



Universidade do Estado do Rio de Janeiro

Centro de Tecnologia e Ciências

Faculdade de Engenharia

Tatiana Cormack Coutinho

**Uso do geobag como unidade integrante do sistema de tratamento
de lixiviado de aterros sanitários: estudo de caso no aterro
sanitário de Rio das Ostras, RJ.**

Rio de Janeiro

2015

Tatiana Cormack Coutinho

Uso de geobag como unidade integrante do sistema de tratamento de lixiviado de aterros sanitários: estudo de caso no aterro sanitário de Rio das Ostras, RJ.



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

Prof^o. Dsc. João Alberto Ferreira (Orientador)

Prof^a. Dsc. Daniele Maia Bila (Coorientadora)

Rio de Janeiro

2015

CATALOGAÇÃO NA FONTE
UERJ / REDE SIRIUS / BIBLIOTECA CTC/B

C871 Coutinho, Tatiana Cormack.
Uso de geobag como unidade integrante do sistema de tratamento de lixiviado de aterros sanitários: estudo de caso no aterro sanitário de Rio das Ostras / Tatiana Cormack Coutinho. - 2015.
124f.

Orientador: João Alberto Ferreira.
Coorientador: Daniele Maia Bila.
Dissertação (Mestrado) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Faculdade de Engenharia.

1. Engenharia Ambiental. 2. Aterro sanitário - Rio de Janeiro(RJ) - Dissertações. 3. Lixo - Tratamento - Dissertações. 4. Sustentabilidade - Dissertações. I. Ferreira, João Alberto. II. Bila, Daniele Maia. III. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. IV. Título.

CDU 628.472.3

Autorizo, apenas para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial desta dissertação, desde que citada a fonte.

Assinatura

Data

Tatiana Cormack Coutinho

Uso de geobag como unidade integrante do sistema de tratamento de lixiviado de aterros sanitários: estudo de caso no aterro sanitário de Rio das Ostras, RJ.

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

Aprovado em 30 de março de 2015.

Banca examinadora:

Prof. Dsc. João Alberto Ferreira (Orientador)
Faculdade de Engenharia – UERJ

Prof^a. Dsc. Daniele Maia Bila (Coorientadora)
Faculdade de Engenharia – UERJ

Prof^a. Dsc. Elisabeth Ritter
Faculdade de Engenharia – UERJ

Prof. Dsc. Alexandre Lioi Nascentes
Instituto de Tecnologia – UFRRJ

Rio de Janeiro

2015

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho aos meus pais, ao meu amado Edson e a minha amiga Amanda. Amo todos vocês.

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais Lúcia e José Luiz, pelo amor incondicional, pelo incentivo, pela fé depositada em mim, pelos valiosos conselhos, pela paciência e por todo cuidado e dedicação que, em alguns momentos, deram a esperança para seguir.

Ao meu amado Edson, por ter sido o meu porto seguro, o meu melhor amigo e o meu apoio nos momentos em todos os momentos. Por ter dedicado o seu tempo me acompanhando e me ajudando nas inesquecíveis viagens para Rios das Ostras. Por ter compreendido minha ausência nas horas dedicadas ao mestrado e por nunca me deixar desistir.

A minha amiga Amanda, por fazer cada dia difícil um dia muito melhor, pela companhia diária e por me ensinar o real sentido da palavra compartilhar.

Aos meus orientadores Daniele e João, pela oportunidade, conselhos e inúmeros ensinamentos, que contribuíram muito para minha vida acadêmica e pessoal.

A todos os integrantes do LES, especialmente Louise, Joana, Juliana e Sidney, por todo o apoio, pelos ótimos momentos, pelas risadas e incertezas que dividimos.

Ao Paulinho, Ronaldo e Nelson do Aterro Sanitário de Rio das Ostras, pela ajuda no trabalho de campo e por ter sempre me recebido tão bem.

A todos os amigos e familiares que compartilharam da minha caminhada e aqueles que mesmo distantes torceram por mim.

Ao CNPq e à FAPERJ pelo apoio financeiro.

A vida só pode ser comprendida, olhando-se para trás;
mas só pode ser vivida, olhando-se para frente.

Soren Kierkegaard

RESUMO

COUTINHO, Tatiana Cormack. *Uso de geobag como unidade integrante do sistema de tratamento de lixiviado de aterros sanitários: estudo de caso no aterro sanitário de Rio das Ostras, RJ*. 2015. 124f. Dissertação (Mestrado Profissional em Engenharia Ambiental) – Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2015.

O objetivo do estudo foi avaliar o processo de tratamento de lixiviados de aterros sanitários combinado com lodos de fossa séptica com o uso de geobags. Foram realizadas amostragens no Aterro Sanitário de Rio das Ostras, onde foram coletadas amostras do lixiviado bruto, da lagoa de mistura de lodo de fossa séptica e lixiviado que constitui o afluente dos geobags, do efluente dos geobags, da entrada do wetland e da saída do wetland. Todas as amostras foram submetidas a análises físico-químicas (pH, condutividade, DQO, COD, nitrogênio amoniacal, série de sólidos), e ensaio de toxicidade com organismos-teste pertencentes a três níveis tróficos diferentes (*Danio rerio*, *Daphnia similis* e *Aliivibrio fischeri*). Além disso, foi realizado teste de coagulação com o mesmo polímero utilizado no aterro e ensaio de equilíbrio em lote com o lodo do interior do geobag. Os resultados encontrados apontaram para uma eficiência de redução de 90% para o parâmetro DQO, 97% para sólidos suspensos totais e 52% para COD, após o tratamento pelo geobag. Foi observada uma redução na toxicidade para *Danio rerio* e *Daphnia similis* quando o lixiviado foi misturado com o lodo de fossa séptica. Para *Aliivibrio fischeri*, ocorreu redução na toxicidade no efluente do geobag. Esses resultados mostraram que o potencial de utilização do geobag como parte integrante de sistemas de tratamento de lixiviados, considerando-se a especificidade do estudo (tratamento combinado com lodo de fossa séptica), pode contribuir para a solução de um dos principais problemas ambientais oriundos dos aterros sanitários em municípios de médio e pequeno porte.

Palavras-chave: Aterro Sanitário de Rio das Ostras; geobag; lodo de fossa séptica.

ABSTRACT

COUTINHO, Tatiana Cormack. *Geobag use as an integral unit of the landfill leachate treatment system: a case study on Rio das Ostras landfill, RJ*. 2015. 124f. Dissertação (Mestrado Profissional em Engenharia Ambiental) – Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2015.

The aim of the study was to evaluate the landfill leachate treatment process combined with sludge septic using geobags. Were conducted campaigns in Rio das Ostras landfill, where were collected samples of raw leachate, from the pond where it is mixed leachate and septic, which is the geobags affluent, the geobags effluent, the wetland affluent and wetland effluent. All the samples were submitted to physico-chemical analysis (pH, conductivity, COD, DOC, ammonia, serial solids) and toxicity test with test organisms belonging to three different trophic levels (*Danio rerio*, *Daphnia similis* and *Aliivibrio fischeri*). In addition, clotting test was performed with the same polymer used in landfill and batch test with the sludge inside the geobag. The found results showed a 90% reduction in COD parameter, to 97% suspended solids and 52% for DOC after treatment by geobag. A reduction in toxicity to *Daphnia similis* and *Danio rerio* when the leachate was mixed with septic sludge was observed. To *Aliivibrio fischeri*, there was a reduction in toxicity in the effluent geobag. These results showed that the potential for using the geobag as part of leachate treatment systems, considering the specificity of the study (combined treatment with septic sludge), can contribute to solving one of the major environmental problems arising from landfills in medium and small municipalities.

Keywords: Rio das Ostras landfill; geobag; septic sludge.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Balanço hídrico da formação de lixiviado.	26
Figura 2 - Célula de geobag.	35
Figura 3 - <i>Aliivibrio fischeri</i>	41
Figura 4 - <i>Danio rerio</i>	42
Figura 5 - <i>Daphnia similis</i>	43
Figura 6 - Localização do Município de Rio das Ostras no estado do Rio de Janeiro.	50
Figura 7 - Localização do aterro sanitário de Rio das Ostras.	51
Figura 8 - Vista aérea do Aterro Sanitário de Rio das Ostras.	52
Figura 9 - Esquema da estação de tratamento de lixiviado e lodo de fossa séptica do aterro.....	53
Figura 10 - Vista aérea da Estação de Tratamento de Lixiviado de Rio das Ostras..	54
Figura 11 - Etapas de tratamento do lixiviado.....	55
Figura 12 – Ponto de coleta na entrada do geobag.....	59
Figura 13 - Filtração do lodo em laboratório	60
Figura 14 - Diluições utilizadas no ensaio.	61
Figura 15 – Amostras na mesa agitadora.....	61
Figura 16 - Diluições do ensaio com <i>Aliivibrio fischeri</i>	65
Figura 17 - Ensaio com <i>Danio rerio</i> em diferentes diluições.	67
Figura 18 - Representação gráfica (boxplot) dos valores de pH.	69
Figura 19 - Representação gráfica (boxplot) dos valores de condutividade.....	71
Figura 20 –Representação gráfica (box-plot) da distribuição dos valores de DQO. ..	72
Figura 21- Representação gráfica (box-plot) da distribuição dos valores de COD. ...	74

Figura 22 - Representação gráfica (box-plot) da distribuição dos valores de nitrogênio amoniacal.	76
Figura 23- Representação gráfica (box-plot) da distribuição dos valores de sólidos totais.	78
Figura 24 - Representação gráfica (box-plot) da distribuição dos valores de sólidos suspensos totais	79
Figura 25 - Representação gráfica (box-plot) da distribuição dos valores sólidos suspensos voláteis.	80
Figura 26 - Representação gráfica (box-plot) da distribuição dos valores de sólidos dissolvidos totais.....	82
Figura 27 - Representação gráfica (box-plot) da distribuição dos valores de sólidos dissolvidos voláteis.....	83
Figura 28 - Sorção de COD nos ensaios 1 e 2.....	89
Figura 29 - Sorção de DQO nos ensaios 1 e 2.....	90
Figura 30 - Representação gráfica (boxplot) do valores de UT para <i>Daphnia similis</i>	92
Figura 31 - Representação gráfica (boxplot) dos valores de CL50(%) para <i>Daphnia similis</i>	93
Figura 32 - Representação gráfica (boxplot) dos valores de UT para <i>Aliivibrio fischeri</i>	94
Figura 33 - Representação gráfica (boxplot) dos valores de CL50(%) para <i>Aliivibrio fischeri</i>	95
Figura 34- Representação gráfica (boxplot) do valores de UT para <i>Danio rerio</i>	96
Figura 35 - Representação gráfica (boxplot) dos valores de CL50(%) para <i>Danio rerio</i>	97

