para composição de agregado em construção de um trecho da BR 364 entre Rondonópolis – Jaciara/MT. A densidade é de 1350 g/cm^3 e, de acordo com a granulometria demonstrada na Figura 3.6, a areia é classificada como areia média.

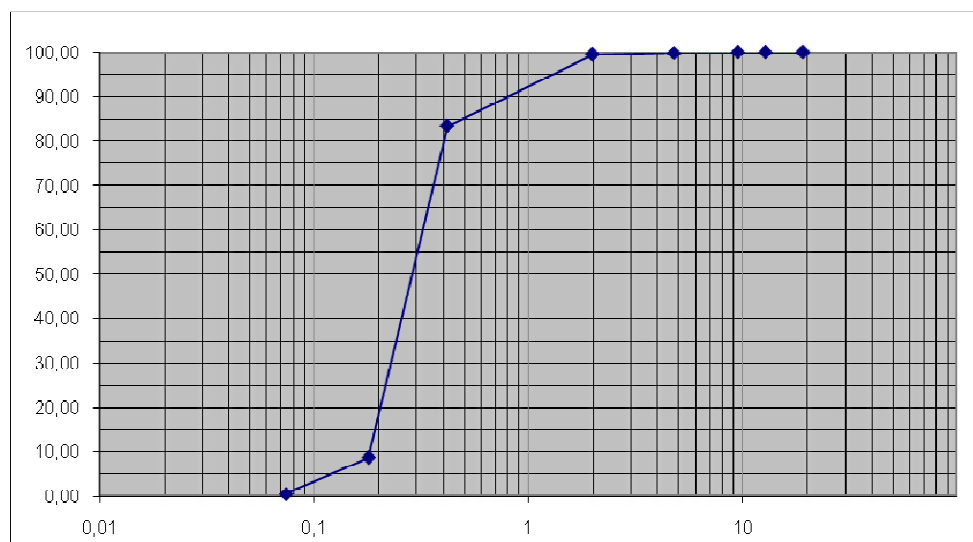


Figura 3.6 - Curva granulométrica da areia utilizada como material filtrante no canal experimental.

3.4 – Chorume

O chorume utilizado neste trabalho foi coletado diretamente da tubulação de drenagem do Aterro Sanitário de Cuiabá-MT, com aproximadamente 15 anos.

A coleta foi feita no aterro sanitário de Cuiabá-MT em condições do próprio aterro, em dias alternados e horários diferentes, sendo todos no período da manhã entre as 8h e 10h.

Depois de realizada a coleta, o chorume foi levado para os laboratórios de análises químicas para caracterização de parâmetros físico-químicos e análises da toxicidade. Os laboratórios que receberam as análises foram: o de águas, análise instrumental e de monitoramento ambiental do campus Cuiabá Bela Vista do IFMT, análise ambientais da SEMA e análises da LAPROTEC.

O chorume foi armazenado e preservado em frasco de polietileno em freezer, para sua conservação até o momento das análises.

O tratamento requereu na caracterização do chorume bruto e passagem do mesmo pelos filtros de geotêxtil, GTX, GTY e GTZ e areia.

Neste tratamento foi feita a caracterização do chorume na etapa preliminar por meio dos seguintes parâmetros: pH, Sólidos Totais, Sólidos Totais Fixos, Sólidos Suspensos, Sólidos Totais Dissolvidos, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Cor, Turbidez, Condutividade, Nitrogênio (total amoniacal, nitrito e nitrato) e Fósforo Total, além da determinação de metais pesados na amostra (Ferro, Manganês, Cromo, Zinco, Cádmio, Mercúrio). In situ foram medidos, temperatura, Oxigênio dissolvido (OD). Foram realizadas também análises de toxicidade do chorume para organismos padronizados.

3.5 – PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL

Após a montagem do canal, os processos de experimentação da filtração foram divididos em sistemas. Esses sistemas são constituídos pelos filtros no canal. A Tabela 3.2, designa os sistemas de acordo com os geotêxteis.

Tabela 3.2 – Designação dos Sistemas com a quantidade e tipo de Geotêxtil.

Sistema	Geotêxtil	Tipo de Barreiras	Quantidades de painéis
GTX	RT08	Simples	03
GTY	RT16	Simples	03
GTZ	RT31	Simples	03
GTS	RT16	Dupla	06
GTW	RT31	Dupla	06
GTM	RT31	Tripla	09
AREIA	RT08	Simples	01

Cada sistema (GTX, GTY, GTZ, GTS, GTW, GTM e Areia) foi submetido ao fluxo de chorume separadamente por um período de até 10 dias corridos.

O sistema recebeu o chorume drenado do aterro em vazão medida manualmente através de cronometragem do tempo e volume recipiente de plástico de polietileno.

Iniciada a filtração, o chorume fluiu dentro do canal experimental de forma a passar pelos painéis de geotêxtil dispostos dentro do canal.

Com 1 dia de filtração pelas barreiras de geotêxtil dentro do canal, foi coletado chorume afluente e efluente ao geotêxtil disposto na barreira. Este procedimento se repetiu para 5 dias e, finalmente, 10 dias. A Figura 3.7, mostra o painel de geotêxtil no canal para 1 dia de filtração.



Figura 3.7 – Painel de geotêxtil no canal experimental para 1 dia de filtração. Fonte: Arquivo pessoal (Silva, S.A, 2013)

Após 1 dia de filtração nas barreiras, a coleta do chorume afluente e efluente foi feita com o volume de filtração de uma barreira simples de GTX. O canal experimental manteve a filtração do chorume nas barreiras por 5 dias, onde a coleta agora obteve o volume filtrado em mais uma barreira simples de GTX. Por fim, continuada a filtração no canal até 10 dias, coletou-se o chorume filtrado em uma terceira barreira simples de GTX.

Após concluído o sistema GTX, substituiu-se pelo GTY que foi tratado com as barreiras dispostas semelhantes ao sistema citado anteriormente. O procedimento foi o mesmo para os sistemas designados na Tabela 3.2.

As amostras para as análises foram coletadas em todos os procedimentos apenas no final de 10 dias de filtração dentro do canal experimental.

O Sistema Areia teve duas coletas, sendo uma com 5 dias de filtração, e outra em 10 dias. Este sistema em 1 dia de filtração não apresentou volume suficiente para as análises.

3.6 – PROCEDIMENTO ANALÍTICO

3.6.1 – Parâmetros Físico-Químicos

Para as determinações dos parâmetros proposto foram utilizados os seguintes procedimentos analíticos:

Medida de pH (Potencial Hidrogeniônico)

Medida efetuada através do medidor de pH Marte – MB- 10/MB- 10P. O potencial hidrogeniônico (pH) expressa a intensidade de acidez ou de alcalinidade de uma determinada solução, representando a concentração dos íons hidrogênio. Os processos físico-químicos que controlam a retenção ou liberação no solo de determinados elementos dissolvidos no chorume podem ser afetados pelo pH, tanto do solo quanto do chorume. A Figura 3.8 apresenta o aparelho utilizado no Laboratório de Análises de Águas do IFMT Campus Cuiabá Bela Vista para determinação de pH. De acordo com a fase de decomposição e consequente idade em que se encontra a massa de lixo, o pH pode estar na escala ácida ou na alcalina. Na fase anaeróbica ácida o chorume apresenta valores baixos de pH. Em aterros jovens o pH normalmente é baixo, com ambiente tornando-se alcalino com o passar do tempo.



Figura 3.8- Aparelho de pHmetro do Laboratório de Águas do IFMT- Campus Cuiabá Bela Vista

Cor (mg Pt/L)

A medida de cor do chorume foi determinada por meio de medições de absorvância em espectrofotômetro Quimis Q – 108U2M. As amostras foram diluídas 5 vezes em água deionizada. Foram realizadas, em todos os experimentos, leituras de 190 a 800 nm e, como o espectro do chorume não apresentou picos de absorvância, escolheu-se, para efeitos de análise, o comprimento de onda de 400 nm para fazer as leituras comparativas de absorvância. Também foi feita a comparação visual. A Figura 3.9 mostra o aparelho do Laboratório de Águas do IFMT, Campus Cuiabá Bela Vista.



Figura 3.9 - Aparelho para análise de cor do Laboratório de Águas do IFMT- Campus Cuiabá Bela Vista

Medida de condutividade (uS/cm)

A condutividade do chorume foi determinada com condutivímetro da Orion modelo 115, com célula de condutividade Orion modelo 011050, no laboratório de monitoramento ambiental do IFMT Campus Cuiabá Bela Vista.

Nitrogênio Amoniacal (mg/L)

O nitrogênio amoniacal foi determinado utilizando-se eletrodo de íon seletivo da Orion, modelo 95-12, acoplado ao medidor de pH da Analion modelo PM 600, no laboratório de monitoramento ambiental do IFMT Campus Cuiabá Bela Vista.

Neste tipo de medida, a amônia dissolvida na amostra passa através da

membrana do eletrodo e se dissolve na solução interna do mesmo, que contém cloreto de amônio, até que a pressão parcial de amônia seja igual em ambos os lados da membrana. Como a pressão parcial da amônia é proporcional a esta concentração, tem-se a leitura. Inicialmente, confeccionou-se a curva de calibração utilizando a solução padrão de cloreto de amônio, marca Orion cat. 951006. Em amostras de 50 mL de chorume, sob moderada agitação, e com o eletrodo imerso na amostra, adicionou-se 1 mL de solução de ajuste de força iônica Orion cat. 95211, lendo-se o valor em mg/L de NH_3 diretamente no medidor.

Demanda Química de Oxigênio (DQO)

A DQO é um termo geral para o estudo da concentração de componentes orgânicos de uma mistura. Durante o tratamento da mistura os componentes orgânicos podem ser removidos por meio de degradação, resultando em redução dos valores de DQO. A DQO foi realizada em digestor da Hach, modelo 45600, conjuntamente com o espectrofotômetro da Hach, modelo DR/2010 utilizando-se o sistema da digestão em refluxo fechado, no laboratório de análises Ambiental da SEMA. Este teste mede a quantidade de matéria orgânica na solução. O oxigênio equivalente da matéria orgânica é oxidado a Cr^{6+} em meio ácido, que por sua vez reduz-se para Cr^{3+} . O oxidante usado é o dicromato de potássio, na presença de um catalisador de sulfato de prata. O resultado é expresso em concentração em massa de oxigênio consumida na oxidação da matéria orgânica. Para o teste, inicialmente, em um tubo contendo 40 mg de HgSO_4 foram colocados 2,5 mL de solução de $\text{H}_2\text{SO}_4/\text{Ag}_2\text{SO}_4$. Em seguida, colocaram-se 0,3 mL de água destilada, 0,5 mL de solução 0,017 mol/L de Dicromato de potássio, 1,5 mL de água destilada e 0,5 mL da amostra.

Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅)

Esta determinação envolve a medida do oxigênio dissolvido usado por microrganismos na oxidação bioquímica, ou seja, a quantidade de oxigênio necessária para estabilizar a matéria orgânica. O teste requer diluições sucessivas para assegurar a quantidade de nutrientes e oxigênio necessários à digestão biológica pela população de microrganismos. O período de incubação é de cinco dias a 20°C. O resultado é expresso em concentração em massa de oxigênio baseado na diferença de concentração ao longo

de cinco dias. As determinações de DBO_5 foram realizadas no laboratório de análises ambientais da SEMA.

Metais (Zn, Mn, Fe, Cr, Cd)

O metais foram analisados pelo método de Espectrometria de Absorção Atômica com chama de Ar-Acetileno e Óxido Nitroso. O equipamento utilizado foi o da Perkin-Elmer 3810. Os padrões são feitos de diluições de 1000 mg/L dos correspondentes metais. Essas determinações foram realizadas no Laboratório de Monitoramento Ambiental da LAPROTEC.

Turbidez (Unidade Nefelométrica de Turbidez- UNT)

A Turbidez das amostras foi determinada por meio de espectrofotometro a 580 nm (absorvância vs turbidez), no laboratório de águas do IFMT Campus Cuiabá Bela Vista, onde é medida a razão entre as intensidades de luz transmitida e de luz emitida, através de um espectrofotometro. A Figura 3.10 mostra o aparelho utilizado para esta medida.



Figura 3.10- Aparelho utilizado para medidas de turbidez do Laboratório de Águas do IFMT- Campus Cuiabá Bela Vista

Sólidos Totais (mg/L)

A determinação de sólidos totais foi feita pelo método gravimétrico, utilizando papel filtro e membrana Millipore de 0,45 μm conforme descrito no Standard Methods,

no laboratório de Analítica Quantitativa do IFMT Campus Cuiabá Bela Vista. Este método prevê secagem a 103-105 °C da amostra até peso constante. Foi utilizado um tempo de 2h para a secagem de papel filtro e membrana Millipore de 0,45 µm em estufa, com amostras de 20mL de chorume. Após serem secas, foram armazenadas em dessecador por 15 minutos para esfriarem, para depois serem pesadas.

Sólidos Totais Fixos (mg/L)

A determinação de sólidos suspensos também foi feita pelo método gravimétrico utilizando papel filtro e membrana Millipore de 0,45 µm, conforme descrito no Standard Methods, no laboratório de Analítica Quantitativa do IFMT Campus Cuiabá Bela Vista, o qual prevê secagem a 103-105 °C da amostra até peso constante. Foi utilizado um tempo de 2h para a secagem de papel filtro e membrana Millipore de 0,45 µm em estufa, com amostras de 20mL de chorume. Após serem secas foram submetidas à calcinação em mufla a (550 ± 50) °C por 1 hora, depois foram armazenadas em dessecador por 15 minutos para esfriarem, para posterior pesagem.

Nitrato (mg/L) e Nitrito (mg/L)

O Controle do nitrogênio torna-se importante em projetos e operações de estações de tratamento de águas residuárias, uma vez que este controla o grau de purificação produzido em tratamentos biológicos. Segundo SAWYER (1994), o nitrogênio originalmente presente em análises químicas de resíduos e de águas poluídas apresenta-se na forma de nitrogênio orgânico e amônia. Com o passar do tempo, este nitrogênio orgânico é convertido, gradualmente, a nitrogênio amoniacal e mais tarde, em condições aeróbicas, a amônia é oxidada a nitrito e este a nitrato. Na análise de nitratos, o metal cádmio (Cd) reduz os nitratos presentes na amostra para nitritos. Em um ambiente ácido (reagentes) ocorre uma série de reações dando origem a uma tonalidade âmbar para a amostra, que é detectada pela unidade ótica de leitura, que fornece os teores de nitrato.

As amostras foram digeridas e preparadas para as leituras em espectrofotômetro do laboratório de Analítica Quantitativa do IFMT Campus Cuiabá Bela Vista. As amostras foram diluídas 10 vezes para a determinação de nitrato e 100 vezes para a determinação do teor de amônia.

Nitrogênio total (mg/L)

O método é baseado na decomposição da matéria orgânica por meio da digestão da amostra a 400°C com ácido sulfúrico concentrado, em presença de sulfato de cobre como catalisador, que acelera a oxidação da matéria orgânica, foi realizado no laboratório de análises químicas do IFMT, Campus Bela Vista. O nitrogênio presente na solução ácida resultante é determinado por destilação por arraste de vapor, seguida de titulação com ácido sulfúrico diluído.

Oxigênio dissolvido (mg/L)

A determinação é realizada pela oxidação da matéria orgânica por permanganato de potássio em meio ácido, a 80°C; utilizando-se o método de titulação de retrocesso (com emprego de oxalato de sódio) é determinada a concentração de permanganato de potássio utilizada para consumir toda a matéria orgânica, sendo expressa em mg de O₂ consumido/L. As análises foram realizadas no laboratório de monitoramento ambiental do IFMT, Campus Bela Vista.

Fosfato total (mg/L)

Os microrganismos envolvidos nos processos de tratamentos biológicos requerem fósforo para reprodução e para a síntese de novas células. A determinação de fosfato é importante na avaliação do potencial de produtividade biológica dos microrganismos presentes no chorume.

Para a determinação do teor de fosfato no chorume, utilizou-se o método colorimétrico, diluindo-se o chorume 100 vezes, para atingir a faixa de leitura do espectrofotômetro. As análises foram realizadas no laboratório de monitoramento ambiental do IFMT, Campus Bela Vista.

Sólidos Suspensos (mg/L)

A determinação de sólidos suspensos foi feita pelo método gravimétrico utilizando papel filtro e membrana Millipore de 0,45 µm conforme descrito no Standard Methods, o qual prevê secagem a 103-105 °C da amostra até peso constante. Foi

utilizado 2h para a secagem de papel filtro e membrana Millipore de 0,45 µm em estufa, com amostras de 20mL de chorume. Após serem secas, foram armazenadas em dessecador por 15 minutos para esfriarem, para depois serem pesadas. As análises foram realizadas no laboratório de monitoramento ambiental do IFMT, Campus Bela Vista.

Sólidos totais dissolvidos (mg/L)

A determinação de sólidos totais dissolvidos também foi feita pelo método gravimétrico utilizando papel filtro e membrana Millipore de 0,45 µm conforme descrito no Standard Methods, o qual prevê secagem a 103-105 °C da amostra até peso constante. Foram utilizados 100 mL de chorume filtrado a vácuo e depois submetido a evaporação em banho Maria, seguida de secagem em estufa a 103-105 °C. Após serem secas, foram armazenadas em dessecador por 15 minutos para esfriarem, para depois serem pesadas. As análises foram realizadas no laboratório de monitoramento ambiental do IFMT, Campus Bela Vista.

3.6.2 - Toxicidade

Levando em consideração os efeitos que um agente pode causar a biota aquática, recomenda-se realizar testes com organismos representativos de diferentes níveis tróficos. Neste trabalho foram realizados os testes para *Artemia salina* (Figura 20), *Daphnia Similis*(Figura 21), *Brachydanio rerio* (Figura 22) e bactéria luminescente *Vibrio fisheri*, (Figura 23). Todos os testes foram realizados em laboratórios da LAPROTEC e na UFMT/Laboratório de Qualidade de Águas.

Artemia Salina

Os organismos foram expostos em concentrações diferentes de chorume analisado. Os testes foram realizados num sistema estático por um período de 24 a 48 horas. A toxicidade é medida em termos de efeitos sobre a mortalidade, por meio dos seguintes parâmetros: CL50 concentração inicial de amostra que causou letalidade a 50% dos organismos expostos; CENO maior concentração de efeito não observado;

CEO menor concentração de efeito observado.



Figura 3.11 – Organismo *Artemia Salina*.

Fonte: RIOS, 1995.

Daphnia Similis

Nos testes de toxicidade foram utilizadas jovens de *Daphnia similis* (Figura 3.12). Para realização dos testes as amostras foram submetidas a diferentes diluições da amostra com água reconstituída e expostos em cinco concentrações. A seguir, 10 mL foram transferidos para os bequeres e para cada concentração foram montadas cinco réplicas. 5 organismos foram introduzidos em cada replicação, e em grupo controle executado com cinco réplicas contendo apenas água reconstituída por um período de 24 e 48 horas

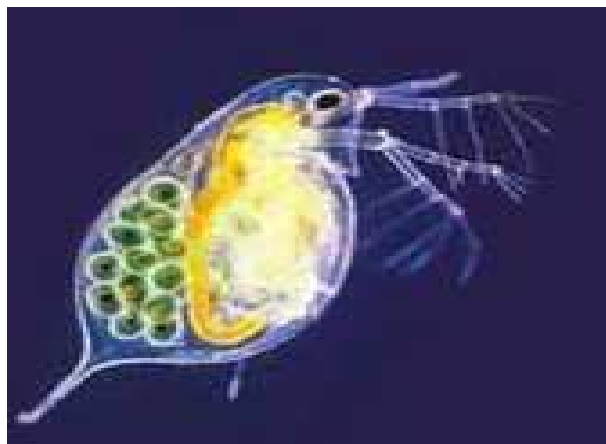


Figura 3.12 – Organismo *Daphnia Similis*

Fonte: ZAGATTO, 1991

Brachydanio rerio

É um Peixe de água doce conhecido como paulistinha ou peixe zebra, (Figura 3.13). Foram adquiridos de representantes com capacidade técnica para fornecer os organismos. Foram realizados testes com diferentes concentrações da amostra diluídas com água deionizada. Em cada bequer foram adicionados 10 organismos e os efeitos foram observados por um período de 24 a 96 horas, num sistema estático. A toxicidade foi medida em termos de efeitos sobre a letalidade CL50 e CENO. Foram realizados testes com grupos controle com apenas água deionizada.



Figura 3.13 – Organismo *Brachydanio rerio*

Fonte: BERTOLETTI, 2000

Microtox

É um sistema de precisão, por fotometria. O organismo usado é a *Vibrio fischeri* (Figura 23) bactéria, que emite luz naturalmente. Neste teste uma pequena quantidade de amostra é exposta ao teste com as bactérias bioluminescente, as quais emitem luminosidade proporcional às suas reações. A avaliação do efeito é dada em 5 e 15 minutos onde se observa uma consequente redução na emissão de luz, indicando assim a quantidade de organismos que podem estar afetados pela carga tóxica. O teste de referência foi conduzido com sulfato de cobre com quatro diluições e mais um grupo controle. A toxicidade é medida em CE50, observando a redução da luminescência das

bactérias. Caso não haja decréscimo na produção de luz pelo organismo teste, significa ausência de efeito tóxico.



Figura 3.14 – Organismo *Vibrio fischeri*

Fonte: BARROS, 2003

3.7 – TRATAMENTO ESTATÍSTICO DOS DADOS

O estudo baseou-se na análise estatística descritiva e no delineamento inteiramente casualizado. A análise descritiva como o próprio nome sugere trata-se da organização, sumarização e descrição de dados, por meio de cálculos de medidas médias, valores máximos e mínimos, desvio padrão, entre outros.

Para obter os valores dos parâmetros analisados o experimento foi conduzido sob um delineamento inteiramente casualizado com 6 tratamentos e 5 repetições, segundo o modelo $Y_{ij} = \mu + T_i + e_{ij}$, em que: Y_{ij} é valor observado na j -ésima unidade experimental (**chorume**), que recebeu o i -ésimo tratamento; μ é a média geral; T_i é o efeito fixo do i -ésimo tratamento; e_{ij} é o erro experimental referente a unidade experimental. Para as análises estatísticas, utilizou-se o software SISVAR (FERREIRA, 2011).

CAPÍTULO 4

APRESENTAÇÃO E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

4.1- INTRODUÇÃO

Neste capítulo, apresentam-se os resultados dos ensaios realizados para avaliar a capacidade redutora de poluente dos três tipos de geotêxteis, por meio do fluxo de chorume diretamente da tubulação de drenagem. Apresenta-se também a caracterização físico-química do chorume utilizado, bem como os resultados físico-químicos provenientes da filtração com os geotêxteis ensaiados. Apresentam-se também os resultados da filtração do chorume do aterro utilizando filtro de areia. Finalmente, apresenta-se a comparação dos parâmetros avaliados do chorume com os parâmetros obtidos após a filtração nos filtros de geotêxteis e filtros de areia.

Inicialmente, apresentam-se os parâmetros físico-químicos do chorume antes e após a filtração pelos geotêxteis, objetivando observar alterações nesses parâmetros. Cabe ressaltar que não faz parte dos objetivos deste trabalho analisar os processos biológicos que ocorreram durante a retenção do chorume no canal. As análises dos parâmetros físico-químicos do chorume foram realizadas no sentido de caracterizar o efluente após o processo de filtração ocorridos nos geotêxteis.

4.2 – PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS ANALISADOS

Os parâmetros físico-químico do chorume aliados aos resultados de bioensaios de toxicidade caracterizam o chorume do aterro sanitário de Cuiabá-MT. Os parâmetros foram analisados nos laboratórios do IFMT/Campus Cuiabá Bela Vista e os bioensaios de toxicidade nos laboratórios da LAPROTEC também em Cuiabá-MT. A Tabela 8. mostra os valores médios dos parâmetros físico-químico do chorume bruto.

Tabela 4.1- Caracterização Físico-Química do Chorume Bruto

Parâmetro	Média dos valores	Metodologia
pH	8,25	Potenciometria
Turbidez	190,20	Nefolometria
Condutividade (uS/cm)	14,76	Elecondutivimetria
Sólidos Totais (mg/L)	12752,40	Gravimetria
Sólidos Totais Fixos (mg/L)	7804,40	Gravimetria
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	124,00*	Espectrofotometria UV-Vis
Nitrato (mg/L)	4,09	Volumetria
Nitrogênio Total (mg/L)	417,20	Volumetria
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	1,38	Volumetria
DBO (mg/L)	1812	Volumetria
DQO (mg/L)	4782,80	Volumetria
Fosfato total (mg/L)	20,09	Volumetria
Zinco (mg/L)	0,374	Absorção Atômica
Ferro (mg/L)	6,156	Absorção Atômica
Manganês (mg/L)	0,22	Absorção Atômica
Cromo (mg/L)	1,10	Absorção Atômica
Sólidos suspensos (mg/L)	5876,8	Gravimetria
Sólidos totais dissolvidos (mg/L)	6822,40	Gravimetria

* valor acima do permitido pelo CONAMA 430/2011

Os valores encontrados para o chorume mostram a recalcitrância do material orgânico, que pode ser ilustrada pela razão DQO/DBO, que é típica de aterro velho. E essa razão indica o nível de biodegradabilidade de um determinado chorume. Quanto maior for esta razão, menos biodegradável é o chorume. De acordo com os resultados obtidos, verificou-se que o pH do chorume tem características alcalinizadas. Na realidade, um aterro sanitário funciona como um grande reator biológico e dentro dele ocorrem processos de conversão anaeróbica, caracterizados por várias reações sequências. Cada conjunto de reações ocorre pela ação de uma população bacteriana específica, distinguindo-se quatro etapas diferentes: hidrólise, acidogênese, acetogênese e a metanogênese. Com o conhecimento dos contaminantes potenciais que pode conter o chorume é possível entender os resultados obtidos neste estudo, relacionando-os com os processos de tratamento de chorume.

Alguns contaminantes em potencial são relacionados por Barbosa, (1987) que podem auxiliar o entendimento dos resultados obtidos para o chorume analisado.

- a) Matéria orgânica dissolvida: medida por DQO e DBO;
- b) Cátions: Fe^{2+} , Mn^{2+} , Cd^{2+} , NH_4^+ , Zn^{2+} , Cr^{3+} .

Embora existam compostos tóxicos de várias naturezas no chorume, como, por exemplo, metais pesados e alguns compostos orgânicos, a amônia é também preocupante, pois está presente em níveis altos.

Clement et al. (1988) relataram que nos trabalhos realizados por vários autores, em 89 amostras de chorume testadas o nível de amônia encontrava-se alto, em média 404 mgN/L, nível este considerado tóxico.

Os parâmetros condutividade, alcalinidade e amônia e o pH devem ser os principais contribuintes à toxicidade do chorume de aterro sanitário. Portanto, os seus resultados indicam que o pH e a alcalinidade do chorume, que será lançado em um corpo receptor, devem ser controlados, para não criar condições favoráveis para o surgimento de amônia tóxica, pois a alcalinidade e o pH afetam o equilíbrio da amônia (ionizada ou não). O controle do lançamento no tocante à amônia pode evitar também os riscos de eutrofização. Altas concentrações de nitrogênio amoniacal presentes no percolado podem ser consequência da degradação biológica de aminoácidos e outros compostos orgânicos nitrogenados, durante a fase acetogênica, podendo ocorrer elevadas concentrações de amônia.

Baig et al. (1989), verificaram que o chorume de um aterro pode ser considerado estabilizado quando apresenta valores de DQO (mg/L) < 2000, razão DBO/DQO = 0,1. Os resultados para o chorume analisado indicam que a razão DBO/DQO encontra-se em torno de 0,37, evidenciando assim a baixa biodegradabilidade do chorume. Portanto, este efluente precisa ser submetido a tratamentos que diminuam a recalcitrância, tornando-o mais biodegradável. Também apresenta elevado valor de DQO, maior do que o valor para considerá-lo estabilizado. Isso significa que o aterro ainda funciona como reator químico, sendo os parâmetros susceptíveis a mudanças conforme sua degradação, o que enfatiza a necessidade de

monitoramento do tratamento do chorume desse aterro.

A caracterização revela também a presença de altas concentrações de sólidos totais e fixos, evidenciando ainda mais a baixa biodegradação no aterro. A concentração de nitrogênio amoniacal está acima do permitido para lançamento de efluentes conforme resolução do CONAMA 430/2011.

4.3 - TOXICIDADE

Análise de toxicidade do chorume bruto foram feitas para retratar as condições em que se encontrava o percolado gerado no aterro sanitário de Cuiabá-MT durante os períodos de amostragem. A Tabela 4.2 e a Figura 4.1 mostram os resultados obtidos nos testes de toxicidade realizados em laboratório.

Tabela 4.2- Resultados dos testes de toxicidade aplicados as amostras de chorume bruto

Chorume	Microtox CE50(%)	Daphnia CE50(%)	Artemia CL50(%)	B. rerio CL50(%)
Amostra 1	13,08	2,15	12,42	2,06
Amostra 2	10,97	2,06	23,74	2,08

A fase metanogênica propicia condições para a redução de oxigênio a níveis muito baixos, favorecendo o aparecimento dos microrganismos anaeróbicos responsáveis pela produção de CH₄ e NH₃, sendo que o NH₃ tem um poder muito tóxico para quase todos os animais superiores (Fonseca, 1999).

Em alguns estudos foi verificado o aumento da toxicidade causada pela amônia, que na forma livre é mais tóxica, enquanto que na forma iônica NH₄⁺ é levemente tóxica para a maioria dos organismos (Clement & Mertin, 1995).

A amônia e a alcalinidade são fatores importantes que contribuem para a toxicidade do chorume como evidenciam alguns resultados encontrados na literatura.

Os dados da Tabela 4.2 e a Figura 4.1, evidenciam a elevada toxicidade para

todos os organismos testados. No que se refere ao organismo *Brachydanio rerio* a toxicidade foi muito elevada. Os testes com este organismo foram padronizados pela FEEMA, com salinidade determinada em 5g/L.

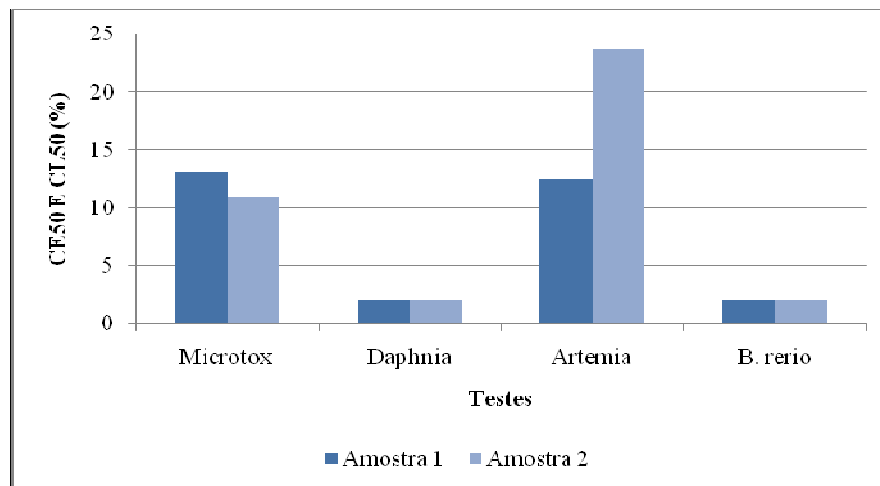


Figura 4.1- Resultados de toxicidade do chorume bruto para os diferentes organismos testados.

O teste para o organismo *Daphnia similis*, foi realizado para se ter uma ideia das conseqüências que o chorume pode trazer para os rios, levando-se em conta que no Brasil os rios são os cursos que mais recebem este tipo de efluente.

Estudos já realizados revelaram que o organismo *Daphnia* foi mais sensível aos compostos inorgânicos presentes no chorume, do que bactérias e peixe, exceto para mercúrio, arsênio e cobalto que foram muito tóxicos para todos os organismos testados (Lambolez, 1994).

Alguns autores relataram que a presença de níveis elevados de cloretos, potássio, cálcio, magnésio, sódio e metais pesados tornam os efluentes potencialmente tóxicos (Clement, 1995).

Para o sistema Microtox foram obtidos resultados similares em ambas as coletas. Este teste foi realizado com bactérias bioluminescentes de origem marinha, portanto resistente a salinidades entre 10 e 40 g/L.

A matéria orgânica, constituída por inúmeros compostos distintos, pode

contribuir para a toxicidade. Pirbazari et al, (1996), observaram um marcante efeito da matéria orgânica na toxicidade do chorume.

Os organismos de água doce foram os mais afetados, mas pode-se afirmar que o efeito tóxico do chorume foi forte para todos os organismos testados para as duas amostras em períodos diferentes.