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Fases de estabilização do aterro sanitário.....	22
Tabela 2 - Variação da composição do lixiviado para aterros norte americanos.....	28
Tabela 3 - Variação da composição do lixiviado em aterros brasileiros.....	28
Tabela 4- Caracterização do lodo de fossa despejado por caminhões limpa fossa. .	34
Tabela 5 - Principais legislações ambientais para lançamentos de efluentes.....	46
Tabela 6 - Comparação da legislação federal e estadual.....	48
Tabela 7 - Data de realização das campanhas	56
Tabela 8 - Pontos de amostragem do Aterro Sanitário de Rio das Ostras.	56
Tabela 9 - Metodologia de análise dos parâmetros físico-químicos.	57
Tabela 10 - Condições de realização do ensaio de equilíbrio em lote	62
Tabela 11 - Metodologia de toxicidade.	63
Tabela 12 – Estatística descritiva do parâmetro pH.	69
Tabela 13 - Estatística descritiva do parâmetro condutividade.....	71
Tabela 14 - Estatística descritiva do parâmetro DQO	73
Tabela 15 - Estatística descritiva do parâmetro DQO	75
Tabela 16 - Estatística descritiva do parâmetro nitrogênio amoniacal.	76
Tabela 17 - Estatística descritiva do parâmetro sólidos totais.	78
Tabela 18 - Estatística descritiva do parâmetro sólidos suspensos totais.....	80
Tabela 19 - Estatística descritiva do parâmetro sólidos suspensos voláteis.....	81
Tabela 20 - Estatística descritiva do parâmetro sólidos dissolvidos totais.	82
Tabela 21- Estatística descritiva do parâmetro sólidos dissolvidos voláteis.....	83
Tabela 22 – Análise estatística (Mann-Whitney) para o afluente (LM) e efluente do geobag (EG).	85

Tabela 23 – Comparação entre as médias dos parâmetros do efluente do geobag (EG) e do efluente final (EF).	86
Tabela 24 – Eficiência de remoção dos parâmetros após o ensaio de coagulação. .	87
Tabela 25 - Valores de condutividade antes e depois da realização dos ensaios.	88
Tabela 26 - Teste de equilíbrio em lote (batch test).	88
Tabela 27 - Valores de CE50 e UT dos ensaios de toxicidade aguda com <i>Daphnia similis</i>	93
Tabela 28 - Valores de CE50 e UT dos ensaios de toxicidade aguda com <i>Aliivibrio fischeri</i>	95
Tabela 29 - Valores de CL50 e UT dos ensaios de toxicidade aguda com <i>Danio rerio</i>	97
Tabela 30 – Análise estatística (Mann- Whitney) para toxicidade do afluente (LM) e do efluente do geobag (EG).	98
Tabela 31 - Análise estatística (Mann- Whitney) para toxicidade do lixiviado bruto (LB) e afluente do geobag (LM).	99

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação brasileira de Normas Técnicas
ABRELPE	Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
Al	Alumínio
APHA	American Public Health Association
AWWA	American Water Works Association
CE50	Concentração efetiva a 50% dos organismos-testes
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CL50	Concentração letal a 50% dos organismos-testes
COD	Carbono Orgânico Total
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CONSEMA	Conselho Estadual de Meio Ambiente
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
DZ	Diretriz
EPA	US Environmental Protection Agency
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
FATMA	Fundação do Meio Ambiente
FEEMA	Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente
HCl	Ácido Clorídrico
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IPEA	Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada
mg	Miligrama
mL	Mililitro
NaCl	Cloreto de Sódio
NaOH	Hidróxido de Sódio
NBR	Norma Brasileira
N - NH ₃	Nitrogênio Amoniacal
NT	Norma Técnica

PEAD	Polietileno de Alta Densidade
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
SDT	Sólidos Dissolvidos Totais
SDV	Sólidos Dissolvidos Voláteis
SST	Sólidos Suspensos Totais
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
ST	Sólidos Totais
UERJ	Universidade do Estado do Rio de Janeiro
UT	Unidade de Toxicidade
WEF	Water Environment Federation

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	17
OBJETIVO GERAL	18
OBJETIVOS ESPECÍFICOS	19
1. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	20
1.1. RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS	20
1.2. RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS NO BRASIL	20
1.3. ATERROS SANITÁRIOS	21
1.4. LIXIVIADO	24
1.5. TRATAMENTO DE LIXIVIADO	30
1.5.1. <i>Tratamento Primário</i>	31
1.5.2. <i>Tratamento combinado com outros efluentes</i>	33
1.6. GEOBAG	35
1.7. WETLAND	38
1.8. ECOTOXICIDADE	38
1.8.1. <i>Aliivibrio Fischeri</i>	41
1.8.2. <i>Danio rerio</i>	41
1.8.3. <i>Daphnia similis</i>	42
1.8.4. <i>Toxicidade em lixiviado</i>	43
1.9. LEGISLAÇÃO AMBIENTAL	45
2. MATERIAIS E MÉTODOS	49
2.1. ÁREA DE ESTUDO	49
2.1.1. <i>Município de Rio das Ostras</i>	49
2.1.2. <i>Aterro Sanitário de Rio das Ostras</i>	50

2.2.	PROCEDIMENTOS DE COLETA E PRESERVAÇÃO DAS AMOSTRAS DE LIXIVIADO	55
2.3.	CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DAS AMOSTRAS	57
2.4.	COAGULAÇÃO	57
2.5.	SORÇÃO	58
2.5.1.	ENSAIO DE EQUILÍBRIO EM LOTE	58
2.5.2.	REALIZAÇÃO DO ENSAIO	60
2.5.3.	DETERMINAÇÃO DA QUANTIDADE DE SOLUTO SORVIDO POR MASSA DE ADSORVENTE	62
2.6.	ENSAIOS DE TOXICIDADE AGUDA COM ORGANISMOS DE DIFERENTES NÍVEIS TRÓFICOS	63
2.6.1.	<i>Aliivibrio fischeri</i>	63
2.6.2.	<i>Daphnia similis</i>	65
2.6.3.	<i>Danio rerio</i>	66
2.7.	TESTES ESTATÍSTICOS	67
3.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	68
3.1.	CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA	68
3.1.1.	<i>Potencial Hidrogeniônico (pH)</i>	68
3.1.2.	<i>Condutividade</i>	70
3.1.3.	<i>Demanda Química de Oxigênio</i>	72
3.1.4.	<i>Carbono Orgânico Dissolvido</i>	74
3.1.5.	<i>Nitrogênio Amoniacal</i>	75
3.1.6.	<i>Série de Sólidos</i>	77
3.2.	GEOBAG	84
3.3.	COAGULAÇÃO	86
3.4.	SORÇÃO	87
3.5.	TOXICIDADE	91

4. CONCLUSÃO.....	101
REFERÊNCIAS.....	102
APÊNDICE A - Tabela de valores de parâmetros físico-químicos.....	114
APÊNDICE B – Tabela de valores de toxicidade.....	119
APÊNDICE C – Tabela de valores do teste de coagulação (ponto LM).....	120
APÊNDICE D – Base de cálculo do ensaio de equilíbrio em lote (ensaio 1).	121
APÊNDICE E - Base de cálculo do ensaio de equilíbrio em lote (ensaio 2).	122

INTRODUÇÃO

A história dos resíduos sólidos acompanha de perto a história da civilização humana. O processo de urbanização, aliado ao consumo crescente de produtos menos duráveis e/ou descartáveis, vem provocando aumento do volume e diversificação dos resíduos sólidos gerados além da sua concentração espacial. A urgência na adoção de medidas diferenciadas para o gerenciamento de resíduos soma-se aos esforços para preservar os recursos hídricos, visto que a maioria dos corpos d'água urbanos já se encontra comprometida com a poluição causada pelos resíduos sólidos.

A norma NBR 10.004 de 2004 (ABNT, 2004), define resíduos sólidos como:

“Resíduos nos estados sólido e semi-sólido, que resultam de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Ficam incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos de água, ou exijam para isso soluções técnica e economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia disponível.”

Segundo dados da ABRELPE (2013), a geração total de RSU no Brasil em 2013 foi de 76.387.200 toneladas, o que representa um aumento de 4,1%, índice que é superior à taxa de crescimento populacional no país no período, que foi de 3,7%.

De acordo com a NBR 8849 de 1985 (ABNT, 1985), aterro sanitário consiste na técnica de disposição dos resíduos sólidos urbanos no solo, sem causar danos à saúde pública e à segurança, minimizando os impactos ambientais, método este que utiliza princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos, cobrindo-os com uma camada de material inerte na conclusão de cada jornada de trabalho. O procedimento de disposição final dos resíduos em aterro sanitário representa uma solução técnica simples, sendo economicamente viável para países em desenvolvimento, como o Brasil (BIDONE, 2001). Suas características construtivas permitem minimizar os efeitos das duas principais fontes de poluição oriundas dos resíduos sólidos: o gás do aterro e o lixiviado (POVINELLI & SOBRINHO, 2009).

Uma das principais preocupações ambientais associada a aterros sanitários está relacionada ao controle de suas emissões, em particular, o lançamento de lixiviado ou percolado (também chamado de chorume) no ambiente. O lixiviado deve ser drenado e tratado, e se possível minimizada a sua quantidade antes de descartado.

Nos aterros dos municípios de pequeno e médio porte, onde, em geral, são geradas baixas quantidades de lixiviado, o seu tratamento pode ser problemático, pois sistemas mais complexos com várias etapas podem ter custos elevados e exigir capacidade operacional muitas vezes incompatível com as condições daqueles municípios.

Por outro lado, além do problema de destinação e tratamento do lixiviado, muitos municípios não possuem sistema de esgotamento sanitário, utilizando fossas sépticas como alternativa de tratamento dos seus efluentes. O lodo gerado pelas fossas sépticas, uma vez coletados, também precisam de uma destinação e tratamento adequados.

Desse modo, surge a oportunidade do presente trabalho, que procura avaliar um sistema de tratamento conjunto destes dois efluentes, em particular, com o uso de geobag como tratamento primário que recentemente vem sendo aplicado em alguns aterros sanitários no estado do Rio de Janeiro.

Este trabalho está dividido em 4 capítulos, onde no capítulo 1 procurou-se estabelecer um referencial teórico que servisse de base para a discussão dos resultados apresentados no capítulo 3. O capítulo 2 apresenta a caracterização da área de estudo, bem com a metodologia utilizada. E por fim, o capítulo 4 apresenta as conclusões.

Objetivo Geral

Avaliar o processo de tratamento de lixiviados de aterros sanitários combinado com lodos de fossa séptica com o uso de geobags.