4.4 - ANÁLISES REALIZADAS PARA O CHORUME TRATADO

Sistema de Geotêxteis

Foi feita a caracterização do chorume em todos os ensaios de filtração. Para cada ensaio realizado no período de retenção de até 10 dias houve a caracterização do chorume antes da filtração pelo geotêxtil e após filtração pelo geotêxtil. A Tabela 4.3 mostra os parâmetros analisados antes da filtração (CHO), e depois das filtrações pelos geotêxteis para o período de 1 dia de retenção na célula, sendo que nesse período o chorume passou por uma barreira de geotêxtil.

Tabela 4.3 - Parâmetros físico-químico analisados em geotêxteis não-tecido em uma barreira de filtração.

Parâmetros	Tratamentos						
	CHO	GTX	GTY	GTZ	GTS	GTW	GTM
pH	8,28	8,26	8,20	8,23	8,26	8,20	8,26
NH ₄ (mg/L)	126,0	120,4	109,20	117,6	100,8	123,20	108,26
NO ₃ ⁻ (mg/L)	4,12	3,98	4,64	4,30	4,36	4,54	4,21
DBO (mg/L)	2220	1920	1880	1980	1932	1860	1820
DQO (mg/L)	5191,20	4762,80	4835,1	4238,7	3679,20	3200,40	3158,0
PO ₄ ⁻³ (mg/L)	21,00	22,20	21,40	18,40	22,20	22,80	21,30
Zn (mg/L)	0,502	0,468	0,394	0,374	0,340	0,268	0,354
Fe (mg/L)	6,176	4,698	5,324	5,44	4,77	6,278	4,65
Mn (mg/L)	0,12	0,10	0,10	0,10	0,10	0,12	0,14
Cr(mg/L)	1,20	1,34	1,32	1,30	1,20	1,15	1,12

Os valores encontrados foram relativamente menores, comparados com o chorume sem tratamento. Para os sistemas propostos apresentam-se também na maioria dos parâmetros, uma diminuição à medida que aumenta-se a massa por unidade de área do geotêxtil e também a quantidade de barreiras. O pH quase não se alterou, mantendo-se alcalino durante o processo. Para os metais pesados a influência das barreiras pouco afetou a concentração. Porém a DBO e DQO também tiveram as concentrações diminuídas.

Os valores encontrados para os parâmetros analisados nos sistemas propostos, após 5 dias de filtração no canal (Tabela 26) foram satisfatórios, visto que apresentam-se menores que o chorume sem tratamento. Neste período, houve um decréscimo significativo para a DQO e DBO.

Tabela 4.4 - Parâmetros físico-químico analisados em geotêxteis não-tecido em duas barreiras de filtração.

Parâmetros	Tratamentos						
	CHO	GTX	GTY	GTZ	GTS	GTW	GTM
pH	8,26	8,22	8,28	8,26	8,25	8,23	8,23
NH ₄ (mg/L)	119,0	120,3	119,20	117,6	115,8	110,20	106,26
NO ₃ ⁻ (mg/L)	4,11	3,90	4,05	4,00	3,90	3,98	3,25
DBO (mg/L)	2215	1998	1850	1940	1920	1856	1819
DQO (mg/L)	5190,20	4752,60	4720,10	4652,70	3547,20	3198,40	3095,0
PO ₄ ⁻³ (mg/L)	21,01	22,20	21,20	20,40	21,10	20,80	20,30
Zn (mg/L)	0,50	0,442	0,40	0,372	0,335	0,256	0,321
Fe (mg/L)	6,173	4,685	5,310	5,25	4,72	4,685	4,66
Mn (mg/L)	0,11	0,10	0,09	0,08	0,10	0,11	0,07
Cr(mg/L)	1,18	1,24	1,20	1,18	1,15	1,12	1,10

Decorridos 10 dias de filtração do chorume na célula experimental, os parâmetros mostraram-se em valores menores que para o chorume bruto, como mostra a Tabela 4.5. Os sistemas aqui propostos influenciaram os valores dos parâmetros para menor.

Tabela 4.5- Parâmetros físico-químico analisados em geotêxteis não-tecido em três barreiras de filtração.

Parâmetros	Tratamentos						
	CHO	GTX	GTY	GTZ	GTS	GTW	GTM
pH	8,28	8,26	8,24	8,20	8,25	8,20	8,25
NH ₄ (mg/L)	125,0	119,4	118,15	116,0	114,2	109,0	105,23
NO ₃ ⁻ (mg/L)	4,11	3,85A	4,0	3,95	3,83	3,80	3,20
DBO (mg/L)	2214	1920	1820	1930	1932	1850	1815
DQO (mg/L)	5190,10	4742,80	4,70510	4623,70	3420,20	3194,40	3091,0
PO ₄ ⁻³ (mg/L)	20,00	21,20	21,10	18,40	21,20	20,40	20,00
Zn (mg/L)	0,503	0,431	0,394	0,370	0,336	0,252	0,245
Fe (mg/L)	6,170	4,654	4,632	5,44	4,70	4,62	4,580
Mn (mg/L)	0,10	0,10	0,09	0,08	0,06	0,06	0,09
Cr(mg/L)	1,21	1,14	1,12	1,10	1,00	0,98	0,93

4.4.1 - pH (POTENCIAL HIDROGENIÔNICO)

Em condições aeróbicas o pH está diretamente relacionado às fases de decomposição da matéria orgânica. Segundo Lima (1988), estas fases em um aterro sanitário se dividem em: aeróbica e anaeróbica ácida, metânica instável e metânica estável (10 ou mais anos). Com o processo de metanogênese estável o pH situa-se em torno de 8,0 ou acima de 8,6, conforme Lima (1988).

A Figura 4.2 mostra os valores de pH medidos após um dia de retenção na célula experimental após a filtração nas barreiras de geotêxtil. Os valores de pH situaram-se na faixa alcalina, variando entre 8,20 e 8,26.

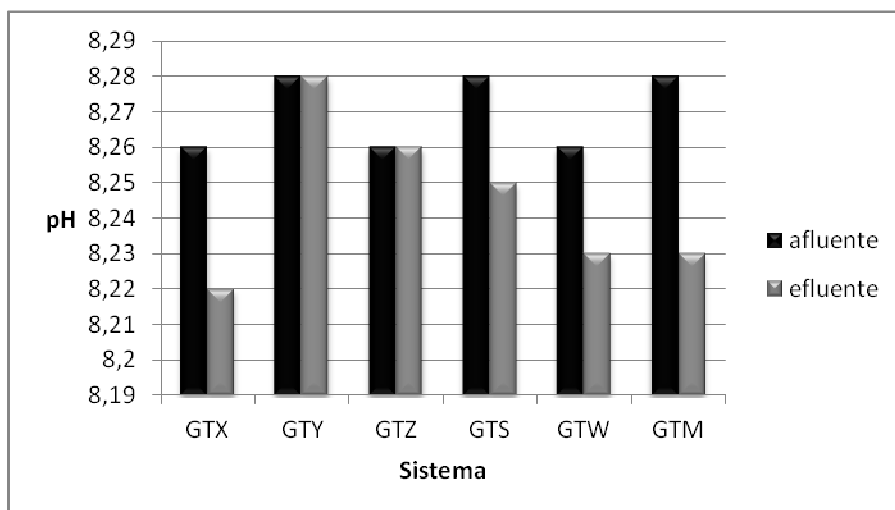


Figura 4.2 - Variação de pH para filtração em uma barreira de geotêxtil .

O comportamento do pH do chorume ao longo dos ensaios mostra que encontra-se na fase metanogênica o que pode ser devido a célula de lixo ter mais de 15 anos. A Figura 4.3 mostra a variação do pH para a retenção de 5 dias, mostrando que o geotêxtil altera o valor numérico, porém estatisticamente essa diferença não é significativa.

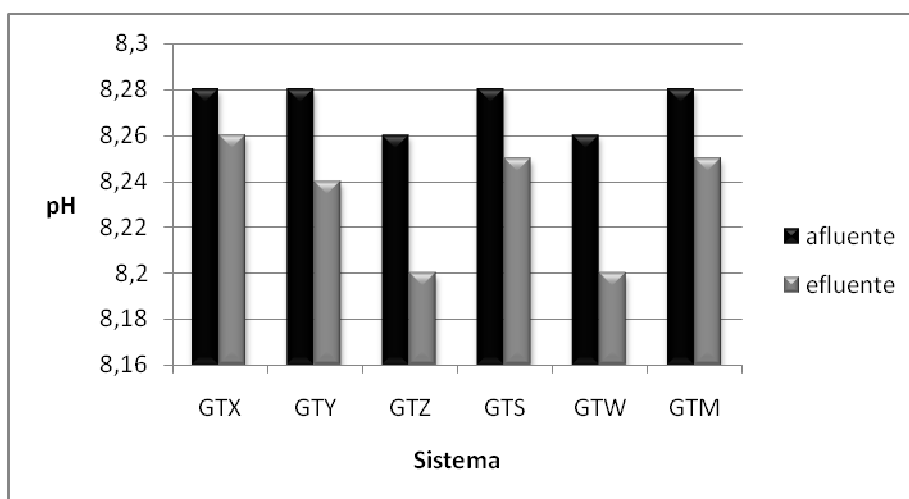


Figura 4.3 - Variação de pH para filtração em duas barreira de geotêxtil.

A Figura 4.4 mostra a variação de pH nos diferentes sistemas para tempo de filtração de 10 dias. Ao longo do tratamento observou-se pouca variação no pH, mostrando que o chorume no aterro encontra-se em fase estável. Entretanto observou-

se uma diminuição brusca para o sistema GTY, o que pode ser atribuído a possível erro no procedimento de análise.

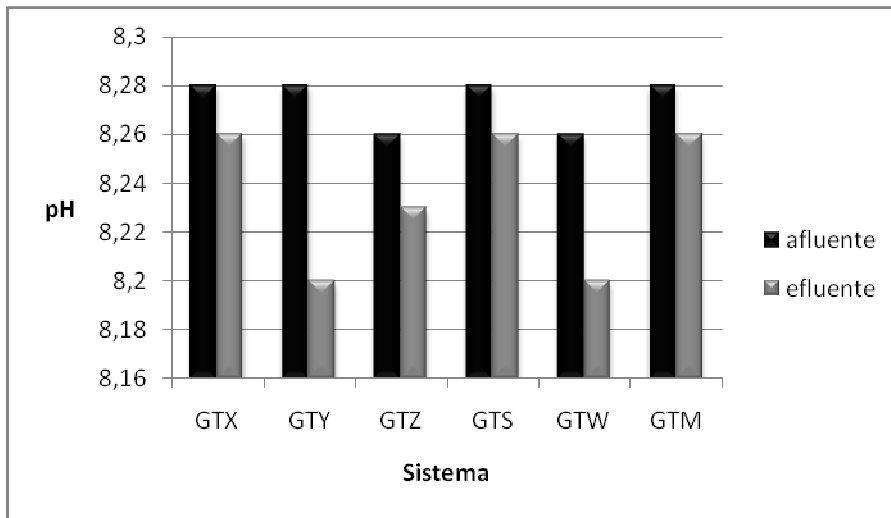


Figura 4.4 - Variação de pH para filtração em três barreiras de geotêxtil.

Percebeu-se uma alteração no pH do chorume durante a filtração nos geotêxteis, porém a diferença não é significativa, logo pode-se afirmar que os geotêxteis não favorecem a diminuição nem o aumento de pH do chorume.

4.4.2 - DEMANDA QUÍMICA E BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO

Demanda Química de Oxigênio (DQO)

Os valores encontrados para a DQO foram relativamente menores para os sistemas propostos. Comparando com o chorume bruto, todos os sistemas apresentaram valores menores. O sistema GTM foi o que apresentou menor valor, sendo este caracterizando 39,2% menor que o chorume bruto no mesmo período. Na Figura 4.5, é apresentada esta variação.

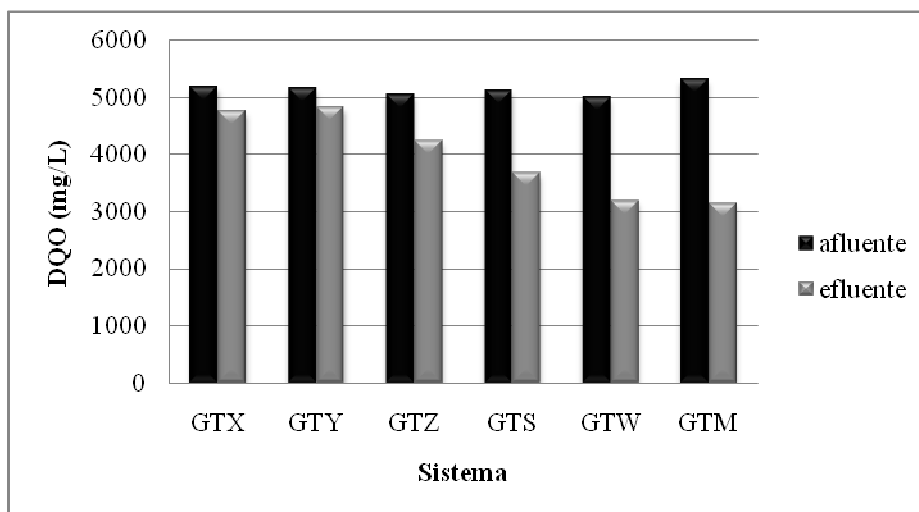


Figura 4.5 - Variação da DQO para filtração em uma barreira de geotêxtil.

Tem-se obtido significativas remoções, em chorume, de compostos, nitrogenados, DQO e ainda Carbono Orgânico total por meio da oxidação eletroquímica, sem geração de subprodutos tóxicos ao lodo. Processos fotocatalíticos vêm sendo aplicados para remediação de diversos tipos de efluentes e ainda inativação de microrganismos patogênicos.

Com a utilização dos geotêxteis, observou-se que o resultado do parâmetro DQO, após submetido à filtração com os geotêxteis sem tratamento prévio nem adição de insumos químicos mostrou-se muito eficiente no tratamento. A Figura 4.6, mostra o comportamento deste parâmetro, mostrando um decréscimo de 40,4% para o sistema GTM.

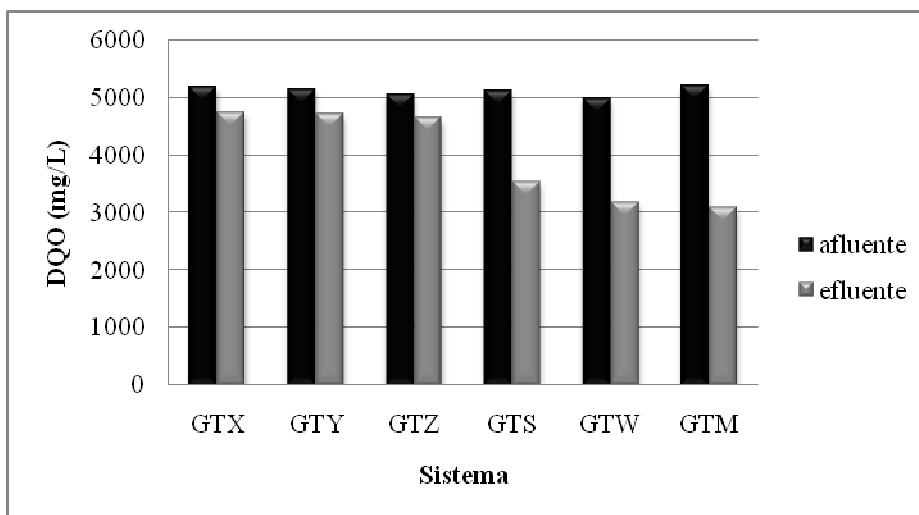


Figura 4.6 - Variação da DQO para filtração em duas barreira de geotêxtil.

Neste trabalho, os resultados de DQO estão dentro do esperado para chorume de aterro com mais de 15 anos (Li at al. (1999)). A Figura 4.7 mostra a eficiência do geotêxtil utilizado no sistema GTM para tempo de filtração de 10 dias, com decréscimo de 40,4% na DQO. Os sistemas GTS e GTW também apresentaram reduções significativas de DQO.