Objetivos Específicos

- Avaliar o papel dos geobags como unidade de tratamento primário no sistema de tratamento de lixiviados de aterros sanitários;
- Determinar a eficiência do tratamento combinado de lixiviados e lodo de fossa séptica com a utilização de geobags, na estação de tratamento do aterro sanitário de Rio das Ostras, considerando os parâmetros físico-químicos;
- Determinar a eficiência do tratamento combinado de lixiviados e lodo de fossa séptica com a utilização de geobags, na estação de tratamento do aterro sanitário de Rio das Ostras, considerando a toxicidade aguda em três níveis tróficos;
- Avaliar em escala de bancada, o uso de polímeros na mistura afluyente do geobag de Rio das Ostras;
- Avaliar se o tratamento combinado de lixiviados e lodo de fossa séptica com a utilização de geobags, na estação de tratamento do aterro sanitário de Rio das Ostras atende a legislação.

1. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

1.1. Resíduos Sólidos Urbanos

Os resíduos sólidos apresentam grande diversidade e complexidade. Suas características físicas, químicas e biológicas variam de acordo com a sua fonte ou atividade geradora. Fatores econômicos, sociais, geográficos, educacionais, culturais, tecnológicos e legais afetam o processo de geração dos resíduos sólidos, tanto em relação à quantidade gerada quanto a sua composição qualitativa (ZANTA *et al.*, 2009). O processo de urbanização, aliado ao consumo crescente de produtos menos duráveis e/ou descartáveis, vem provocando aumento do volume e diversificação dos resíduos sólidos gerados e sua concentração espacial (D'ALMEIDA & VILHENA, 2000).

Alternativas para a disposição final de resíduos sólidos urbanos (RSU) têm sido consideradas um dos principais tópicos na agenda política pelo mundo em vista das grandes preocupações relacionadas as questões econômicas, sociais e ambientais (AGOSTINHO *et al.*, 2013).

1.2. Resíduos Sólidos Urbanos no Brasil

No Brasil, até recentemente, era prática comum a simples coleta e deposição dos resíduos sólidos urbanos no solo, sem critérios técnicos, em locais inadequados, como manguezais, fundos de vale, próximo a rios e córregos e terrenos abandonados, provocando grandes impactos sobre o meio ambiente e a saúde pública.

Nas últimas duas décadas, com a escalada da urbanização, foram desenvolvidas e implementadas técnicas de engenharia sanitária e ambiental para dar um destino ambientalmente seguro aos resíduos sólidos domiciliares (MANSOR *et al.*, 2010). Além disso, o governo brasileiro estabeleceu em 2010 a Política Nacional de Resíduos Sólidos - lei 12.305, visando um eficiente gerenciamento de resíduos sólidos incluindo a recuperação daqueles materiais, dos resíduos sólidos urbanos, que tenham valor de mercado. O cumprimento da lei, em relação ao fechamento de lixões e a disposição dos resíduos em aterros sanitários previstos para agosto de 2014 incrementou a gestão dos RSU no país principalmente nos

municípios de grande porte restando ainda muito por fazer nos municípios de pequeno porte.

Da mesma forma, os estados e municípios deveriam, no prazo de dois anos da publicação da lei, elaborar os respectivos planos de gestão de resíduos sólidos, a fim de ter acesso aos recursos da União destinados a empreendimentos e serviços relacionados à limpeza urbana e ao manejo de resíduos sólidos.

Segundo dados da ABRELPE (2013), o Brasil produz diariamente cerca de 209 mil toneladas de resíduos sólidos, destes 58,3% são destinados a aterros sanitários, 24,3% a aterros controlados e 17,4% a vazadouros a céu aberto, os chamados “lixões”.

A diferença básica entre um aterro controlado e um aterro sanitário é que este último prescinde da coleta e tratamento do lixiviado, assim como da drenagem e queima do biogás, além da impermeabilização da base (MONTEIRO *et al.*, 2001). Já os lixões são depósitos de resíduos sólidos a céu aberto de forma desordenada, sem compactação ou cobertura dos resíduos, propiciando a poluição do solo, ar e água e a proliferação de vetores de doenças (ZANTA & FERREIRA, 2003).

O aterro sanitário apresenta-se como a solução mais econômica para a questão dos resíduos sólidos, quando comparada a alternativas como a incineração, a compostagem e a pirólise. Mesmo no caso em que estes processos são economicamente viáveis, há a necessidade de um aterro sanitário que receba os rejeitos desses tratamentos (MANSOR *et al.*, 2010).

1.3. Aterros Sanitários

Apesar dos lixões ainda serem uma realidade em muitos municípios brasileiros, o número de municípios onde tenham sido implantados aterros sanitários vem crescendo com os anos, principalmente em resposta à Política Nacional de Resíduos Sólidos de 2010 (ABRELPE, 2013).

Aterros sanitários apresentam vantagens e desvantagens em relação a outras formas de destinação de resíduos sólidos. As principais vantagens associadas à utilização dos aterros sanitários são o menor custo de investimento, menor custo de operação, apresenta poucos refugos a serem tratados em outras instalações, a operação é relativamente simples e flexível. Por outro lado, os aterros apresentam a

desvantagem de não tratar os resíduos, consistindo em uma forma de armazenamento no solo, requerem grandes áreas, a operação sofre impactos das condições climáticas, apresenta risco de contaminação do solo e da água subterrânea (MANSOR *et al.*, 2010).

A norma NBR 8419 (ABNT, 1992), descreve aterro sanitário como sendo uma técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo, de forma que não cause danos à saúde pública e à sua segurança, minimizando os impactos ambientais, utilizando-se princípios de engenharia, de modo a confinar os resíduos à menor área e reduzi-los ao menor volume possível, cobrindo-os com uma camada de terra ao fim de cada jornada trabalho, ou conforme o necessário.

O aterro sanitário funciona como um grande reator anaeróbio que gera, a partir da estabilização da matéria orgânica, principalmente gás metano (CH₄), dióxido de carbono (CO₂) e nitrogênio amoniacal (NH₃, amônia livre ou gasosa e NH₄⁺, íon amônio) (BIDONE, 2007). Desse modo, a matéria na forma sólida disposta em aterro será transformada em gases, líquidos (lixiviado) e, ainda, matéria sólida remanescente sob a forma de substâncias húmicas e fúlvicas, refratárias ao processo de digestão anaeróbia. A transformação anaeróbia que ocorre no aterro do material orgânico bruto em material bioestabilizado, com geração de gás metano é assumida conceitualmente como um processo de cinco fases, conforme apresentado na Tabela 1.

Tabela 1 - Fases de estabilização do aterro sanitário (continua).

Fases	Descrição
Fase 1 Ajuste Inicial	<ul style="list-style-type: none"> - Deposição inicial do lixo e acúmulo preliminar de umidade; - Cobertura de cada sessão do aterro e assentamento inicial do terreno; - Decomposição é caracterizada pela presença de microrganismos aeróbios e facultativos, com atividade exotérmica, caracterizando um aumento da temperatura na massa sólida; - Presença de oxigênio diminui, e geração de CO₂ aumenta; - Essa fase pode se estender por alguns dias.
Fase 2 Transição	<ul style="list-style-type: none"> - Formação do lixiviado; - Transição do ambiente aeróbio para o anaeróbio; - Aceptor de elétrons passa de oxigênio para nitratos e sulfatos; - O potencial redox diminui; - Aparecimento de ácidos orgânicos voláteis (AOV).

Tabela 1 - Fases de estabilização do aterro sanitário (conclusão).

Fases	Descrição
Fase 3 Formação de Ácidos	<ul style="list-style-type: none"> - Predominância de ácidos orgânicos voláteis no lixiviado - Liberação de nitrogênio e fósforo que são consumidos pela biomassa microbiana; - Redução do pH, causando mobilização e possível complexação de metais; - Liberação dos nutrientes nitrogênio (N) e fósforo (P); - Aparecimento do gás hidrogênio que vai afetar a natureza e o tipo de compostos que estão sendo formados.
Fase 4 Fermentação de Metano	<ul style="list-style-type: none"> - Conversão dos ácidos produzidos na fase anterior em metano e gás carbônico; - Controle do pH pelo tampão bicarbonato; - Potencial redox atinge o valor mínimo; - O consumo de nutrientes é contínuo; - A concentração de matéria orgânica diminui e aumenta a produção de gás; - Complexação e precipitação dos metais.
Fase 5 Maturação Final	<ul style="list-style-type: none"> - Estabilização da atividade biológica, com relativa inatividade; - Escassez de nutrientes limitando o crescimento da biomassa; - Redução ou mesmo cessação da produção de gás; - O aparecimento, lento, de espécies químicas oxidadas e do oxigênio; - Aumento do potencial redox; - Degradação, de forma lenta, dos compostos orgânicos mais biorrecalcitrantes e produção de substâncias húmicas capazes de complexar e com isso novamente mobilizar metais pesados.

Fonte: POHLAND & HARPER, 1985.

De acordo com Martin *et al.* (1999), a localização de um aterro sanitário deve atender requisitos como a geologia do terreno, localização e movimentação das águas subterrâneas, zoneamento da área, distância do ponto de coleta dos resíduos sólidos, custos fixos e operacionais, entre outros. Suas características construtivas devem minimizar os efeitos das duas principais fontes de poluição oriundas dos resíduos sólidos: o gás do aterro e o lixiviado (GOMES, 2009).

O aterro sanitário deve ser monitorado para que a evolução do processo de decomposição dos resíduos sólidos no interior do aterro seja avaliada, bem como a influência desse processo sobre o meio ambiente. O monitoramento deve contemplar a eficácia das medidas mitigadoras e a eficiência sanitária e ambiental do sistema como um todo, possibilitando a verificação de eventuais falhas e/ou deficiências e a implementação de medidas corretivas para evitar o agravamento dos impactos ambientais (FEAM, 2006).

Para avaliar a eficiência do aterro quanto à sua operação e ao controle ambiental, devem ser previstos, no mínimo:

- a. O controle das águas superficiais da área do aterro,
- b. O controle da qualidade das águas subterrâneas e do aquífero livre;
- c. O monitoramento da vazão e das características físico-químicas dos lixiviados que forneçam informações sobre os processos do interior do aterro.
- d. O monitoramento da vazão e da produção de biogás em diferentes locais do aterro ao longo do tempo avaliando os estágios do processo de degradação
- e. A caracterização dos resíduos da massa aterrada, com dados sobre a degradação da matéria orgânica.
- f. Eficiência do sistema de tratamento de lixiviados, avaliando a conformidade com os padrões de emissões definidos pelos órgãos ambientais.
- g. O controle da saúde das pessoas envolvidas na operação do aterro
- h. O monitoramento geotécnico da massa de resíduos sólidos, que deve contemplar o controle de deslocamentos verticais e horizontais; do nível e da pressão nos líquidos e pressão de biogás no maciço do aterro; da descarga de líquidos percolados/lixiviados através de drenos (SIMÕES et al, 2002)

No Brasil, o monitoramento dos aterros se restringe ao aspecto ambiental ao redor do aterro e da qualidade do efluente final, sendo pouco monitorado o processo de degradação que ocorre no interior do aterro (SOUZA, 2005).

1.4. Lixiviado

Os lixiviados de aterros de resíduos sólidos urbanos (RSU) são resultado da interação entre o processo de biodegradação da fração orgânica desses resíduos e da infiltração de águas pluviais que solubilizam componentes orgânicos e inorgânicos (LANGE & AMARAL, 2009). Os principais compostos presentes nesse efluente são: matéria orgânica, matéria inorgânica, metais pesados, compostos organohalogenados (AOX), bactérias heterotróficas, dentre outros (LIN & CHANG, 2000). A combinação destes compostos podem ocasionar elevadas toxicidades para

os ambientes aquáticos que são altamente vulneráveis às substâncias químicas tóxicas (DE BRITO-PELEGRINI *et al.*, 2007). Desse modo, Os lixiviados são considerados um dos principais problemas relacionados a aterros sanitários, uma vez que representam uma potente fonte de poluição para rios e córregos, caso sejam lançados sem tratamento.

Segundo LANGE & AMARAL (2009), lixiviados de aterros sanitários podem ser definidos como o líquido proveniente da umidade natural e da água de constituição presente na matéria orgânica dos resíduos, dos produtos da degradação biológica dos materiais orgânicos e da água de infiltração na camada de cobertura e interior das células de aterramento, somado a materiais dissolvidos ou suspensos que foram extraídos da massa de resíduos. Desse modo, o lixiviado gerado em aterros é originado da lixiviação de águas da chuva e de bactérias existentes nos resíduos sólidos que secretam enzimas dissolvendo a matéria orgânica e formando líquidos, os quais são responsáveis pela mobilização de uma mistura complexa de constituintes orgânicos e inorgânicos (BERTAZZOLI & PELEGRINI, 2002).

Os dois fatores que caracterizam um efluente líquido são a taxa de fluxo volumétrico e a composição, que no caso do lixiviado estão relacionados. A taxa de fluxo dos lixiviados está intimamente ligada à precipitação, ao escoamento superficial e infiltração ou intrusão de águas subterrâneas que percolam através do aterro (RENOU *et al.*, 2008).

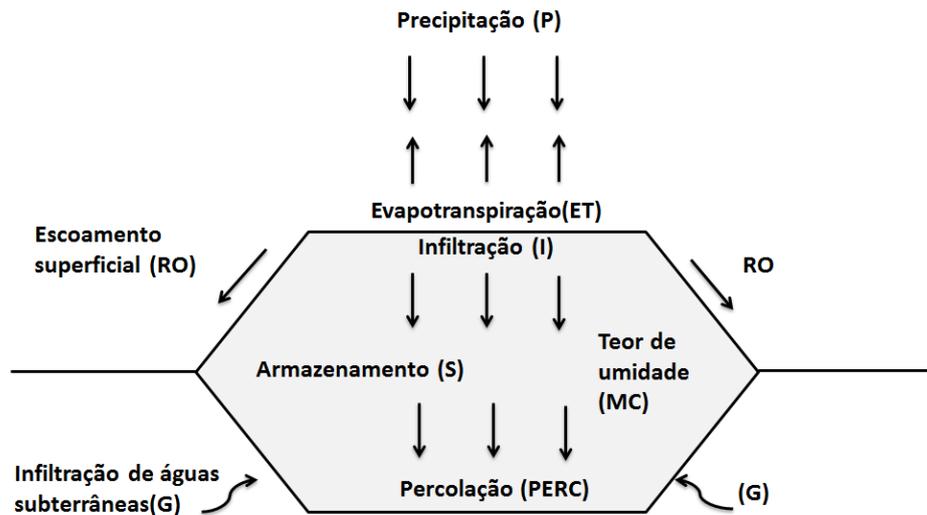
A composição físico-química dos lixiviados é extremamente variável dependendo de fatores como as condições pluviométricas, tipo de operação, idade do aterro, condições ambientais e características do próprio resíduo sólido (BERTAZZOLI & PELEGRINI, 2002).

Os sinergismos destes compostos podem ocasionar elevadas toxicidades para os ambientes aquáticos que são altamente vulneráveis às substâncias químicas tóxicas (BERNARD *et al.*, 1996).

Na Figura 1 é observado um padrão generalizado para a formação de lixiviado. A precipitação (P) cai no aterro e parte dela sofre escoamento superficial (RO) ou infiltração (I) (resíduos descobertos, cobertura intermediária, ou cobertura final). Parte da infiltração pode evaporar (E) a partir da superfície e/ou transpirar através da cobertura vegetal, se ela existir. Parte do líquido que infiltra pode

compensar uma deficiência no armazenamento de água do solo (S) (a diferença entre a capacidade de campo (FC) e do teor de umidade existente (MC)). O restante do líquido infiltrado se move para baixo formando o percolado (PERC) e eventualmente os lixiviados (L), uma vez que atinge a base do aterro. O percolado pode ser aumentado também por infiltração de águas subterrâneas (G) (FARQUHAR, 1989).

Figura 1 - Balanço hídrico da formação de lixiviado.



Fonte: FARQUHAR, 1989.

O balanço hídrico da formação do lixiviado é dado pela Equação 1.

$$\text{PERC} = P - \text{RO} - S + G \quad (1)$$

Enquanto, a Equação 1 é conceitualmente correta e abrangente, previsões precisas do fluxo de lixiviado são difíceis de alcançar por causa das incertezas associadas com a estimativa de vários termos. A maioria das fórmulas e métodos em uso é empírica. Algumas bases de dados necessárias são de natureza estocástica (temperatura, índice de calor, precipitação, vento, o crescimento vegetativo). Outros dados são deficientes (coeficientes de escoamento, densidade e compactação da cobertura, a capacidade de armazenamento de umidade (FARQUHAR, 1989).

Técnicas de deposição em aterro (capas impermeáveis, requisitos de revestimento, tais como argila, geotêxteis e / ou plásticos) ainda são primordiais para controlar a quantidade de água que atravessa o topo e assim, reduzir a ameaça de poluição (LEMA *et al.*, 1988). O clima também tem uma grande influência sobre a produção de lixiviado, porque afeta a entrada da precipitação e as perdas por evaporação. Finalmente, a produção de lixiviados depende da natureza do próprio resíduo, nomeadamente o seu teor de água e o seu grau de compactação. A produção é geralmente maior, sempre que os resíduos estão menos compactados, uma vez que compactação reduz a taxa de infiltração (LEMA *et al.*, 1988).

Existem muitos fatores que afetam a qualidade dos lixiviados, isto é, a idade, a precipitação, a variação sazonal do tempo, tipo e composição dos resíduos (dependendo do padrão de vida da população de entorno e da estrutura de cobertura). Em particular, a composição de lixiviados dos aterros varia muito, dependendo da idade do aterro (BAIG *et al.*, 1999).

A Tabela 2 mostra a variação da composição do lixiviado para diferentes idades de aterros norte americanos. Pode ser observado que as faixas de concentrações dos parâmetros decaem ao longo do tempo de operação do aterro. A Tabela 3 mostra a variação da composição do lixiviado para o caso brasileiro. Em comparação com o lixiviado norte-americano, os lixiviados brasileiros tendem a apresentar concentrações diferentes em diversos parâmetros devido a condições climáticas, socioeconômicas e principalmente a composição da massa de resíduos geradora do lixiviado. Enquanto no Brasil em torno de 52% dos resíduos sólidos coletados e encaminhados para aterro sanitário correspondem a matéria orgânica (IPEA, 2012), nos aterros norte americanos, a matéria orgânica compõe somente 14% do total de resíduos coletados (EPA, 2012). A maior carga orgânica nos aterros brasileiros é responsável por concentrações mais elevadas em alguns parâmetros, como DBO e DQO, quando comparados aos aterros norte-americanos.

Tabela 2 - Variação da composição do lixiviado para aterros norte americanos.

Parâmetros	Idade do aterro (anos)			
	0 a 5	5 a 10	10 a 15	>20
DBO (mg/L)	10.000 - 25.000	1.000 - 4.000	50-1.000	< 50
DQO (mg/L)	15.000 - 40.000	10.000 - 20.000	1.000 - 5.000	< 1.000
NTK (mg/L)	1.000 - 3000	400 – 600	75 - 300	< 50
N-NH3 (mg/L)	500 – 1.500	300 – 500	50 - 200	< 30
SDT (mg/L)	10.000 – 25.000	5.000 – 10.000	2.000 – 5.000	< 1.000
pH	3 - 6	6 – 7	7 – 7,5	7,5
Cálcio (mg/L)	2.000 – 4.000	500 – 2.000	300 - 500	< 300
Sódio e potássio (mg/L)	2.000 – 4.000	500 – 1.500	100 - 500	< 100
Ferro e magnésio (mg/L)	500 – 1.500	500 – 1.000	100- 500	< 100
Zinco (mg/L)	100 - 200	50 - 100	10 - 50	< 10
Cloreto (mg/L)	1.000 – 3.000	500 – 2.000	100 - 500	< 100
Sulfato (mg/L)	500 – 2.000	200 – 1.000	50 - 200	< 50
Fósforo (mg/L)	100 - 300	10 - 100	-	< 10

Fonte: FARQUHAR (1989)

Tabela 3 - Variação da composição do lixiviado em aterros brasileiros (continua).

Variável	Faixa máxima	Faixa mais provável	FVMP (%)
pH	5,7 - 8,6	7,2 - 8,6	78
Alcalinidade total (mg/L de CaCO ₃)	750 - 11.400	750 - 7.100	69
Dureza (mg/L de CaCO ₃)	95 - 3.100	95 - 2.100	81
Condutividade (µS/cm)	2.950 - 22.500	2950 – 17.660	77
DBO (mg/L de O ₂)	< 20 - 30.000	< 20 - 8.600	75
DQO (mg/L de O ₂)	190 - 80.000	190 - 22.300	83
Óleos e graxas (mg/L)	10 - 480	10 - 170	63
Fenóis (mg/L de C ₆ H ₅ OH)	0,9 - 9,9	0,9 - 4,0	58
NTK (mg/L de N)	80 - 3.100	Não há	-
N-amoniaco (mg/L de N)	0,4 - 3.000	0,4 - 1.800	72
N-orgânico (mg/L de N)	5 - 1.200	400 - 1.200	80

Tabela 3 - Variação da composição do lixiviado em aterros brasileiros (conclusão).