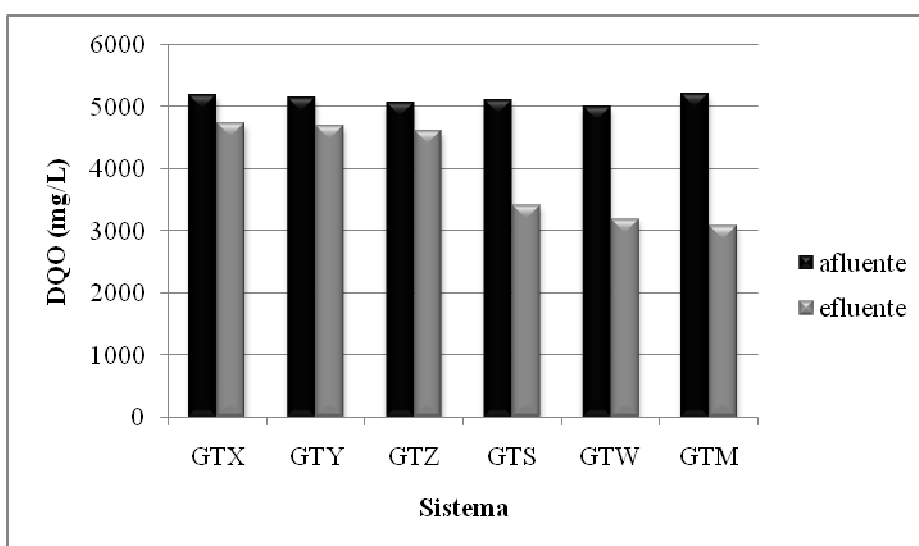


Figura 4.7 - Variação da DQO para filtração em três barreiras de geotêxtil.

Como se observa nas Figuras 4.5, 4.6 e 4.7, houve uma redução da DQO nos

sistemas com filtros, que apresentaram menor valor, comparado com o chorume bruto (CHO) sem tratamento, em todos os tempos de filtração. Estatisticamente, a diferença é significativa entre eles. Por se tratar de um tratamento primário, considera-se o processo muito eficiente.

Alguns métodos físico-químicos realizados para tratamento do chorume mostram-se muito eficientes. Cossu et al. (1998), utilizando reação fotoeletroquímico, observou 78% da remoção de DQO. Chiang, (1995) utilizando eletrólise obteve redução na DQO de 69%. Comparando esses resultados, com os obtidos neste estudo, a filtração em geotêxteis, mostrou-se muito eficiente.

Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

Neste trabalho foram realizadas as análises de DBO para todos os sistemas e em tempos de retenção diferentes. A Figura 4.8 mostra os resultados de 1 dia de filtração no canal. Esses valores se apresentam sempre menores que os valores da DQO para o mesmo período de filtração.

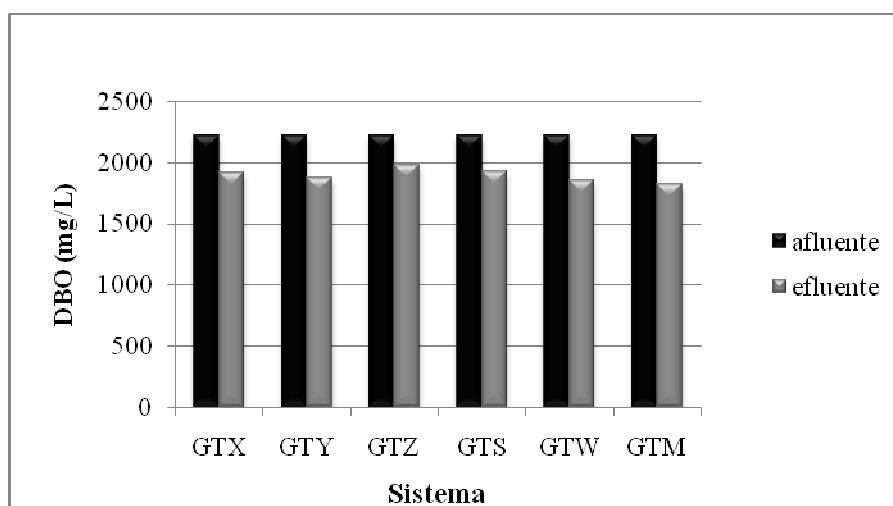


Figura 4.8 - Variação da DBO para filtração em uma barreira de geotêxtil.

No período de filtração de 5 dias no canal, Figura 4.9, os valores de DQO mostraram-se menores que o do chorume bruto. O sistema GTM foi novamente o que apresentou menor redução (17,8%) em relação ao chorume bruto.

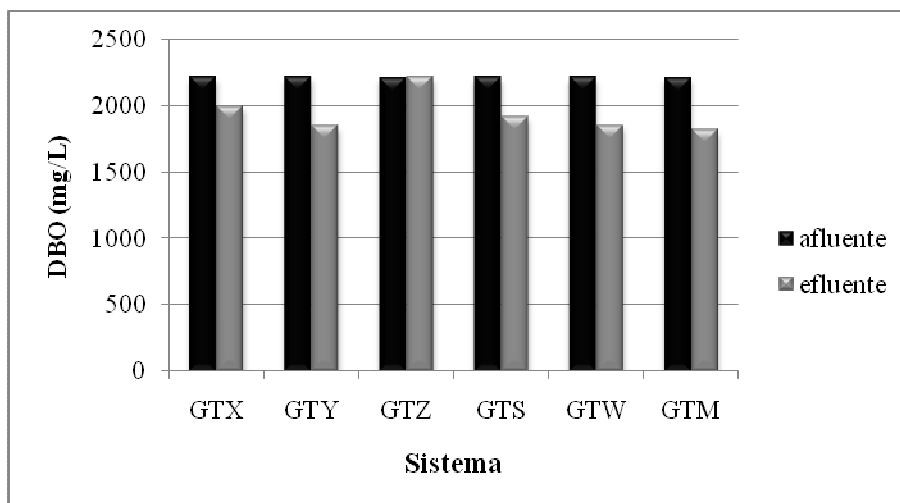


Figura 4.9 - Variação da DBO para filt.ção em duas barreira de geotêxtil.

A Figura 4.10, mostra a DBO no período de 10 dias de retenção. Observou-se valores também menores para os sistemas, sendo o do sistema GTM o menor, comparado com o chorume bruto. Para esse sistema houve uma redução de 18%.

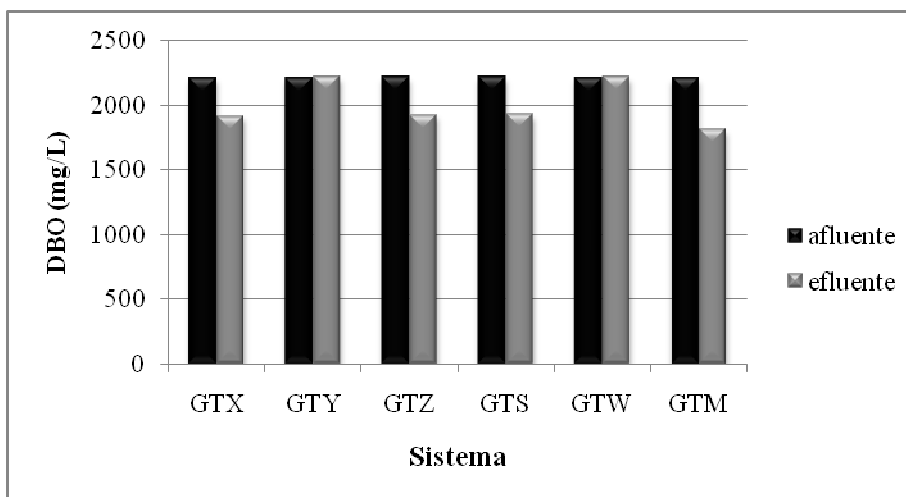


Figura 4.10 - Variação da DBO para filt.ção em três barreira de geotêxtil.

Os valores de DBO foram menores que o chorume sem tratamento. Os sistemas com barreiras duplas ou triplas de filtros mostraram resultados menores que o chorume sem tratamento e também mais próximos. Mesmo apresentando variações os tratamentos não diferem estatisticamente entre si com relação à DBO.

Vários estudos têm encontrado como resultados remoção de DBO maiores que 90% para tempo de detenção hidráulica maior que duas horas. Laitinem et al. (2006), alcançaram, além da remoção da DBO de 99% aplicando tempo de residência celular entre 4 e 8 dias.

Num sistema de lodo ativado em bateladas, Mose (2003), encontrou resultados de remoção de DBO de 94% para a primeira etapa e 99,6% na segunda.

4.4.3 – NITROGÊNIO AMONIACAL E NITRATO

Nitrogênio Amoniacal (NH_4^+)

O chorume também contém altas concentrações de nitrogênio amoniacal que, se for descartado sem tratamento, poderá desencadear o fenômeno de eutrofização (excesso de nutrientes no corpo d'água, que estimula o crescimento excessivo de algas e conduz todo ecossistema aquático ao desequilíbrio).

Em processos fotocatalíticos oxidativos em pH básico a remoção de nitrogênio amoniacal é favorecida. A Figura 4.11, mostra valores em mg/L menores para nitrogênio amoniacal oriundos do tratamento com os filtros do que em chorume sem tratamento pra período de filtração de 1 dia.

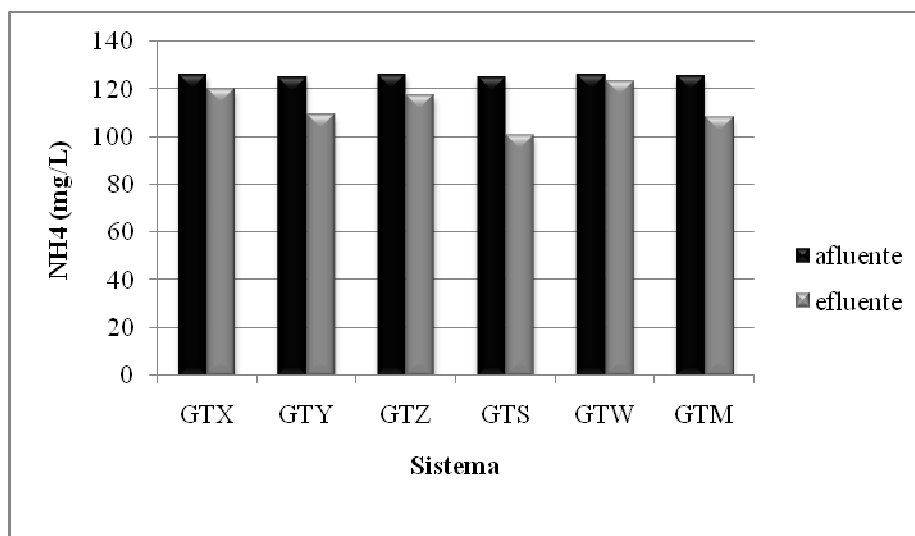


Figura 4.11 - Variação Nitrogênio amoniacal para filtração em uma barreira de geotêxtil.

A concentração de nitrogênio amoniacal em um chorume podem indicar a condição (aeróbica ou anaeróbica) de um determinado aterro sanitário ou de uma certa massa de resíduos. Em condições aeróbicas, no caso deste experimento, o nitrogênio amoniacal sofre processos de oxidação, formando nitritos que posteriormente se transformam em nitratos.

Para o período de retenção de 5 dias observou-se valores ainda menores para os sistemas, pois o oxigênio que entra por difusão promove oxidação do nitrogênio, diminuindo assim a concentração. A Figura 4.12, mostra essa redução, sendo menor para o sistema GTM (redução em torno de 16%).

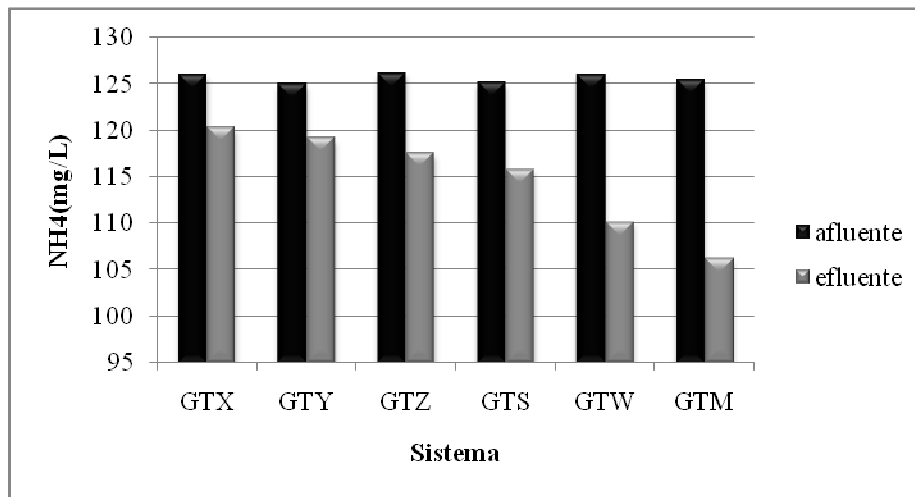


Figura 4.12 - Variação Nitrogênio amoniacal para filtração em duas barreiras de geotêxtil.

Para tempo de filtração de 10 dias (Fig. 4.13) observa-se que todos os valores de Nitrogênio Amoniacal são menores que o chorume sem tratamento, indicando uma melhora desse parâmetro (redução de 17% para o sistema GTM). Outro fator que pode ter potencializado essa redução é o pH alcalino do chorume. Nos períodos de retenção de 5 e 10 dias houve uma estabilidade maior, porém valores menores para o efluente. Os valores deste parâmetro ainda estão acima do permitido para lançamento de efluentes conforme CONAMA 430/2011.

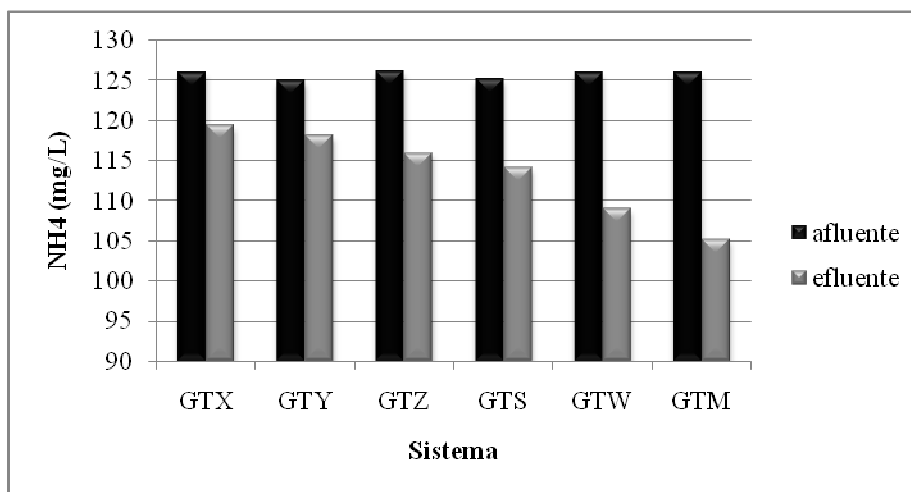


Figura 4.13 - Variação Nitrogênio amoniacal para filtração em três barreiras de geotêxtil.

Nitrato (NO_3^-)

As concentrações de Nitrogênio Total, Amoniacal, Nitrito e Nitrato, ocorrem conforme a oxidação e presença de oxigênio. Durante esse processo, denominado nitrificação, o NH_4^+ , é oxidado para N_2 , ocorrendo neste caso a oxidação. Posteriormente, o N_2 é oxidado a Nitrito, NO_2^- que por sua vez, é oxidado a Nitrato, NO_3^- , processo denominado de desnitrificação. A Figura 4.14 a 4.16, mostram as variações do parâmetro ao longo do tratamento. Observa-se valores maiores para o efluente devido ao processo de oxidação do nitrogênio.

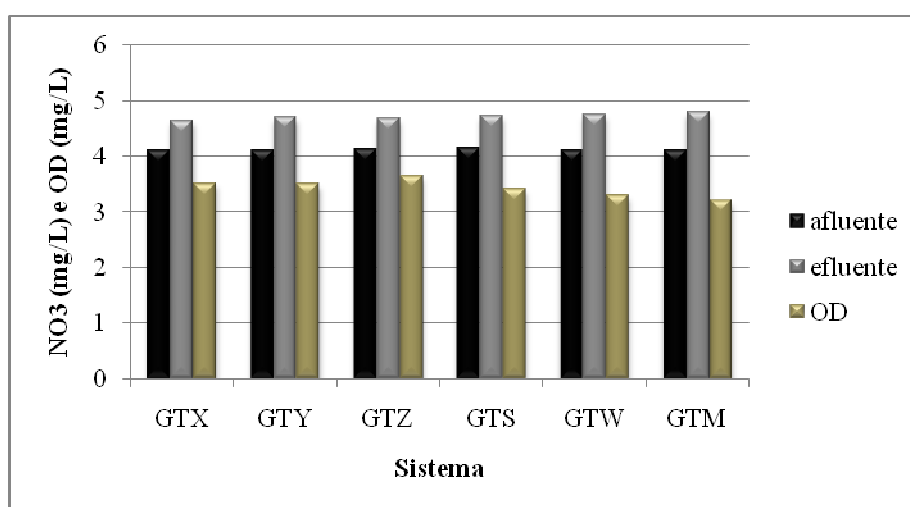


Figura 4.14 - Variação de Nitrato em função da concentração de oxigênio dissolvido

para filtração em uma barreira de geotêxtil.