Variável	Faixa máxima	Faixa mais provável	FVMP (%)
N-nitrato (mg/L de N)	0 - 11	0 - 3,5	69
P-total (mg/L)	0,1 - 40	0,1 -15	63
Sulfeto (mg/L)	0 - 35	0 - 10	78
Sulfato (mg/L)	0 -5.400	0 - 1.800	77
Cloreto (mg/L)	500 - 5.200	500 - 3.000	72
Sólidos totais (mg/L)	3.200 - 21.900	3 200 - 14.400	79
Sólidos totais fixos	630 - 20.000	630 - 5.000	60
Sólidos totais voláteis (mg/L)	2.100 – 14.500	2.100 - 8.300	74
Sólidos suspensos totais (mg/L)	5 - 2.800	5 - 700	68
Sólidos suspensos voláteis (mg/L)	5 - 530	5 - 200	62
Ferro (mg/L)	0,01 - 260	0,01 - 65	67
Manganês (mg/L)	0,04 - 2,6	0,04 - 2,0	79
Cobre (mg/L)	0,005 - 0,6	0,05 - 0,15	61
Níquel (mg/L)	0,03 - 1,1	0,03 - 0,5	71
Cromo (mg/L)	0,003 - 0,8	0,003 - 0,5	89
Cádmio (mg/L)	0 - 0,26	0 - 0,065	67
Chumbo (mg/L)	0,01 - 2,8	0,01 - 0,5	64
Zinco (mg/L)	0,01 - 8,0	0,01 - 1,5	70

FVMP: frequência de ocorrência dos valores mais prováveis.

Fonte: SOUTO & POVINELLI, 2007

Com a impermeabilização da base dos aterros, o risco de contaminação dos aquíferos pela infiltração do lixiviado foi praticamente eliminado. Entretanto, o lixiviado recolhido pelo sistema de drenagem não pode ser lançado diretamente num corpo receptor. Devido as suas características físico-químicas, o lixiviado possui um elevado potencial poluidor, o que requer tratamento. Esse tratamento tem sido um desafio aos profissionais da área, e as diversas alternativas propostas ao longo dos anos, no Brasil e no exterior, não têm sido satisfatórias (POVINELLI & SOBRINHO, 2009).

1.5. Tratamento de lixiviado

A variabilidade na composição do lixiviado de acordo com o aterro e as oscilações de vazão ao longo do ano devido ao regime de chuvas são alguns dos problemas para o tratamento desse efluente. A literatura indica uma variedade de sistemas utilizados como alternativas no tratamento do lixiviado de resíduos sólidos urbanos, porém qualquer que seja a alternativa escolhida, o efluente deve atender aos padrões de lançamento impostos pelo órgão de controle ambiental.

As tecnologias aplicáveis ao tratamento de lixiviado são semelhantes àquelas utilizadas nos tratamentos de esgotos e efluentes industriais, incluindo processos biológicos (aeróbio e anaeróbio) e físico-químicos (LIMA, 2008).

Porém, muitas vezes, nem o tratamento biológico nem o físico-químico, separadamente, alcançam elevada eficiência, em razão de dois fatores principais: (1) presença significativa de moléculas orgânicas de elevada massa molar que são de difícil remoção; e (2) efeitos inibidores de compostos orgânicos, sais inorgânicos e metais para os micro-organismos responsáveis pelo tratamento. É prática comum misturar o lixiviado com outras águas residuais e tratá-los em conjunto, mas isso pode causar diversos problemas devido a presença de constituintes perigosos, incluindo o nitrogênio amoniacal, que apresenta elevadas concentrações em aterros antigos (GOTVAJN *et al.*, 2009).

Os métodos atuais de tratamento de lixiviado apresentam deficiências, limitações ou demandam tempo e espaço físico excessivos, principalmente para lixiviado de aterros sanitários antigos, que possuem elevada carga orgânica (MARQUES, 2010). Assim, a escolha entre as diversas alternativas de tratamento depende de parâmetros técnicos e econômicos.

Segundo Ferreira *et al.* (2001), no Brasil, existem diversas alternativas para o tratamento de lixiviado, que englobam processos biológicos aeróbios (lodos ativados, lagoas aeradas, filtros biológicos), processos biológicos anaeróbios, processos oxidativos (ozonização), processos de separação com membranas (nanofiltração, osmose reversa, ultrafiltração), processos eletroquímico (eletrocoagulação), sistemas naturais (wetlands), a combinação entre processos e ainda a recirculação o lixiviado na área aterrada.

1.5.1. Tratamento Primário

O tratamento primário tem por finalidade remover parte dos sólidos suspensos e matéria orgânica do efluente. Esta remoção geralmente é realizada com processos operacionais físicos e deve servir de precursor para o tratamento secundário (TCHOBANOGLIOUS et al., 2003)

Um dos processos comumente utilizado nessa etapa de tratamento é a coagulação, que envolve a adição de coagulante químico com o objetivo de condicionar o material suspenso, coloidal e dissolvido para processos subsequentes através da floculação ou para criar condições que irão permitir a remoção posterior do particulado e da matéria orgânica. A floculação é a agregação de partículas desestabilizadas (partículas com carga elétrica superficial reduzida) e a precipitação de produtos formados pela adição de coagulante em partículas maiores, formando flocos, que podem ser removidos por flotação, sedimentação ou filtração (CRITTENDEN *et al.*, 2012)

Para auxiliar no tratamento de coagulação/floculação são empregados compostos sintéticos, denominados polieletrólitos, que são polímeros de alto peso molecular que contém grupos adsorvíveis e formam pontes entre partículas ou flocos carregados. O polieletrólito é uma substância que não é afetada pelo pH e pode servir como coagulante reduzindo a carga efetiva das partículas coloidais (ECKENFELDER, 2000).

Com relação às cargas elétricas, os polímeros podem ser classificados como catiônico e aniônico. Na ausência de cargas os polímeros denominam-se não-iônicos.

- a) catiônico: possui cargas positivas capazes de atrair os flocos coloidais com partículas negativas;
- b) aniônico: possui cargas negativas e realiza a troca destas cargas das partículas coloidais e permite a formação de pontes de hidrogênio entre o colóide e o polímero.

Os polímeros sintéticos apresentam uma importante vantagem de mercado, porque essas moléculas podem ser produzidas sob medida, atingindo os requisitos específicos para determinada aplicação. O aumento do tamanho e da densidade do

floco é um dos principais motivos que levam a utilizar os polieletrólitos sintéticos como auxiliares no tratamento primário (PACHECO, 1970).

Diversos estudos mostram que o tratamento primário do lixiviado com ou sem a utilização do polímero floculante, apresenta elevada eficiência na redução de alguns parâmetros.

Couto et al. (2013), que estudaram o tratamento de lixiviado bruto por infiltração rápida em escala piloto com leitos filtrantes de areia e tijolo cerâmico triturado, obtiveram uma redução média nos reatores com leito de areia média de 32% de DQO e 63 % dos sólidos suspensos totais, 28% de DQO e 73% de SST com leito de areia fina e 71% de DQO e 79% de SST no reator com leito de tijolo cerâmico triturado. Esse estudo mostra a eficiência do tratamento primário utilizando um meio filtrante na redução de parâmetros como DQO e SST.

Em um estudo sobre a eficiência da coagulação e floculação no tratamento de lixiviado de aterro sanitário industrial europeu, Gotvajn et al. (2009), utilizaram várias concentrações dos coagulantes $Al_2(SO_4)_3$ e $FeCl_3$. Os autores encontraram reduções de 25% de DQO, 20% de COD e 14% de nitrogênio amoniacal, na concentração ótima de 1.000 mg/L quando o $Al_2(SO_4)_3$ foi utilizado como coagulante. Porém, com o aumento da concentração do coagulante, a eficiência na redução de DQO caiu para 19%, o que mostra que o aumento da quantidade de coagulante não aumenta a remoção de compostos orgânicos. A coagulação com o $FeCl_3$ apresentou melhores resultados, a eficiência na redução foi de 26% de DQO e 28% de COD para a concentração de 1750 mg/L de $FeCl_3$. O aumento a concentração do floculante para 2.500 mg/L, aumentou a eficiência de redução para 51% de DQO, 45% de COD e 6% de nitrogênio amoniacal.

Cammarota et al. (1994) também estudaram a coagulação como tratamento do lixiviado do Aterro Metropolitano de Gramacho, no Rio de Janeiro. O estudo foi realizado em Jar test utilizando diferentes dosagens de agentes coagulantes a diferentes valores de pH. O tratamento se mostrou relativamente eficaz com a utilização do $FeCl_3$ como agente coagulante a um valor de 4,0 pH e dosagem de 1000 mg/L, obtendo redução de 70% dos valores de DQO.

1.5.2. Tratamento combinado com outros efluentes

Em alguns países, está sendo adotado o tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário com esgoto doméstico em estação de tratamento de esgoto (ETE), como forma de reduzir os custos de operação no aterro.

O tratamento combinado de lixiviado é feito com o seu lançamento junto ao afluente da estação de tratamento de esgotos, devendo resultar em um efluente tratado que atenda às exigências legais (FERREIRA *et al.*, 2009).

Alguns autores estudaram a eficiência do tratamento combinado do lixiviado de aterro sanitário e esgotos domésticos.

Mannarino *et al.* (2010) estudaram o tratamento combinado de lixiviado do aterro com o esgoto doméstico em estação de tratamento de esgoto no Rio de Janeiro, utilizando o volume de lixiviado em relação ao volume de esgoto tratado entre 0,37% e 1,22%. A ETE utiliza somente tratamento primário, que consiste em gradeamento, remoção de areia, tanque de mistura de coagulante, tanque de sedimentação e desidratação de lodo. Os resultados obtidos no estudo mostram que a mistura desses dois efluentes causou um aumento nos valores de DQO, no entanto, esse parâmetro foi reduzido em 56% após a passagem pela estação de tratamento. Sólidos suspensos totais também apresentaram redução após o tratamento na ETE com remoção de 67%. As concentrações de amônia não sofreram alterações na ETE, esse resultado foi esperado visto que a estação consiste apenas em tratamento primário com adição de coagulantes.

Um estudo realizado por Facchin *et al.* (2000), na Estação de Tratamento de Esgotos Lami, em Porto Alegre, analisou o tratamento combinado de lixiviado e esgoto doméstico na ETE. A ETE é composta por dois módulos similares e que trabalham simultaneamente, onde cada módulo é constituído por cinco lagoas em série: uma anaeróbia, uma facultativa e três de maturação. Os resultados obtidos nesse estudo mostram que o parâmetro DQO, que apresentava valores em torno de 300 mg/L, reduziu para 167 mg/L, o que representa 45% de redução, o nitrogênio amoniacal que apresentava concentrações em torno de 50 mg/L no afluente combinado, apresentou média de 0,95 mg/L no efluente final após a ETE, o que significa uma remoção de 98% das concentrações de nitrogênio amoniacal.

No Brasil, uma alternativa recente de tratamento combinado é a mistura do lixiviado de aterro com lodo de fossa séptica para tratamento no aterros sanitários por meio de geobags, que são contêineres flexíveis, fabricados com geotecido de polipropileno de alta resistência, com minúsculos poros que funcionam como elemento de contenção, resultando numa desidratação natural com redução do volume de água (KERBER, 2008). Esse tratamento combinado já é utilizado nos aterros sanitários de alguns municípios de pequeno e médio porte, como Teresópolis e Rio das Ostras. Nesses municípios, os lodos de fossa séptica coletados por caminhões limpa-fossa são direcionados para o aterro sanitário do município e tratado juntamente com o lixiviado.

Na literatura, não existem informações sobre esse método de tratamento combinado.

Aos dados apresentados na Tabela 4 mostram as principais características do lodo de fossa séptica que são despejados por caminhões limpa-fossa.

O lodo de fossa séptica possui características semelhantes ao esgoto doméstico e distintas do lixiviado. Apresenta baixa concentração de nitrogênio amoniacal, em torno de 50 a 125 mg/L, valores elevados de DQO, em torno de 1.280 a 11.220 mg/L e altas concentrações de sólidos suspensos totais (3.260 – 6.655 mg/L), composta principalmente pela fração orgânica.

Tabela 4- Caracterização do lodo de fossa despejado por caminhões limpa fossa (continua).

Parâmetro	Faixa máxima	Faixa mais provável
pH	4,2 – 8,4	6,6 – 7,2
Alcalinidade total (mg/L de CaCO ₃)	80 - 2050	390- 775
Condutividade (µS/cm)	230 – 11.270	1.190 – 1.640
DBO (mg/L de O ₂)	75 – 14.240	1.525 – 2.735
DQO (mg/L de O ₂)	110 – 24.600	1.280 – 11.220
Óleos e graxas (mg/L)	2 - 7040	345 – 1.910
N-amoniacal (mg/L de N)	3 - 280	50 - 125
NTK (mg/L de N)	25 – 1.210	130 - 445
P-total (mg/L)	4 - 460	40 - 130
Sólidos totais (mg/L)	400 – 45.000	5.200 – 12.000

Tabela 4 - Caracterização do lodo de fossa despejado por caminhões limpa fossa (conclusão).

Parâmetro	Faixa máxima	Faixa mais provável
Sólidos totais voláteis (mg/L)	135 – 33.630	3.055 – 7.890
Sólidos suspensos totais (mg/L)	135 – 35.850	3.260 – 6.655
Sólidos suspensos voláteis (mg/L)	50 – 24.050	1.750 – 5.000
Sólidos Sedimentáveis (ml/L)	0 - 825	50 - 145

Fonte: INGUNZA, *et al.*, 2009

1.6. Geobag

O Geobag (Figura 2) também conhecido como tubo geotêxtil ou geotube, é um sistema de contenção e desidratação de lodo por microfiltração através de tubo de geotecido, de alta resistência, fabricado de polipropileno ou poliéster, inerte à degradação biológica e resistente a ataques químicos (álcalis e ácidos) (MACCAFERRI, 2009; TENCATE, 2015). Esse sistema retém a parte sólida do material, permitindo a passagem do fluido, e ao mesmo tempo resiste às elevadas tensões às quais o sistema está submetido (CASTRO, 2005).

Os geobags podem ser de tamanhos variados, dependendo de fatores como a quantidade de material a ser contido, e da disponibilidade de espaço físico para acomodar os tubos durante a desidratação (MACCAFERRI, 2009).

Figura 2 - Célula de geobag.



Fonte: O autor, 2014.

Segundo o fabricante MACCAFERRI (2009), para melhor eficiência desta tecnologia e aumento da velocidade de desidratação, durante o processo de bombeamento do material para dentro do geobag, devem ser adicionados polímeros, com a finalidade de aglutinar as partículas sólidas. A utilização de geobag como etapa primária com uso de polímero, constitui processo físico-químico onde ocorrem dois fenômenos: reações de hidrólise do agente coagulante, produzindo partículas de carga positiva e, adsorção com choques de partículas com as impurezas, que apresentam cargas negativas com a formação de partículas de maior volume e maior densidade (GUIMARÃES & NOUR, 2001). Além disso, o processo de coagulação permite a transformação de grande parte do material coloidal e dissolvido em fração particulada a qual é mais eficientemente removida no processo de filtração, de modo que os fenômenos de colmatação são minimizados (VIDAL & CAMPOS, 2009).

O lodo é depositado na célula de geobag e contido até a sua desidratação. O lodo desidratado apresenta redução de volume o que permite que cada célula de geobag possa ser preenchida por enchimentos sucessivos, até que o volume disponível seja quase inteiramente ocupado pela fração sólida existente no rejeito, quando os sólidos seguem para seu destino final (descarte ou reaproveitamento).

A técnica de desidratação por tubos de geotêxtil permite, além da redução do teor de umidade destes materiais, a contenção de eventuais contaminantes presentes, mostrando, em alguns casos, um melhor desempenho em relação a técnicas convencionais (CASTRO, 2005).

O fabricante MACCAFERRI (2009) aponta os benefícios do geobag:

- a) Redução do volume de lodos e sedimentos;
- b) Operação com pequenos ou grandes volumes de lodos e sedimentos;
- c) Relação custo/benefício elevada, se comparado as outras tecnologias;
- d) Fácil instalação e operação;
- e) Baixa manutenção;
- f) Mão de obra reduzida e de baixo custo;
- g) Possibilidade de reaproveitamento dos sólidos;
- h) Alta velocidade de contenção e desidratação;

- i) Redução da utilização de produtos químicos;
- j) Redução do consumo de energia elétrica;
- k) Redução da DBO;
- l) Clarificação do efluente

Por outro lado, a utilização do geobag possui como desvantagem a necessidade de um grande espaço para implantação da célula, o que poderia ser um problema nos aterros de pequeno porte.

A utilização de geobags na área de saneamento é relativamente frequente, particularmente como contenção e desidratação de lodos e sedimento (FRANÇA *et al.*, 2009; ASHWORTH, 2003; MOO-YOUNG & TUCKER, 2002). Como componente de sistemas de tratamento de lixiviados a sua utilização é recente. Uma busca detalhada na literatura revelou a inexistência de informações e estudos sobre o uso do geobag para tratamento de lixiviado, no entanto foram encontrados estudos que contemplam o uso do geobag pra tratamento de resíduo da suinocultura (REDDY *et al.*, 2013), lodo de estação de tratamento de água (KERBER, 2008; PIEPER, 2008), resíduo de piscicultura (SHARRER *et al.*, 2010), rejeitos de mineração (MARTINS & VIDAL, 2006),

A utilização do geobag como etapa inicial do sistema de tratamento de lixiviado de aterro sanitário, tem sido proposta para o tratamento combinado com o lodo de fossa séptica, que representa um problema, em grande parte das cidades de pequeno e médio porte.

Um estudo realizado por KERBER (2008), com lodo oriundo de estação de tratamento de água, comparou o efluente após adensamento no geobag e por centrifugação. O efluente do geobag apresentou grande redução no parâmetro sólidos sedimentáveis com concentrações inferiores a 1mg/L, enquanto o efluente da centrifugação apresentou concentrações em torno de 15 mg/L. A qualidade da água percolada do geobag também apresentou melhores resultados comparados ao tratamento por centrifugação para: cor, turbidez, Fe, Al, DQO e DBO₅.

Em estudos sobre o tratamento de efluentes de suinocultura, REDDY *et al.* (2013) detectaram remoções de 72% de DQO, 45% de alcalinidade, 70% de turbidez e ainda 91% de sólidos suspensos totais com o uso de geobags como tratamento primário do sistema de tratamento.

PIEPER (2008) que estudou o uso de tubos geotêxteis para desaguamento de lodo em estação de tratamento de água, destaca a importância do uso de polímeros como floculantes que contribuem para a retenção mais eficiente e também diminui o risco de colmatação de geotêxtil por partículas finas.

1.7. Wetland

Wetlands construídos são reproduções feitas pelo homem das áreas alagadas naturais, projetadas para utilizar melhor os processos naturais que envolvem plantas aquáticas, solos e diversas populações de microrganismos, e dessa forma auxiliar no tratamento de águas residuárias (VYMAZAL, 2014). As macrófitas aquáticas possuem uma alta produtividade primária tendo, portanto uma importância na ciclagem dos nutrientes, como o nitrogênio, o fósforo e compostos como carboidratos, proteínas e lipídeos (ESTEVES, 1998). O solo, quando empregado no controle da poluição, promove a remoção de compostos orgânicos e inorgânicos através de processos físicos - filtração e sedimentação, processos químicos - adsorção de compostos orgânicos dissolvidos e processos biológicos - transformações bioquímicas e bioacumulação de elementos químicos (PHILIPPI & SEZERINO, 2004). As atividades das comunidades bacterianas possuem um papel crucial nos fluxos de energia e transformação de nutrientes no solo das áreas alagadas naturais. Além disso, a remoção de poluentes e a atividade bacteriana estão intimamente ligadas ao ciclo do carbono, nitrogênio e enxofre nos wetlands construídos (ARROYO et al., 2015).

Apesar de representar parte importante do sistema de tratamento de lixiviado do aterro sanitário de Rio das Ostras, nesse estudo não será dado foco a eficiência do tratamento por wetland.

1.8. Ecotoxicidade

Ecotoxicologia é o estudo baseado em biomarcadores que permitem determinar os impactos ao ambiente e facilitar o acompanhamento da evolução do ecossistema quanto a degradação ou a restauração (ROCHA et al., 2010).

Segundo Tchobanoglous *et al.* (2003), os estudos em ecotoxicidade têm sido usados para avaliar a adequação das condições ambientais para a vida aquática, estabelecer concentrações aceitáveis dos parâmetros convencionais (oxigênio dissolvido, pH, temperatura, salinidade, ou turbidez) para lançamentos de efluentes em corpos hídricos, estudar os efeitos dos parâmetros de qualidade da água na toxicidade de efluentes, estabelecer a sensibilidade relativa de um grupo de organismos aquáticos padrão para efluente e poluentes padrão, avaliar as etapas de tratamento necessárias para atingir os requisitos de controle da poluição da água, determinar a efetividade dos métodos de tratamento de efluentes, estabelecer taxas permissíveis para descarte de efluentes, e estar de acordo com os padrões federais e estaduais de qualidade da água.

A caracterização físico-química do efluente é insuficiente e não permite identificar substâncias tóxicas e nem a composição química do efluente, mascarando o efeito nocivo à biota aquática, sendo incapaz de medir um efeito sinérgico (ALMEIDA, 2013)

A exposição simultânea a dois contaminantes pode causar diferentes respostas biológicas, causando efeitos sinérgicos, de potenciação, antagônicos ou aditivos (RAND, 1995).

- a. Efeito sinérgico: ocorre quando o efeito de dois ou mais agentes tóxicos combinados é maior do que a soma dos efeitos individuais.
- b. Efeitos antagônicos: ocorre quando dois agentes tóxicos interferem um com a ação do outro, diminuindo o efeito final.
- c. Efeitos de potenciação: ocorre quando um agente tóxico tem seu efeito aumentado por atuar simultaneamente, com um agente “não tóxico”.
- d. Efeitos aditivos: ocorre quando efeito combinado de dois ou mais agentes é quantitativamente igual à soma dos efeitos produzidos individualmente.