Observa-se valores maiores para o efluente neste caso devido ao processo de oxidação do nitrogênio. A quantidade de oxigênio dissolvido conseqüentemente diminui devido ao consumo no processo diminuindo assim a sua disponibilidade. Importante ressaltar que a temperatura influencia também essa disponibilidade, pois o oxigênio deixa o sistema por difusão. O sistema GTM apresenta o maior consumo ou menor disponibilidade de oxigênio, que pode ser explicado pelo obstáculo encontrado no geotêxtil diminuindo assim a concentração do dissolvido.

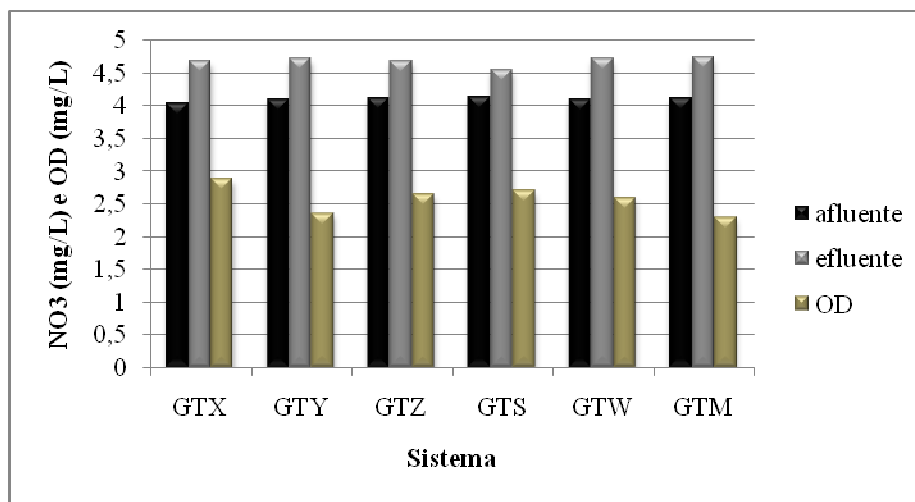


Figura 4.15 - Variação de Nitrato em função da concentração de oxigênio dissolvido para filtração em duas barreiras de geotêxtil.

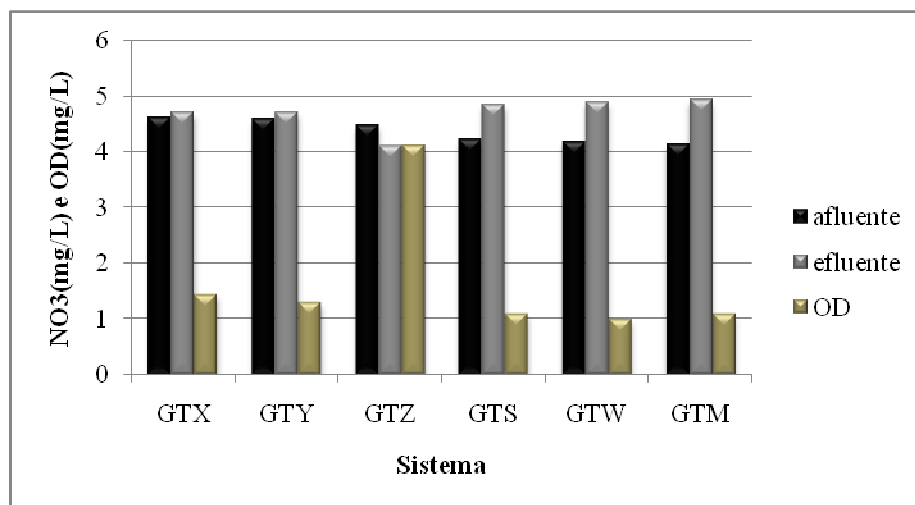


Figura 4.16- Variação de Nitrato em função da concentração de oxigênio dissolvido

para o período filtração em três barreiras de geotêxtil.

Neste trabalho observou-se que houve uma diminuição na concentração de oxigênio dissolvido e na concentração de Nitrato, pois não há presença de oxigênio suficiente para a oxidação. Este fato também se explica pela ausência de Nitrito. O oxigênio dissolvido depende da temperatura, pois para temperaturas elevadas o aumento da temperatura aumenta a pressão, facilitando assim a saída do gás por difusão. Isso pode também justificar os baixos valores para o gás visto que a temperatura local do experimento aberto nos dias da filtração e coleta foram elevadas.. As Figuras 4.14, 4.15 e 4.16 mostram as variações e redução nos valores de concentração de Oxigênio Dissolvido em todos os tratamentos propostos. Percebe-se então o aumento na concentração de Nitrato para todos os sistemas, sugerindo que, de alguma forma, a o filtro geotêxtil aliado à temperatura e à baixa concentração de oxigênio pode influenciar o aumento da concentração do Nitrato.

4.4.4 - METAIS PESADOS

Os metais pesados ocorrem no ambiente aquático sob diversas formas: em solução na forma iônica ou na forma de complexos solúveis orgânicos ou inorgânicos; formando ou ficando retidos às partículas coloidais minerais ou orgânicas; ficando retidos no sedimento ou incorporados à biota.

Os metais pesados presentes no chorume reduzem a capacidade autodepurativa das águas, devido à ação tóxica que eles exercem sobre os microrganismos. Esses microrganismos são os responsáveis pela recuperação das águas, pela decomposição dos materiais orgânicos que nelas são lançados. Com isso, ocorre um aumento na demanda bioquímica de oxigênio (DBO), caracterizando um processo de eutrofização. Esse fenômeno demasiado acarreta vários problemas ambientais, tais como deterioração do corpo receptor, odor pronunciado decorrente da decomposição anaeróbia, alteração de cor e de turbidez da água, redução do teor de oxigênio dissolvido, modificação da biota, bem como das condições de proliferação da mesma e pode, até mesmo, levar a uma maior perda de água por evaporação.

Os metais aqui analisados (Zn, Fe, Cr e Mn) apresentaram valores menores para

os tratamentos comparados com o chorume sem tratamento.

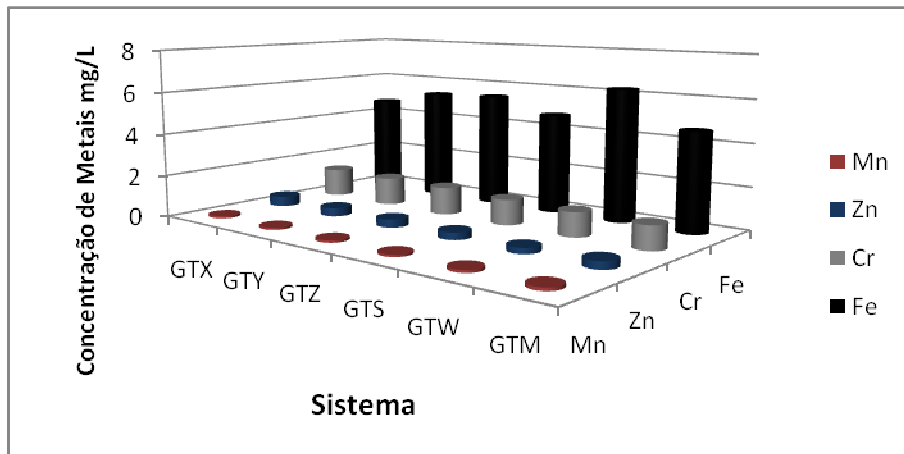


Figura 4.17 – Variação de metais pesados para filtração em uma barreira de geotêxtil.

Para 1 dia de filtração em geotêxtil testados nos sistemas propostos, a análise desses metais mostrou-se concentração de metais diferenciadas. O chorume do aterro apresenta concentração maior de Ferro em todos os sistemas. O pH básico do aterro favorece a concentração para Fe^{2+} , este íon em forma de hidróxido em suspensão, permite que o íon seja detectado. O Cromo também tem sua concentração favorecida pelo pH. Os metais Zinco e Manganês devido ao pH básico podem ter sua solubilidade aumentada, encontrando-se assim dissolvidos em solução.

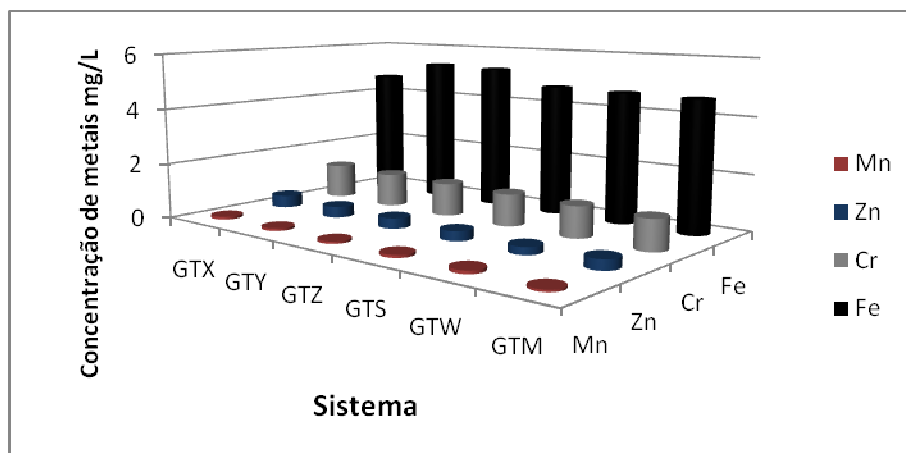


Figura 4.18 – Variação de metais pesados para filtração em duas barreiras de geotêxtil.

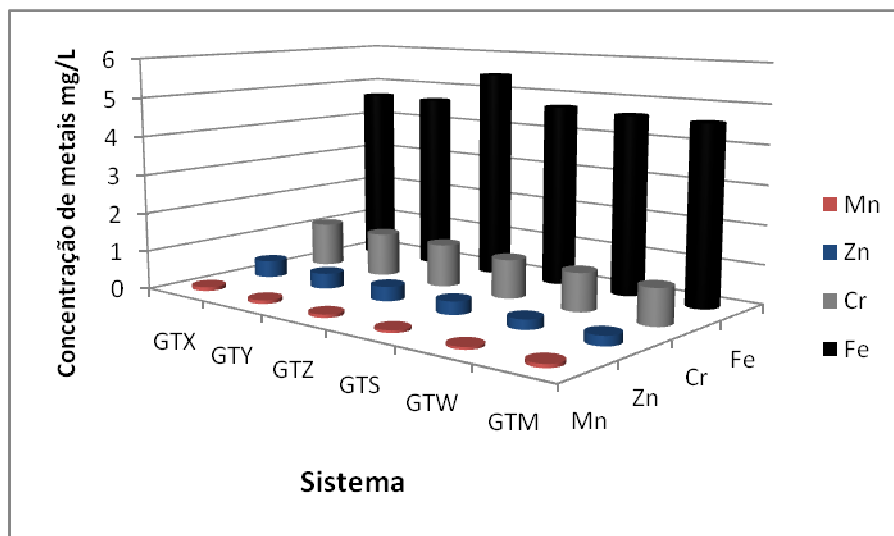


Figura 4.19 – Variação de metais pesados para filtração em três barreiras de geotêxtil.

Todos os metais investigados no chorume sem tratamento e tratado apresentaram valores abaixo do permitido pela legislação para descarte de despejos tratados. Estudos têm indicado remoções de metais em pH básico, segundo Marañon et al. (2008). Em chorume tratado com cloreto férrico a remoção de ferro tem sido significativa para pH ácido, em torno de 81%.

Segundo Baig et al.(1994), em chorumes velhos que apresentam características de estar estabilizados podem ser observadas concentrações elevadas de Ferro.

A Figura 4.20, mostra a solubilidade do Ferro em solução de cloreto férrico. A curva mostra que o Fe se encontra na forma de hidróxidos. Estes são colóides ficando em suspensão em solução, facilitando assim sua remoção por coagulação. Porém esse valor representa Ferro total, pois não foi mensurada a concentração dos íons Fe^{2+} e Fe^{3+} . Observando a curva de solubilidade relativa dos metais, Figura 4.21, supõe-se que a maior concentração seja de Fe^{2+} devido ao pH do chorume.

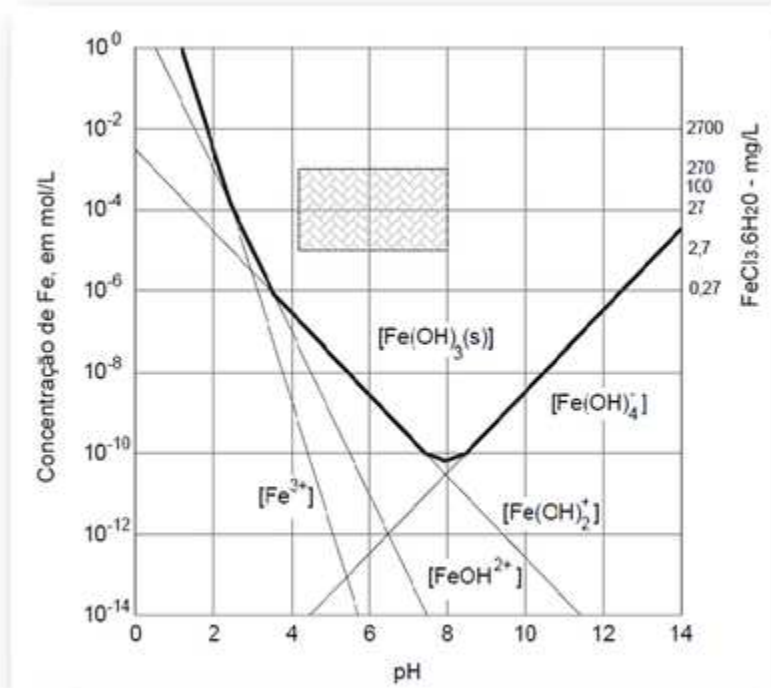


Figura 4.20- Curva de Solubilidade do Fe em solução de cloreto férrico.

Fonte: ROCCA, 1993

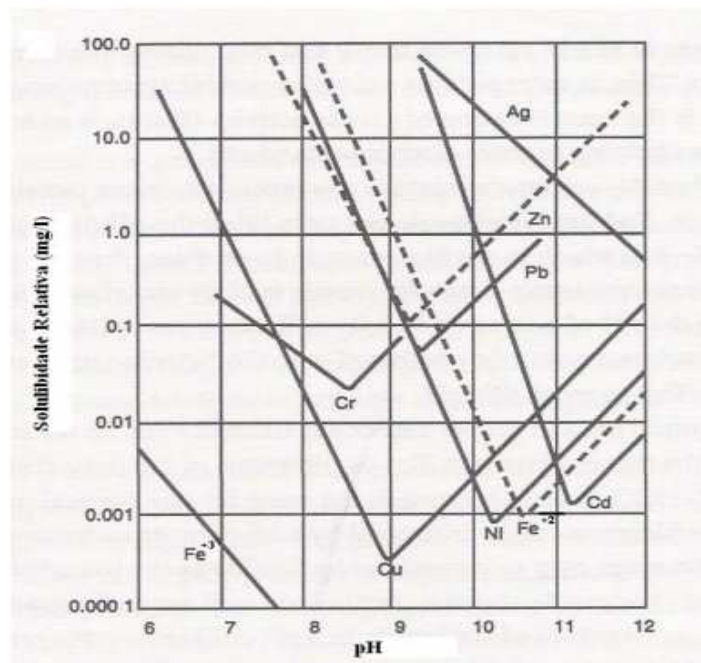


Figura 4.21 – Curva de Solubilidade dos metais em função do pH.

Fonte: ROCCA, 1993

A curva de solubilidade ainda mostra que todos os metais analisados tem sua solubilidade aumentada em pH básico acima de 9. A diminuição na concentração desses metais nos tratamentos pode ser explicada pelo valores de sólidos em suspensão. Esses metais podem estar adsorvidos nos interstícios dos sólidos suspensos e que por sua vez poderão também ter sido adsorvidos nos filamentos da manta de geotêxtil.

4.4.5 - SÓLIDOS

A determinação da quantidade de sólidos presentes no chorume foi realizada com amostras de chorume do canal com 1 dia de filtração, em uma barreira de geotêxtil. Esses dados dão uma ideia da capacidade de retenção de partículas sólidas para cada sistema proposto. A Figura 4.22, mostra essa variação na concentração dos sólidos, mostrando também a influência desse parâmetro na concentração de metais.