Os ensaios ecotoxicológicos podem ser agudos ou crônicos. Testes de toxicidade aguda e crônica são utilizados para verificar a toxicidade de uma substância específica ou do efeito sinérgico de diversos poluentes identificados ou não na amostra, relacionando-se ao impacto sobre a biota do corpo receptor (GIORDANO, 2007).

No contexto de qualidade de água e efluentes, o uso dos ensaios de toxicidade é fundamentado no ponto que espécies aquáticas geralmente possuem

diferentes respostas ao aumento das concentrações de substâncias químicas. É importante avaliar o efluente com organismos de níveis tróficos diferentes, lembrando que espécies de um mesmo grupo têm sensibilidades muito próximas (ALMEIDA, 2013).

Na determinação da toxicidade aguda em laboratório, são geradas curvas doses-resposta, as quais são expressas por:

- a. Concentração letal mediana (CL(I)50): concentração da amostra, que causa efeito agudo, no caso letalidade, a 50% dos organismos no tempo de exposição, nas condições de ensaio.
- b. Concentração efetiva inicial mediada (CE(I)50): concentração da amostra que causa efeito agudo, no caso danos, a 50% dos organismos no tempo de exposição, nas condições do ensaio.
- c. Fator de toxicidade (FT): menor valor de diluição da amostra na qual não se observa efeito deletério sobre os organismos-teste.
- d. Unidade de toxicidade (UT): É o equivalente a concentração de efluente que causa 50% da morte dos organismos até o final do período de exposição aguda, ou seja, $100/CL50$.

A avaliação do risco para o ambiente resultantes da disposição de resíduos sólidos em aterros é, em muitos países, ainda efetuada exclusivamente por análise química dos resíduos sólidos e/ou seus percolados.

Durante os últimos anos, no entanto, se tornou aceito que os parâmetros físico-químicos por si só não permitem avaliar o efeito tóxico global, que pode resultar da lixiviação dos produtos químicos dos aterros. Como resultado, ocorre a incorporação de testes de toxicidade na avaliação de risco de depósitos de lixo, sendo que os impactos agudos e crônicos são avaliados em espécie "terrestres" em "testes de contato" e bioensaios são executadas em lixiviados com organismos aquáticos.

Para efluentes complexos, tais como lixiviados dos aterros, a utilização de mais de um ensaio de toxicidade parece adequado, devido ao número de potenciais agentes tóxicos, cujos efeitos podem ser espécie - dependente e químico-dependente (BERNARD *et al.*, 1996). Além disso

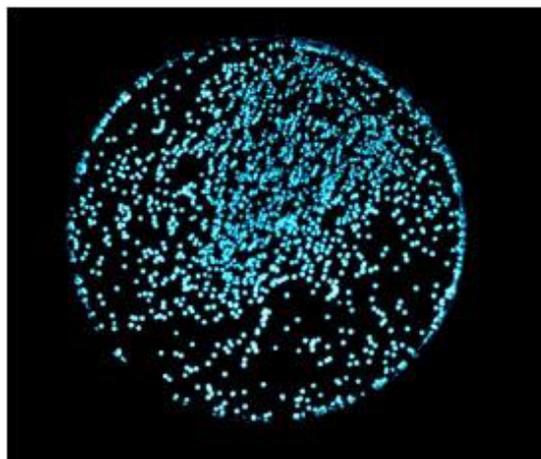
Parvez *et al.* (2008) apontaram que existem mais de 200 ensaios de toxicidade com organismos vivos, que são os biomarcadores da poluição, porém eles demandam tempo de laboratório e são caros.

Para esse estudo foram escolhidos como organismos testes espécies de peixe (*Danio rerio*), microcrustáceo (*Daphnia similis*) e bactéria (*Aliivibrio fischeri*), em virtude da sua abundância no meio, simplicidade de cultivo em laboratório, baixo custo de cultivo e relevância ecológica.

1.8.1. Aliivibrio Fischeri

Aliivibrio fischeri é uma espécie de bactéria marinha gram-negativa, anaeróbia facultativa, que apresenta luminosidade em condições adequadas, sendo considerado um organismo forte e não patogênico (Figura 3). Sua cadeia respiratória é ligada ao sistema de luminescência consumidor de energia. No caso de interferência na cadeia respiratória, em virtude da exposição a toxinas, a luminescência diminui (BAUMGARTNER et al. 2011).

Figura 3 - *Aliivibrio fischeri*.



Fonte: <http://labs.medmicro.wisc.edu>

Segundo Barreto (1995) é um bioensaio relativamente simples, que utiliza a uma suspensão de bactérias luminescentes liofilizadas como organismos-teste, e assim o parâmetro testado é a luminescência perdida a diferentes diluições a um determinado período quando comparada a amostra-controle.

1.8.2. Danio rerio

É um pequeno ciprinídeo, conhecido como peixe-zebra (zebrafish) e paulistinha, ovíparo, nativo da Ásia de países como Índia, Bangladesh, Nepal e

Paquistão. Habitam corpos d' água doce de pouco movimento ou estagnadas. Possuem coloração marrom claro com listras laterais azuis e douradas (machos) ou prateadas (fêmeas), chegando ao tamanho máximo de 3,8 cm quando adulto (www.fishbase.org).

Danio rerio (Figura 4) é comumente utilizado como organismo modelo em pesquisas na área de biologia, fisiologia, genética molecular, toxicologia e biologia reprodutiva. Inúmeros atributos contribuem para o interesse científico nessa espécie de peixe: pequeno tamanho, rápido desenvolvimento e tempo de geração, alta taxa de desova, facilidade de cultivo em laboratório, adaptação a grandes variações de pH, temperatura e dureza da água, facilidade de manusear suas células em laboratório e similaridade genética com humanos (YOSSA et al., 2011).

Figura 4 - *Danio rerio*



Fonte: FISHBASE (2015).

1.8.3. *Daphnia similis*

Daphnia similis (Figura 5) também conhecida como pulga d'água ou dáfnia, é um microcrustáceo cladócer, filtrador de detritos orgânicos, incluindo fungos e bactérias, e assim classificado como consumidor primário na cadeia trófica. Atingem de 0,5 a 5,0 mm de comprimento e possuem uma carapaça bivalve incolor pelo corpo e pernas torácicas revestidas por cerdas que permitem a retenção do alimento, que dura de 0,5 a 3 horas, um olho mediano na cabeça e antenas com 4 a 6 pares de apêndices no tronco. Nadam por meio de antenas em movimentos verticais desajeitados e depois afundam lentamente. Sua reprodução é

partenogenética, gerando apenas fêmeas. Maioria de água doce e servem de alimento para peixes (RUPPERT & BARNES, 1996)

Figura 5 - *Daphnia similis*.



Fonte: http://www.akira-sakata.com/daphnia/001_1/001_2/003_3/

Daphnias são amplamente utilizadas na realização de bioensaios, pois são de fácil cultivo, representativos na comunidade zooplanctônica, sensíveis aos agentes tóxicos, possuem certa homogeneidade, estabilidade genética através da reprodução partenogenética e curto ciclo de vida (CARNIATO et al., 2007). Além disso, os bioensaios com *Daphnia* apresentam redução de custos potencialmente significativos quando comparado com bioensaios de peixes padrão, facilidade e rapidez na determinação de falhas reprodutivas, simplicidade na execução dos testes com pequeno aparato de ensaio e área de trabalho, e menores volume de efluentes exigidos (ATWATER et al., 1983).

1.8.4. Toxicidade em lixiviado

Testes de toxicidade usando vários organismos-teste (*Aliivibrio fischeri*, *Daphnia similis*, *Artemia salina*, *Danio rerio* etc.) confirmaram o perigo potencial dos lixiviados (SISINNO et al., 2000; RENOUE et al., 2008; ATWATER et al., 1983) e a

necessidade de tratamento destes, de forma a colocá-los dentro dos padrões exigidos para lançamento nos corpos receptores.

Vários autores avaliaram a toxicidade do lixiviado de aterro sanitário utilizando organismos–teste.

Silva et al. (2004), investigaram a toxicidade do lixiviado bruto e após técnicas de tratamento utilizando quatro organismos-teste (*Aliivibrio fischeri*, *Daphnia similis*, *Artemia salina* e *Danio rerio*). Os resultados mostram que o lixiviado bruto foi tóxico para todos os organismos testados. Valores de toxicidade mais elevadas foram observados com *B. rerio* (CL50 = 2,2%) e *D. similis* (CE50 = 2,3 %), considerados os organismos mais sensíveis ao lixiviado bruto. O efluente do processo de coagulação/floculação foi menos tóxico que o lixiviado bruto para *D. similis* (CE50≈4,0%), *A. salina* (CL50 ≈ 24,0%) e *D. rerio* (CL50=7,1%), e mais tóxico para *A. fischeri* (CE50 = 0,3 %). Os autores não conseguiram explicar ao certo a sensibilidade de *A. fischeri* ao efluente. Uma hipótese é que isso acontece devido ao aumento da concentração de alumínio no efluente tratado após coagulação/floculação. Após o tratamento de ozonização o efluente foi menos tóxico para *A.salina* (CL50 ≈ 35%) e *D. rerio* (CL50 ≈ 15%), principalmente quando altas doses de ozônio foram aplicadas. A toxicidade após passagem pelas membranas de fracionamento foi, de maneira geral, mais alta para *D. similis* (CE50 ≈ 0,5%) e mais baixa para *A. fischeri* (CL50 ≈ 14%) e *A. salina* (CL50 ≈ 40%). A remoção dos compostos orgânicos na ultrafiltração sequencial não ajudou a reduzir os efeitos tóxicos no efluente para *D. similis*. O *Stripping* de amônia após a coagulação e floculação se mostrou efetivo na redução de toxicidade. O efluente desse processo não foi tóxico para *A. salina* e foi observado um aumento nos valores de CE50 para *A.fischeri* (CE50 ≈ 30 %) e *D.similis* (CE50 ≈ 12%)

No estudo de testes ecotoxicológicos realizados com os organismos testes *Daphnia similis* e *Danio rerio*, Mannarino et al. (2010) mostraram que houve uma redução da toxicidade do lixiviado quando misturado com esgoto. Os testes com *Danio rerio* apresentaram um fator de toxicidade variando entre 2 e 4 unidades de toxicidade (UT) para amostras coletadas na entrada da ETE e variando entre 1,3 e 2 UT para amostras da saída da estação. A amostra do lixiviado bruto apresentou unidade de toxicidade variando entre 32 e 64 UT, enquanto a amostra de esgoto bruto variou entre 2 e 4 UT. Para testes com *Daphnia similis* as amostras de entrada

e saída da estação variaram entre 8 e 16 UT , para o esgoto bruto entre 4 e 32 UT e para o lixiviado bruto entre 32 e 64 UT. Os autores concluíram com base em análises estatísticas que para ambos organismos testados o lixiviado bruto é muito mais tóxico que o esgoto bruto e a mistura não aumentou a toxicidade da amostra de entrada da estação. Porém, enquanto para os peixes há uma redução da toxicidade do efluente ao passar pela estação de tratamento, para os microcrustáceos não há redução significativa na toxicidade no tratamento utilizado na estação.