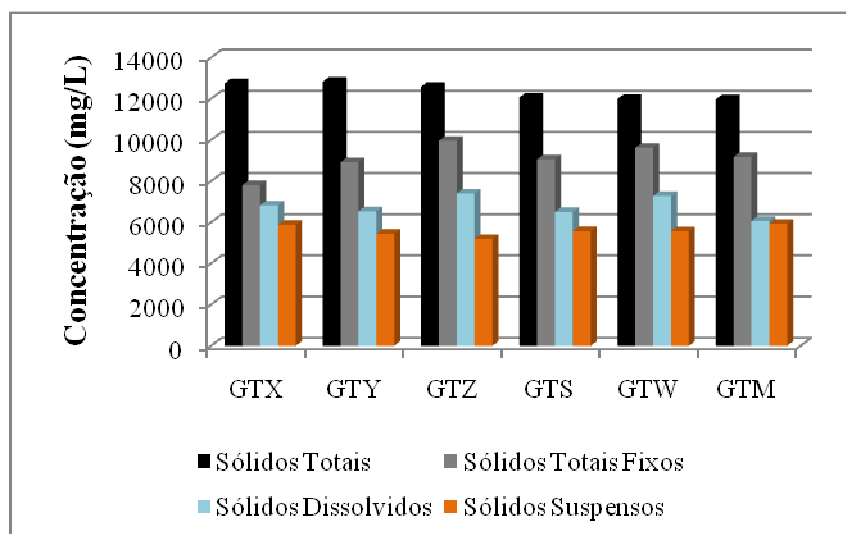


Figura 4.22 - Comparação da concentração de sólidos para filtração em uma barreira de geotêxtil.

Percebe-se pelos valores encontrados que para os sólidos totais, mesmo ocorrendo uma pequena variação entre os tratamentos, os filtros diferem estatisticamente entre si. Sendo o teor de sólidos totais menores nos sistemas GTW e GTM, mostrando-os mais eficiente na retenção dos sólidos. Para sólidos totais fixos, suspensos e totais dissolvidos, não há diferença estatística significativa, mesmo

ocorrendo uma variação entre eles.

4.4.6 – FOSFATO (PO_4^{-3})

Neste trabalho os valores de fósforo total não diferem estatisticamente entre si, e as reduções foram pequenas em relação ao chorume bruto, como pode ser verificado nas Figuras 4.23, 4.24 e 4.25. As concentrações encontradas para o fosfato oscilaram muito em todos os sistemas propostos, devido ao processo de eutrofização que pode ocorrer ao longo da decomposição da matéria orgânica.

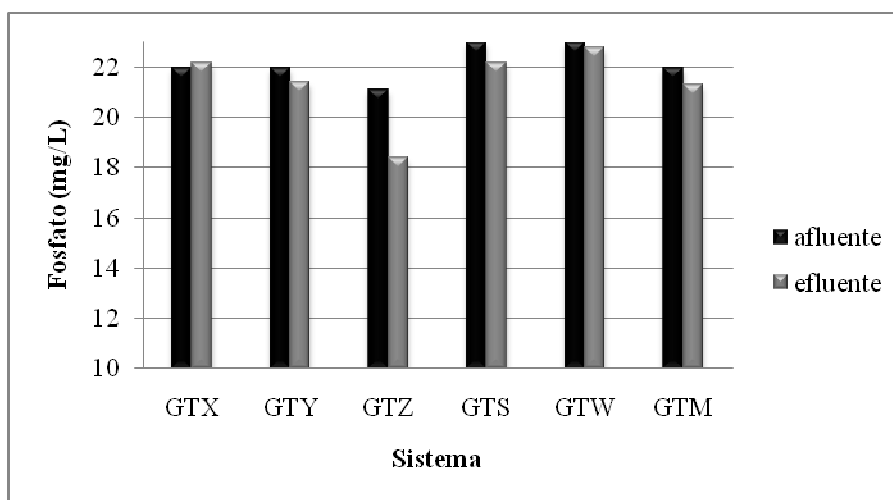


Figura 4.23 - Variação do Fosfato para filtração em uma barreira de geotêxtil.

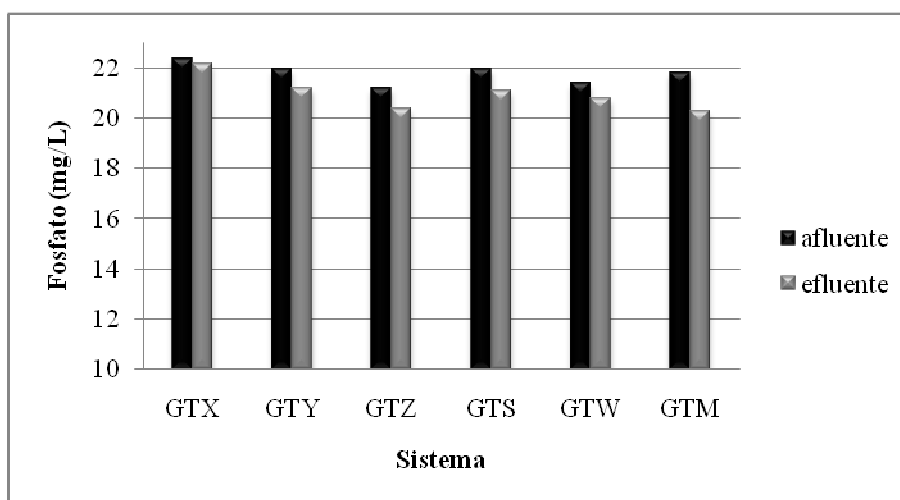


Figura 4.24 - Variação do Fosfato para filtração em duas barreiras de geotêxtil.

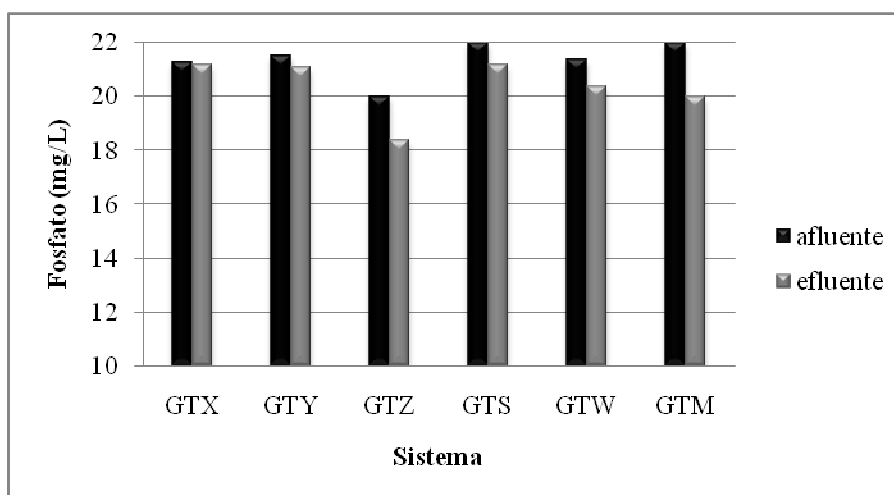


Figura 4.25 - Variação do Fosfato para filtração em três barreiras de geotêxtil.

Sistema com areia e geotêxtil

Foi feita a caracterização do chorume em todos os ensaios de filtração. Para cada ensaio realizado no período de retenção de até 10 dias houve a caracterização do chorume antes da filtração e após filtração pelo sistema. A Tabela 4.6 mostra os valores encontrados para o filtro de areia.

Tabela 4.6 - Parâmetros físico-químicos analisados no sistema areia e geotêxtil.

Parâmetros	5 dias		10 dias	
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
pH	8,22	8,6	8,10	8,30
NH ₄ (mg/L)	125,20	124,80	124,40	123,98
NO ₃ ⁻ (mg/L)	4,0	3,52	4,20	3,20
DBO (mg/L)	1790	1654	1783	1630
DQO (mg/L)	4860	4710	4790	4695
PO ₄ ⁻³ (mg/L)	21,90	21,10	21,78	20,54
Zn (mg/L)	0,375	0,320	0,373	0,280
Fe (mg/L)	6,120	5,98	6,135	5,84
Mn (mg/L)	0,10	0,10	0,10	0,10
Cr(mg/L)	1,25	1,00	1,20	0,84

Para os resultados encontrados quando o chorume foi submetido ao tratamento com geotêxtil e areia, perceberam-se diferenças nos resultados, sendo neste caso sempre menores para o efluente. Outra observação foi o tempo de retenção em 10 dias, que apresentou melhores resultados.

Na Figura 4.26 percebe-se um ligeiro aumento no pH ao longo do tratamento comparado com o afluente. Esta variação pode estar vinculada à composição da areia. O fluxo foi mais lento através desta barreira.

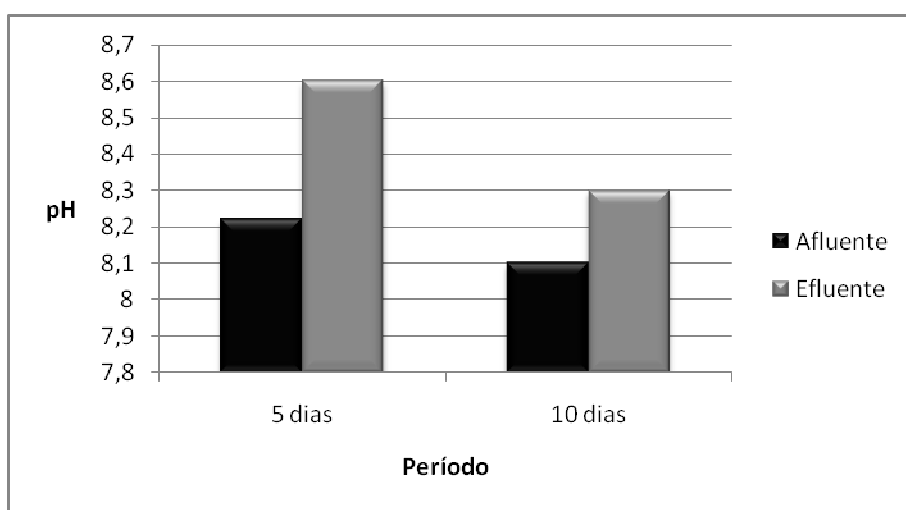


Figura 4.26 – Variação do pH no Sistema Areia.

A concentração de nitrogênio amoniacal mostrou em valores menor para o efluente, sendo que para a retenção de 10 dias foi ainda menor, fato este que pode ser explicado pela oxidação do nitrogênio. A Figura 4.27 mostra essa variação.

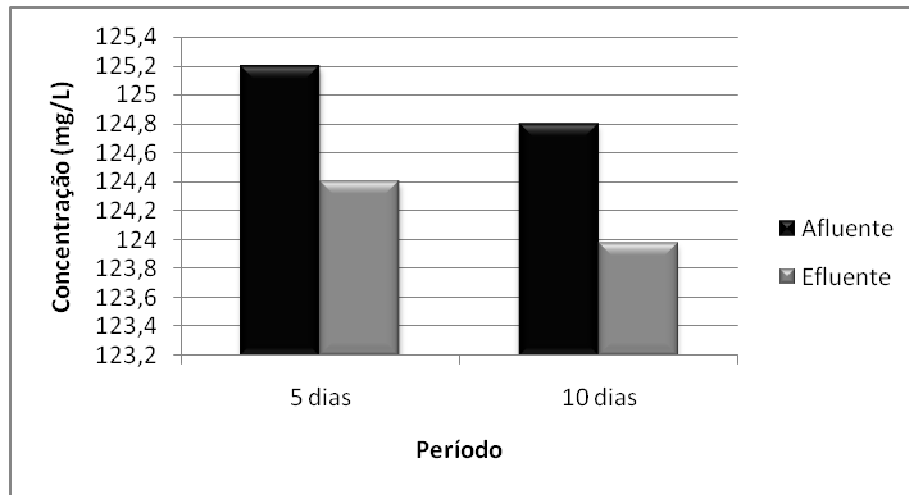


Figura 4.27 – Variação do Nitrogênio Amoniacal no Sistema Areia.

Na Figura 4.28, pode-se observar a variação na concentração de Nitrato. O decréscimo no teor diminuiu de forma proporcional á concentração de Nitrogênio Amoniacal. Estatisticamente apenas o efluente com retenção de 10 dias, difere estatisticamente dos demais.

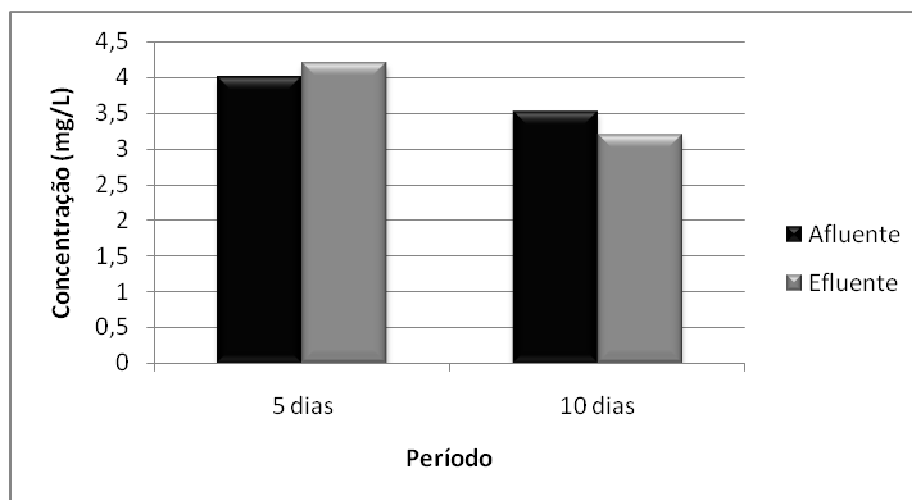


Figura 4.28 – Variação do Nitrato no Sistema Areia.

Os teores de DBO variaram entre 1790 mg/L a 1630 mg/L. Para o sistema com areia a redução foi de 8,9%. O menor valor encontrado foi para o maior tempo de retenção. A Figura 4.29 apresenta essa variação.

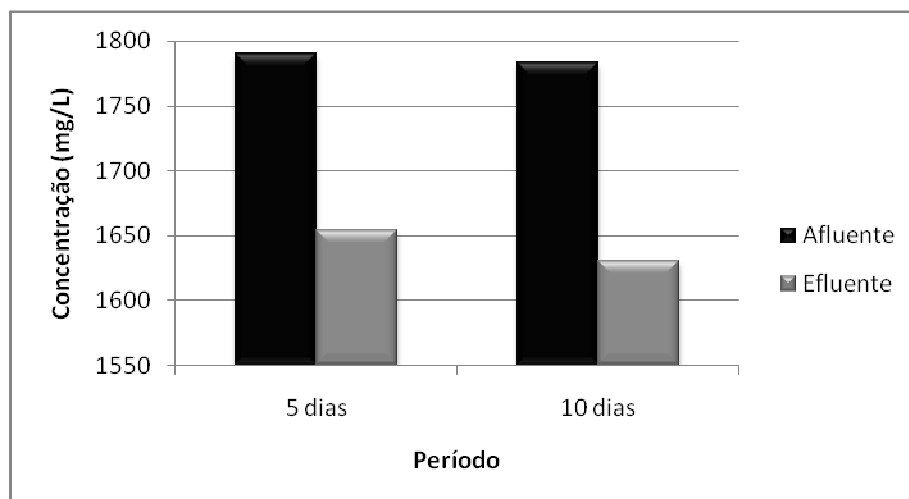


Figura 4.29 – Variação da DBO no Sistema Areia.

A Figura 4.29, mostra a variação na DQO. Houve uma redução de 3,39% nesse sistema. A relação DBO/DQO foi de 0,34. A relação DBO/DQO indica a biodegradabilidade da matéria orgânica. Quanto maior o valor deste índice, maior será a degradação dos compostos orgânicos pelas atividades biológicas (Colmanetti, 2000).

Segundo Reichert (1999), esta relação pode chegar a 0,07 para aterros considerados antigos.

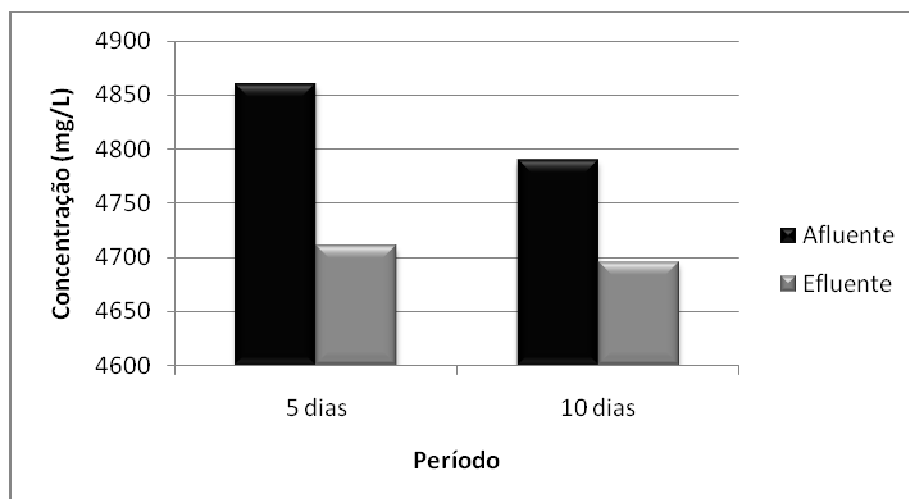


Figura 4.30 – Variação da DQO no Sistema Areia.

A Figura 4.30, mostra uma tendência na redução da concentração de fosfato. Pode-se observar, entretanto, que o valor em torno de 20 mg/L, indica potencial de degradação biológica.

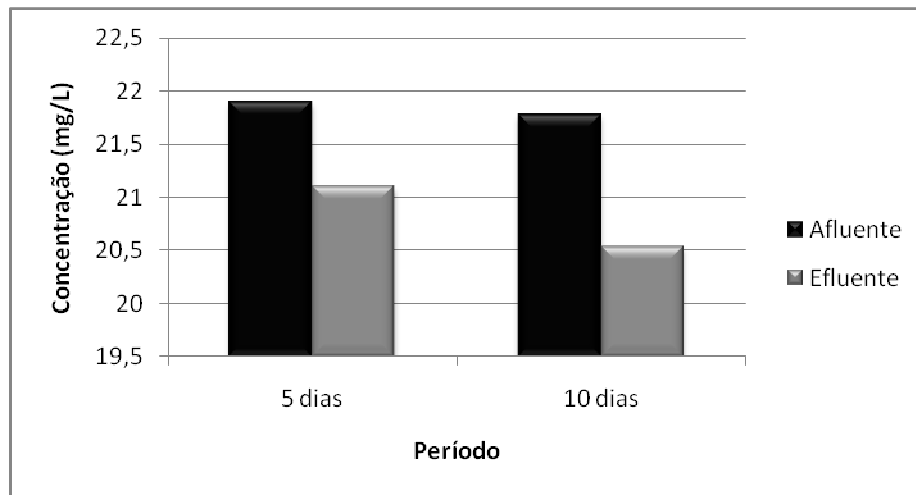


Figura 4.31 – Variação do Fosfato no Sistema Areia

A Figura 4.31, mostra diminuição nos teores de metais pesados, porém essa diminuição foi mais acentuada para o tempo maior de filtração. Esta diminuição pode estar associada ao processo de adsorção e/ou troca catiônica, com a sílica da areia.

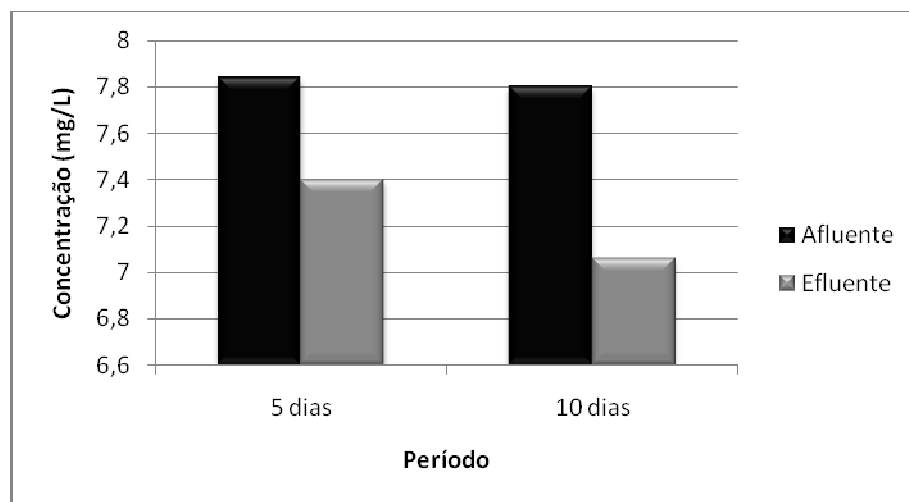


Figura 4.32 – Variação da concentração de Metais Totais no Sistema Areia

4.5 -TOXICIDADE

O teste utilizando o Microtox apresentou valores menores de toxicidade para os tratamentos propostos (Tabela 29 e Figura 61).

Sendo o menor valor para o sistema GTW. Esta diminuição pode ter ocorrido devido à diminuição nos teores de alguns metais pesados observados ao longo do tratamento e análise dos parâmetros físico-químicos.

Tabela 4.7 – Resultados de toxicidade para os sistemas propostos

Método	Bruto	Sistema						
		GTX	GTY	GTZ	GTS	GTW	GTM	AREIA
Microtox CE50(%)	12,03	11,8	11,5	10,8	10,2	10,0	10,3	11,2
Daphnia CE50(%)	2,11	2,08	2,05	2,0	2,0	1,9	1,85	2,04
Artemia CL50(%)	18,1	18,3	18,0	17,6	15,4	17,3	17,0	16,8
B.erio CL50(%)	2,07	2,0	2,2	1,7	1,9	1,8	1,4	1,2

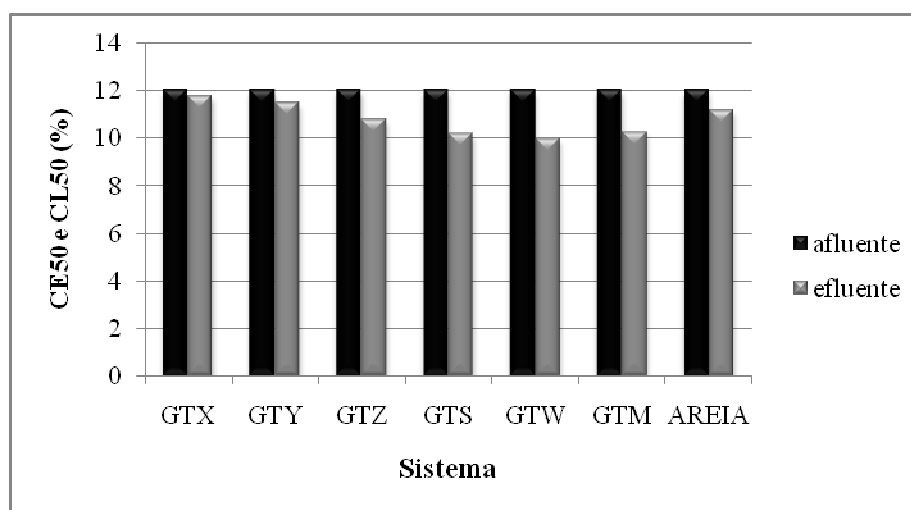


Figura 4.33 – Comportamento da toxicidade para Microtox nos sistemas analisados.

O organismo *Daphniasimilis* foi afetado pelo chorume, mesmo após tratados nos sistemas (Fig. 4.33). Observou-se uma redução na toxicidade do efluente em todos os sistemas propostos, porém o melhor resultado (redução de 12,3%) foi observado para o

sistema GTM com CE50 de 1,85%. Cabe ressaltar que, o efluente tratado apresentou-se menos tóxico do que o bruto e que a melhoria alcançada neste tratamento, ressaltada pelos parâmetros físicos-químicos também se refletiu nos resultados de toxicidade.

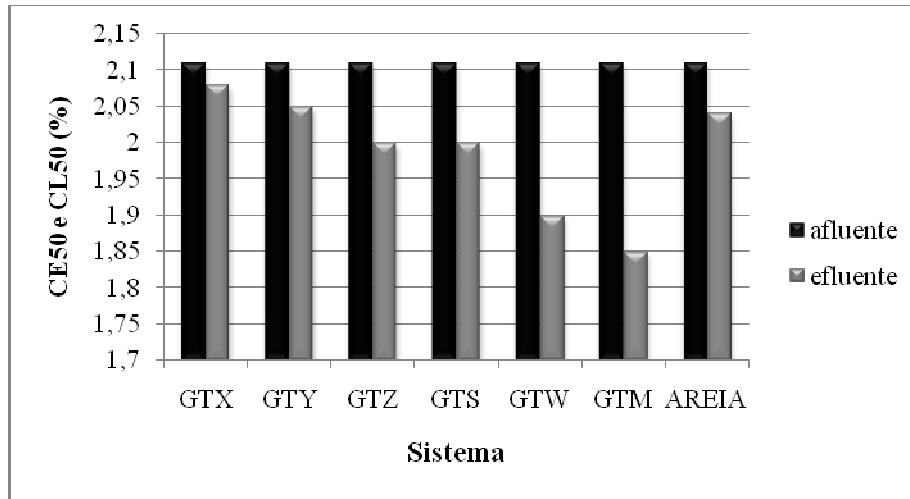


Figura 4.34 – Comportamento da toxicidade para *Daphnia* nos sistemas analisados.

Para a *Artemia* e *B. rerio* observou-se também ligeira diminuição na toxicidade (Figs. 4.34 e 4.35). O acompanhamento da toxicidade revelou uma tendência de diminuição nos sistemas com mais barreiras e com geotêxtil de maior massa por unidade de área. Para o *B. rerio*, a redução observada no sistema GTM foi de aproximadamente 32% (Fig. 4.35).

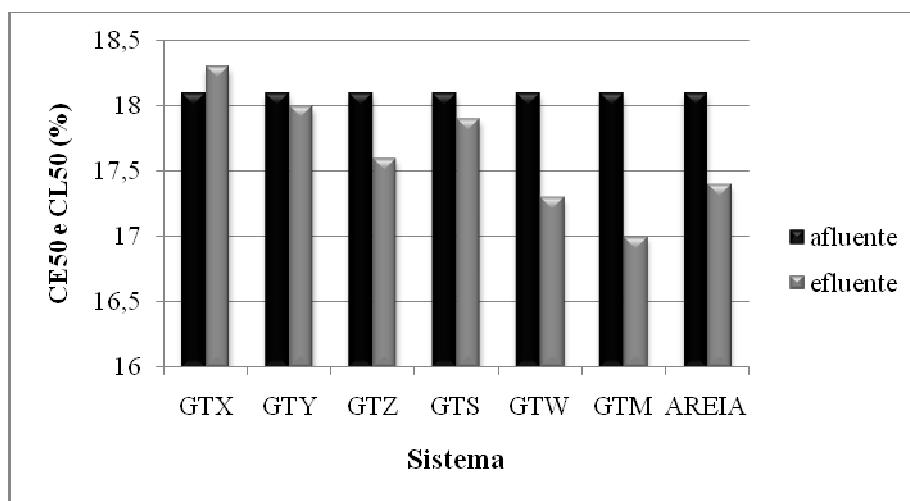


Figura 4.35 – Comportamento da toxicidade para *Artemia* nos sistemas analisados.

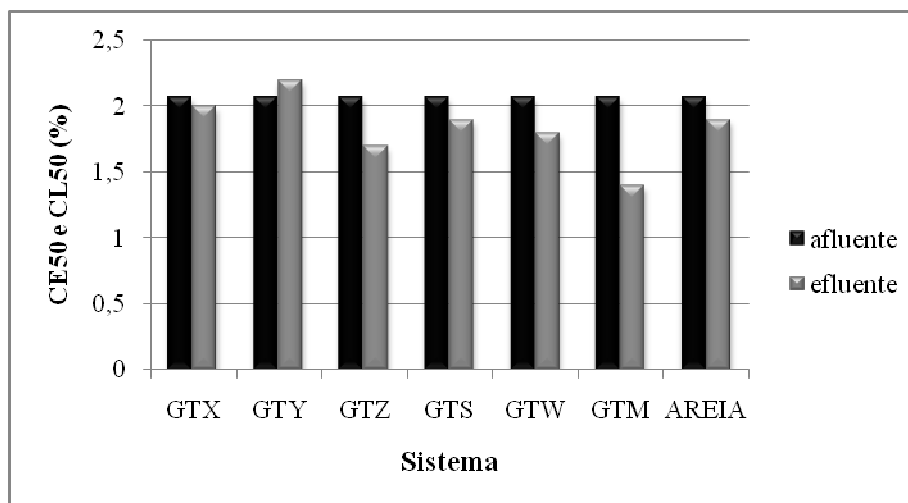


Figura 4.36– Comportamento da toxicidade para *B. rerio* nos sistemas analisados.

Métodos de tratamento nos quais o chorume é modificado quimicamente por ajuste de pH ou uso de reagente oxidante, podem causar mudanças inesperadas na toxicidade. Neste caso, não se observou ajustes de pH e nem adição de insumos químicos aos tratamentos, o que torna os resultados muito favoráveis como proposta de tratamento.

4.6 - COMPARAÇÃO ENTRE RESULTADOS PARA GEOTÊXTEIS E AREIA NOS TRATAMENTOS PROPOSTOS.

Para todos os tratamentos propostos, são apresentados nas Tabelas 4.8 e 4.9 as comparações entre parâmetros físico-químicos analisados. No entanto, para esta comparação preferiu-se comentar os períodos de retenção de 5 e 10 dias, devido ao fato do sistema com areia ter analisado nesses períodos.

Tabela 4.8 – Comparação entre parâmetros físico-químicos para todos os sistemas propostos para filtração em duas barreiras de geotêxteis.

Parâmetros	Tratamentos						
	AREIA	GTX	GTY	GTZ	GTS	GTW	GTM
pH	8,6	8,22	8,28	8,26	8,25	8,23	8,23
NH ₄ (mg/L)	124,80	120,3	119,20	117,6	115,8	110,20	106,26
NO ₃ ⁻ (mg/L)	3,52	3,90	4,05	4,00	3,90	3,98	3,25
DBO (mg/L)	1654	1998	1850	1940	1920	1856	1819
DQO (mg/L)	4710	4752,60	4720,10	4652,70	3547,20	3198,40	3095,0
PO ₄ ⁻³ (mg/L)	21,10	22,20	21,20	20,40	21,10	20,80	20,30
Zn (mg/L)	0,320	0,442	0,40	0,372	0,335	0,256	0,321
Fe (mg/L)	5,98	4,685	5,310	5,25	4,72	4,685	4,66
Mn (mg/L)	0,10	0,10	0,09	0,08	0,10	0,11	0,07
Cr(mg/L)	1,00	1,24	1,20	1,18	1,15	1,12	1,10

Comparando os sistemas por meio dos resultados dos parâmetros físico-químicos, observou-se que para um período de retenção de 5 dias, o efluente havia passado por duas barreiras de filtração do geotêxtil, o sistema GTM diminuiu em 50% dos parâmetros analisados no mesmo período, mostrando-se mais eficiente que o sistema com areia. O mesmo se aplica para o tempo de retenção de 10 dias, porém neste período o efluente havia passado por três barreiras de geotêxtil. (Tabela 4.9).

Tabela 4.9 – Comparação entre parâmetros físico-químicos para todos os sistemas propostos para filtração em três barreiras de geotêxtil.

Parâmetros	Tratamentos						
	AREIA	GTX	GTY	GTZ	GTS	GTW	GTM
pH	8,30	8,26	8,24	8,20	8,25	8,20	8,25
NH ₄ (mg/L)	123,98	119,4	118,15	116,0	114,2	109,0	105,23
NO ₃ ⁻ (mg/L)	3,20	3,85	4,0	3,95	3,83	3,80	3,20
DBO (mg/L)	1630	1920	1820	1930	1932	1850	1815
DQO (mg/L)	4695	4742,80	4,70510	4623,70	3420,20	3194,4	3091,0
PO ₄ ⁻³ (mg/L)	20,54	21,20	21,10	18,40	21,20	20,40	20,00
Zn (mg/L)	0,280	0,431	0,394	0,370	0,336	0,252	0,245
Fe (mg/L)	5,84	4,654	4,632	5,44	4,70	4,620	4,580
Mn (mg/L)	0,10	0,10	0,09	0,08	0,06	0,06	0,09
Cr(mg/L)	0,84	1,14	1,12	1,10	1,00	0,98	0,93

CAPÍTULO 5

CONCLUSÕES E SUGESTÕES

Diante dos desafios encontrados para o tratamento do chorume, a utilização de geotêxteis como elemento filtrante pode ser uma alternativa para reduzir o poder poluente desse lixiviado. Este trabalho, estudou as variações dos parâmetros físico-químicos do poluente quando submetidos à filtração em geotêxteis não tecidos em um canal experimental construído no aterro sanitário de Cuiabá. As principais conclusões obtidas dos ensaios são apresentadas

- Os dados obtidos neste trabalho revelam que o chorume gerado no Aterro Sanitário de Cuiabá – MT apresenta um elevado teor de compostos recalcitrantes e elevada toxicidade para os organismos aqui testados.
- O tratamento do chorume com a utilização de geotêxteis como elemento filtrante promoveu uma certa remoção de matéria orgânica. Porém não houve remoção da cor.
- Como esperado não houve remoção significativa dos metais pesados presentes no chorume, porém houve uma diminuição no teor para os sistemas propostos. Zinco e Ferro apresentaram o maior decréscimo.
- Em todos os sistemas propostos houve um decréscimo no valor numérico dos parâmetros físico-químicos, mostrando que de alguma forma o geotêxtil afeta estes resultados.
- Os sistemas com retenção de 1 dia na célula mostrou-se muito eficiente com redução de aproximadamente 18% da DBO.
- Observou-se apreciável remoção de matéria orgânica para os sistemas propostos, obtendo-se, em termos de DQO reduções na faixa de 40% para o sistema mais espesso (barreiras com maior massa por unidade de área).
- Os valores de pH sofreram pouca variação, mostrando que os geotêxteis testados não

afetaram a concentração de íons H^+ e OH^- .

- Os decréscimos observados no sistema areia foram próximos aos dos sistemas GTX e GTY para os períodos propostos.
- Os teores encontrados nos sistemas não diferem estatisticamente entre si, mesmo sendo menores. Pois proporcionalmente são bem próximos.
- Dos organismos testados para avaliar a toxicidade do chorume bruto e depois tratados com os geotêxteis, todos se mostraram bem sensíveis ao efluente. Esses resultados evidenciam a importância de se trabalhar com diferentes organismos representativos da cadeia trófica, que podem apresentar respostas diferentes quanto à toxicidade dos efluentes.
- O sistema GTM (3 barreiras triplas de geotêxtil RT31) num período de retenção de 10 dias foi o que apresentou maior decréscimos nos parâmetros analisados (em 50% deles).

Com vistas à continuidade deste trabalho, são feitas as seguintes sugestões:

- Quanto ao tratamento do chorume sugere-se investigar uma combinação de geotêxteis com gramatura menor que o RT31.
- Considerando o tempo de retenção na célula importante para a decomposição, sugere-se uma célula maior que permita um tempo de retenção também maior.
- Considerando que parâmetros importantes como nitrogênio amoniacal, nitrato e nitrito possam ser melhorados com a oxidação do meio, sugere-se que o canal permita oxigenação (aeróbico) e posteriormente redução (anaeróbico). A oxidação melhora o odor, impedindo que bactérias anaeróbicas façam redução produzindo os sulfetos (mau cheiro).
- Compostos de alta massa molar presentes no chorume são responsáveis pela cor escura e da DQO desse efluente. Assim seria conveniente investigar o tipo de geotêxtil

mais adequado para obter remoções apreciáveis dos poluentes com bom fluxo operacional.

- Geotêxteis mais espessos deveriam ser testados.
- Combinações de filtros geotêxteis com plantas (“wetlands”) deveriam ser investigadas.
- A toxicidade do chorume, revelada neste estudo, deve ser melhor avaliada por meio de monitoramento periódico do chorume, que contemple não apenas os efeitos tóxicos agudos como também aqueles crônicos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT. Apresentação de Projetos de Aterros Sanitários de Resíduos Sólidos Procedimento. NBR-8419, Rio de Janeiro, RJ, 13p. (1987).

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 10004. Classificação de resíduos sólidos, Rio de Janeiro 2004.

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

ARAÚJO, A.M; MELO, M.C.V. “Um plano de amostragem de qualidade d’água em estuários: Caso do Recife” RBRH – Revista Brasileira de Recursos Hídricos Vol 5 nº 4 Out./Dez.2000, 111-120.

BAGCHI, A. Design, constrution, and monitoring of sanitary landfill, John Wiley & Sons , New York, 284p. 1990.

BARBOSA, R.A, “ Aplicação dos Ensaio de Toxicidade na Previsão do Impacto de Efluentes Líquidos em Corpos Hídricos Receptores”. Outubro 2000.

BARROS, S.B.M. & DAVINO, S.C. In: *Fundamentos de toxicologia. Avaliação da toxicidade*. São Paulo, v.2, p.57-68. 2003.

BASSOI, L.J, Implementação de testes de toxicidade no controle de efluentes líquidos. CETESB/PROCOP Série Manuais 8, São Paulo, Brasil, 1990.

BENVENUTO, C. E CUNHA, M.A. – Escorregamento em massa de lixo no aterro sanitário Bandeirantes em São Paulo, SP. Anais do II Simpósio sobre Barragens de Rejeitos e Disposição de Resíduos, vol. 2, pp. 55–66. 1991.

BERTOLETTI, E., *Estimativa de efeitos tóxicos crônicos com Danio rerio (Pisces, Cyprinidae)*. [Tese de doutorado. Faculdade de Saúde Pública da USP]. 118p. 2000.

BRANCO, Samuel Murgel. Hidrobiologia aplicada a engenharia sanitária. 2. ed. São Paulo: CETESB, 1978. 620p.

BUENO, M.T.N.S; Análise da Degradação de Alguns Geossintéticos em Contato com Fluídos Agressivos. Tese de Doutorado, publicação GTD 04/07. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental – Universidade de Brasília – DF, 200p; 2007.

CAPOROSSI, Sara Suely Attílio. Análise Comportamental do Chorume do Aterro Sanitário e do Sistema de Tratamento na Central de Disposição Final de Resíduos Sólidos Urbanos de Cuiabá/MT. 109 p. Dissertação (Mestrado em Ciências em Engenharia Civil) - Coordenação dos Programas de Pós-Graduação de Engenharia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2002.

CARDOSO, L.S.; LAYBAUER, L.; MARQUES, D.M.L.M. Gradientes espaciais e sazonais de IQA e sua relação com o zooplâncton em sistema lagunar costeiro (Tramandaí, RS). XII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, Vitória/ES, 1997.

CARVALHO, C.L.; Avaliação do Processo de Colmatação de Filtro de Geotêxteis Utilizados em Sistema de Drenagem de Aterros Sanitários. Dissertação de Mestrado. Instituto Tecnológico de Aeronáutica, 153f, 2010.

CLEMENT, B; MERTIN, G. "The contribution of ammonia and alkalinity to land-fill leachate toxicity to duckweed", The Science of the total Environment, vol. 170, pp.71-79, 1995.

CATAPRETA, Cícero. A. A.; Projeto de Implantação, Operação e Encerramento de Aterros Sanitários, Belo Horizonte, 2011.

CETESB – COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. Operação e manutenção de E.T.A. São Paulo: Secretaria de Obras Públicas, 1978.

CHRISTENSEN, J. B., BAUN, A. ALBRECHTSEN, H. & HERON, G. Biogeochemistry of landfill leachate plume. Applied Geochemistry, 16: 659-718, 2001. ESTEVES, Francisco de Assis. Fundamentos de Limnologia. 2. Ed. Rio de Janeiro: Interciência: 1998. 602p.

COLMANETTI, J.P.; Comportamento de Filtros Geotêxteis em Sistemas de Drenagem para Resíduos Sólidos Municipais. Dissertação de Mestrado. Publicação G. DM – 076/2000. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental. Universidade de Brasília. Brasília – DF. 126p; 2000.

CONAMA 20, Classificação das águas doces, salobras e Salinas do território nacional. Conselho Nacional de Meio Ambiente, Resolução Nº 20, 18/06/1986.

CONAMA 430, Condições e lançamento de efluentes. Conselho Nacional de Meio Ambiente, Resolução Nº 430, de 13/05/2011.

FEEMA, Critérios e Padrões para Controle da Toxicidade em Efluentes Líquidos Industriais. Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente, Rio de Janeiro, Brasil, nt-213. R-4 ed., 1990.

FEEMA, Método de Determinação, do Efeito Agudo Letal Causado por Efluentes Líquidos em Peixes da Espécie *Brachydanio rerio* – Método Estático. Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente, Rio de Janeiro, Br-456 Brasil, MF-456 ed., 1993.

FERREIRA, D.F. Sisvar: A computer statistical analysis system. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v.35, n.6, p.1039-1042, nov./dez. 2011.

FONSECA, E. Iniciação ao estudo os Resíduos Sólidos e da Limpeza Urbana. João

Pessoa –PB: ABES – Rio de Janeiro, 1999.

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

GHERARDI, E. Procedimentos para utilização de testes de toxicidade no controle de efluentes líquidos. CETESB/PROCOP Série Manuais 6, São Paulo, Brasil, 1990.

GOURC, J.P. Application of Geosynthetics in Landfills, 2º Simpósio Brasileiro sobre Aplicações de Geossintéticos (Palestras Especiais), São Paulo, pp. 49-62. 1995.

HALSE, Y., KOERNER, R. M., LORD, JR., A. E. Effect of High Levels of Alkalinity on Geotextiles. Part 1: Ca(OH)₂ Solutions, *Geotextiles and Geomembranes*, 5, pp. 261-282. 1987.

HODGSON, E.; LEVI, P., A Textbook of Modern Toxicology – 2 ed. Appleton & Lange, 1997.

IGS Brasil - Geossintéticos em Aterros Sanitários - Preparado por: M. Bouazza and J. Zornberg, traduzido por: Marianna J.A. Mendes é Engenheira Civil, com mestrado em Geotecnia pela Universidade de Brasília.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, IBGE, (2013) Pesquisa Nacional de Saneamento Básico, www.ibge.gov.br.

INPDU - INSTITUTO DE PESQUISA E DESENVOLVIMENTO URBANO
PREFEITURA MUNICIPAL DE CUIABÁ.– Perfil Socioeconômico de Cuiabá –
Vol. III – Cuiabá: IPDU/AS&M/Central de Texto, 2007. 486 p.

JOHN, N. W. M. Geotextiles. Blackie and Son Ltda. Glasgow and London, 347. 1987.

KOERNER, R. M. Designing with Geotextiles, In: Horton M., Designing with Geosynthetics, 4 ed, Chapter 2, New Jersey, USA, Prentice Hall. 1998.

LAMBOLEZ, L. “The environmental risks of industrial waste disposal: An experimental approach including acute and chronic toxicity studies”, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, vol. 28, pp. 317-328, 1994.

LATORRACA, T. J. F.; FILHO, J. F. P.; GOMES, L. A.. Análise do desempenho do sistema de impermeabilização basal das células em um aterro sanitário, estudo por meio de dados de monitoramento das águas subterrâneas. In: I Simpósio de Recursos Hídricos do Norte e Centro Oeste, Cuiabá. Mato Grosso, 2007.

LIBANIO, P.A.C; Avaliação da Eficiência e Aplicabilidade de um Sistema Integrado de Tratamento de Resíduos Sólidos Urbanos e de Chorume. Dissertação de Mestrado. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais. 156f, 2002.

LUZ, L.B.D, “ Estudos da toxicidade de percolados de aterro sanitário”, tech. Rep.,

setembro, 1998.

MENDONÇA, M.B. Avaliação da Formação do Ocre no Desempenho de Filtros Geotêxteis. Tese de Doutorado, Coppe/UFRJ, 320 p. 2000.

MP. Ministério Público do Estado de Mato Grosso. Relatório Técnico de Vistoria 018/2014. Condições atuais do Aterro Sanitário de Cuiabá-MT, 2014.

MLYNAREK, J.; ROLLIN, A. L.(1995). Bacterial Clogging of Geotêxteis – Overcoming Engineering Concerns. Geosynthetics'95 Conference Proceedings, Nashville, Tennessee, USA, 1: 177-188.

MOTA, S. Preservação e conservação de recursos hídricos. 2. ed. Rio de Janeiro.
NASCIMENTO, I. F. MUHLEN, C. V. & CARAMÃO, E. B. Estudo de compostos orgânicos em lixiviados de aterros sanitários por EFS e CG/EM. Quim. Nova, 24 (4): 554-556, 2001.

MUNKITTRICK, E., “The relative sensitivity of microtox, daphnid, rainbow trout, and fathead minnow acute lethality tests”, Environmental Toxicology and Water Quality, vol. 6, pp. 35-62, 1991.

O’LEARY, P. R.; TCHOBANOGLIOUS, G. Landfilling. In: KREITH, F. Handbook of Solid Waste Management. New York: McGraw Hill, Inc., 1994, pp. 14-1 – 14-93. 1993.

PALMEIRA, E. M. Fatores Condicionantes do Comportamento de Filtros Geotêxteis. IV Simpósio Brasileiro de Geossintéticos, Volume 1, Porto Alegre, pp. 49-67, 2003.

PIRBAZARI, M.” Hybrid membrane filtration process for leachate treatment”, tech. Rep., Universit of Southern Californiaat Los Angeles, U.S.A., 1996.

REICHERT, G.A. Aterro Sanitário – Projeto, implantação e operação, associação Brasileira de Engenharia Sanitária e ambiental, Porto Alegre, RS, 1999.

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

REIS, J. “Tratamento terciário dos efluentes da Indústria de Borracha sintética com objetivo de redução da toxicidade”. Tese de Doutorado, 2001.

REMÍGIO, A.F.N.; Estudo da Colmatação Biológica a Sistemas Filtro-Drenantes Sintéticos de Obras de Disposição de Resíduos Domésticos Urbanos sob Condições Anaeróbicos. Tese de Doutorado. Publicação GTD-038/06. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental. Universidade de Brasília – DF, 134p, 2006.

RIOS, F. J. B. **Digestibilidade in vitro e toxicidade de lectinas vegetais para náuplios de *Artemia sp.*** Dissertação (Mestrado em Bioquímica) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza-Ce. 1995.

ROCCA, A.C.C et al. Resíduos Sólidos Industriais. CETESB, 2ª Ed. São Paulo, 1993.

RUSSO, M. A. T.; VIEIRA, C. Estudos sobre tratamento de lixiviados de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos. In: Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 9, 2000, Porto Seguro, BA. Anais... Rio de Janeiro: ABES, 2000.

SANTOS, A. A.; Qualidade das Águas Superficiais e Subterrâneas na Área de Influência do Aterro Sanitário de Cuiabá- MT./.. Dissertação (Mestrado). Instituto de Física . Universidade Federal de Mato Grosso: p. 95-107 , 2008

SEGATO, L. M.; SILVA, C. L. Caracterização do chorume do aterro sanitário de Bauru. In: Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, 27, 2000, Porto Alegre, RS. Anais... Porto Alegre: AIDIS, 2000.

SILVA, A.C; Tratamento de percolado de Aterro Sanitário e Avaliação da Toxicidade. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Departamento de Engenharia Civil. Rio de Janeiro. 2002.

SILVA, A. R. L.; PALMEIRA, E. M. ; VIEIRA, G. R. (2002). Large Filtration Tests on Drainage Systems Using Leachate. 4th International Congress on Environmental Geotechnics, Vol.1 pp. 125-128

SILVA,A.R.L; Estabilidade de Aterros sobre Solos Moles reforçados com Geossintéticos. Dissertação de Mestrado, publicação G.DM-030/96 – Departamento de Engenharia Civil, Universidade de Brasília – DF, 104p, 1996.

SILVINO, A. N. O. Avaliação e modelagem da qualidade da água da bacia do rio Coxipó, no município de Cuiabá - MT. Cuiabá, 2008. 165 p. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Ciências Exatas e da Terra, Universidade Federal de Mato Grosso.

SOUTO, G. D. B., POVINELLI, J. Características do lixiviado de aterros sanitários no Brasil. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 24, 2007, Belo Horizonte, MG. Anais... Rio de Janeiro: ABES, 2007.

SPERLING, M. V. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 2. ed. rev. Belo Horizonte: UFMG, 1996. 243p., Mini Curso: Ecotoxicologia Aquática, São Carlos – SP, Brasil, 2000.

TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL,S.A.; Gestión Integral de residuos sólidos, 1 ed., vol 1-2. Madri: Mc Graw-Hill, Inc, 1994.

VIDAL, D.M.; MONTEZ, F.T. O geotêxtil como filtro. Ensaio de Laboratório. V CBGE, 1987.

VIDAL, D.M; Manual Técnico Geossintéticos Bidim. Geotêxtil: Propiedades e Ensaio. 1990.

ZAGATTO, P.A, “Ecotoxicologia e desenvolvimento sustentável: Perspectiva para o século XXI”, in VI Encontro de Ecotoxicologia. 2000.

ZAGATTO, P.A. & GHERARDI-GOLDSTEIN, E. *Toxicidade em águas do Estado de São Paulo. Ambiente, São Paulo*, v. 5, n. 1, p. 13 – 20, 1991.

ZUMACH, R. Enquadramento de curso de água Rio Itajaí- Açú e seus principais afluentes em Blumenau. Florianópolis, 2003. 124 p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. Janeiro: ABES, 1995. 187 p.