1.9. Legislação ambiental

Com a evolução das leis ambientais no Brasil, foram geradas novas necessidades de conhecimentos técnicos e científicos, visando uma melhoria na avaliação dos riscos e impactos ambientais, que afetam direta ou indiretamente a saúde humana e os ecossistemas. Esses impactos, em grande parte, são causados por substâncias lançadas sem tratamento na natureza, que podem ter efeito tóxico e sinérgico se misturadas com outras substâncias e os efeitos biológicos são imprevisíveis.

A Tabela 5 apresenta as principais legislações federais e estaduais para lançamentos de efluentes na natureza, impondo padrões e limite. A Tabela 6 mostra uma comparação entre os limites exigidos pelas leis federais e do estado do Rio de Janeiro.

Tabela 5 - Principais legislações ambientais para lançamentos de efluentes (continua)

Ano	Localidade	Legislação	Referência
1986	Rio de Janeiro	Norma Técnica – 202.R-10 : Critérios e padrões para lançamento de efluentes líquidos.	INEA, 1986
1990	Rio de Janeiro	Norma Técnica-213.R-4 : Critérios e padrões para controle da toxicidade em efluentes líquidos industriais.	INEA, 1990
2000	São Paulo	Resolução SMA N. 3/2000: estabelece o controle ecotoxicológico de efluentes líquidos no Estado de São Paulo.	SÃO PAULO, 2000
2002	Santa Catarina	Portaria Nº 017/02: Estabelece os Limites Máximos de Toxicidade Aguda para efluentes de diferentes origens e dá outras providências.	FATMA, 2002
2005	Brasil	Resolução CONAMA Nº 357: Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.	CONAMA, 2005

Tabela 5 - Principais legislações ambientais para lançamentos de efluentes (conclusão).

Ano	Localidade	Legislação	Referência
2006	Rio Grande do Sul	Resolução CONSEMA Nº 129: Dispõe sobre a definição de critérios e padrões de emissão para toxicidade de efluentes líquidos lançados em águas superficiais do Estado do Rio Grande do Sul.	CONSEMA, 2006
2007	Rio de Janeiro	Diretriz 205. R-6: diretriz de controle de carga orgânica em efluentes líquidos de origem industrial.	INEA, 2007
2008	Rio das Ostras	Lei Complementar nº 005: Institui o Código de Meio Ambiente do Município de Rio das Ostras, estabelece normas gerais para a administração da qualidade ambiental em seu território e dá outras providências.	RIO DAS OSTRAS, 2008
2011	Brasil	Resolução CONAMA Nº 430: Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes.	CONAMA, 2011

Tabela 6 - Comparação da legislação federal e estadual.

Parâmetro	CONAMA (430/2011)	INEA (NT-213.R-4/NT- 202.R-10/ DZ-205.R-6)
pH	5,0 a 9,0	5,0 a 9,0
Cor	-	Virtualmente ausente
Temperatura	Inferior a 40°C	Inferior a 40°C
Nitrogênio amoniacal	20 mg/L N	5 mg/L N
Nitrogênio total	-	10,0 mg/L N
Fósforo total	-	1,0 mg/L P
DQO	-	< 200 mg/L ⁽¹⁾
Materiais flutuantes	ausente	Virtualmente ausente
Materiais sedimentáveis	Até 1 ml/L	Até 1 mL/L ⁽²⁾
Toxicidade <i>Danio rerio</i>	-	Inferior a 8 UT

(1) – percolado de aterro industrial

(2) – ausentes para lançamentos em lagos, lagoas, reservatórios e lagunas.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. Área de Estudo

2.1.1. Município de Rio das Ostras

O Município de Rio das Ostras está localizado no norte do Estado do Rio de Janeiro (Figura 6), a cerca de 170 km do município do Rio de Janeiro, com uma área territorial de 229,50 km² de extensão. Segundo o IBGE (2015) a população estimada do município para 2014 era em torno de 127.000 habitantes, sendo considerado o maior crescimento populacional do estado. Esse crescimento se deu principalmente pelo desenvolvimento da cidade vizinha, Macaé, no ramo de exploração de petróleo.

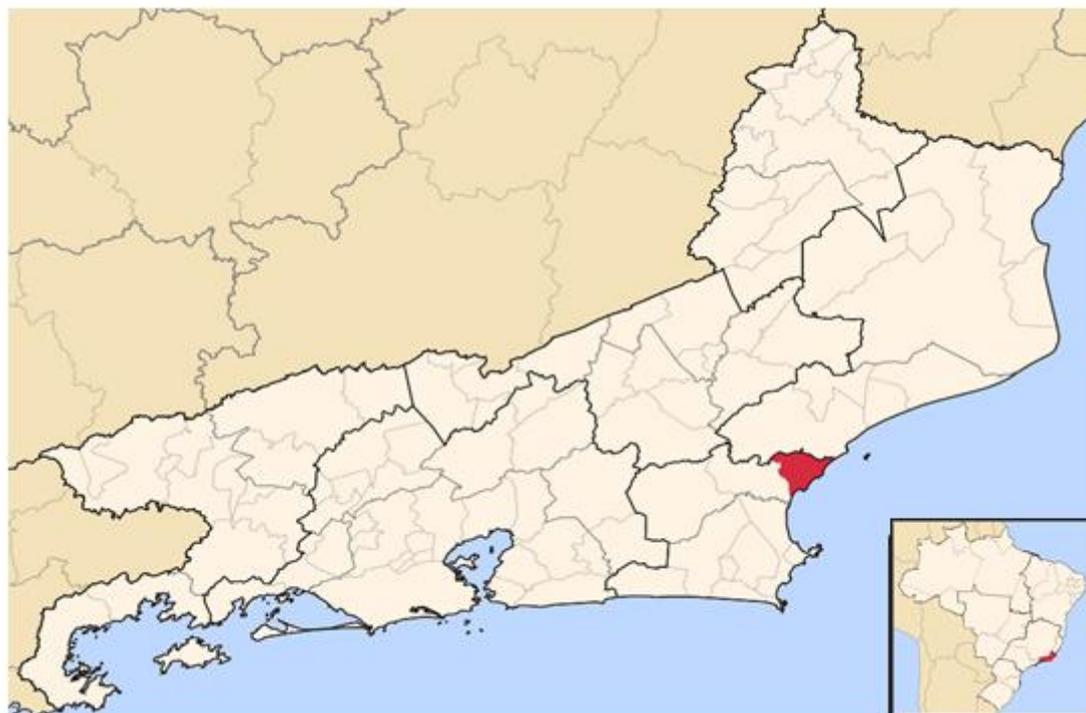
O Município de Rio das Ostras possui como peculiaridade a transição de vários aspectos físicos que resultaram em nova faixa de transição nos aspectos sócio-econômicos. Em termos de relevo e vegetação, situa-se entre faixa caracterizada como mata de tabuleiro no norte fluminense e a Mata Atlântica no sul do Estado. Apesar de servir às bacias do Rio São João e Macaé, possui, em sua maior parte territorial, bacia hidrográfica própria, que se origina e termina dentro do próprio município. A Figura 6 mostra a sua localização no estado.

Atualmente, situa-se entre pólos de desenvolvimento, ao sul turístico-comercial (Região dos Lagos) e ao norte petrolífero canavieiro (Campos/Macaé).

A criação da Zona Especial de Negócios - ZEN, uma combinação de desenvolvimento e preservação ambiental, propiciou a vinda, inicialmente, de 80 empresas ligadas à “indústria do petróleo” para o Município, o que gerou uma ampliação do mercado de trabalho (PREFEITURA DE RIO DAS OSTRAS, 2012)

O principal fator de degradação ambiental deve-se a urbanização desordenada. A expansão imobiliária, grande atrativo devido à beleza da região, levou a multiplicação dos espaços construídos, seja por residências de veraneios e condomínios, seja por loteamentos irregulares. A urbanização acelerada gerou um déficit na infraestrutura de serviços urbanos, cujas principais consequências são: carência de saneamento básico e a poluição das águas.

Figura 6 - Localização do Município de Rio das Ostras no estado do Rio de Janeiro.



Fonte: Google Maps

2.1.2. Aterro Sanitário de Rio das Ostras

A necessidade de dar um destino adequado aos resíduos sólidos urbanos levou à criação da Central de Tratamento de Resíduos de Rio das Ostras, que inclui o aterro inaugurado em 2004, localizada ao sul do município, divisa com Casimiro de Abreu, conforme indicado na Figura 7.

Na cidade, estão implantadas Estações de Tratamento de Esgotos, que atendem à população de 13.600 habitantes e que, correspondem a menos de 20% da população residente, que sofre um incremento extraordinário na época de temporada de verão. A maioria da população utiliza fossas sépticas individuais que são esgotadas por uma frota de caminhões limpa-fossas, com volume diário da ordem de 900 m³, que constituem um gravíssimo problema ambiental, pois o lodo gerado pelas ETE's e pelas unidades residenciais, não têm um destino adequado. Outra questão ambiental, a partir do aterro sanitário em operação, é a geração de 40 m³/dia de lixiviado (ALLONDA GEOSINTÉTICOS AMBIENTAIS, 2004).

Figura 7 - Localização do aterro sanitário de Rio das Ostras.



Fonte: Google Maps.

A Figura 8 apresenta a vista aérea do aterro sanitário de Rio das Ostras.

Figura 8 - Vista aérea do Aterro Sanitário de Rio das Ostras.



Fonte: Google Earth.

Inicialmente, o lixiviado coletado através do sistema de drenagem era acumulado em um poço (atuando como um tanque de equalização homogeneizando a composição), em seguida era bombeado para uma lagoa de estabilização.

Atualmente, o Aterro Sanitário de Rio das Ostras conta com uma Estação de Tratamento de Lixiviado (Figura 10) onde o mesmo é tratado em conjunto com o lodo dos caminhões limpa-fossa. A estação de tratamento é composta de uma lagoa de acúmulo de lixiviado e uma lagoa de mistura que recebe os resíduos dos caminhões limpa fossa, para a qual é bombeado o lixiviado.

A mistura contida na lagoa é homogeneizada através de bombas de circulação. São bombeados, diariamente, para a lagoa de mistura, cerca de 36 m³/dia de lixiviado bruto, que recebe em média cerca de 160 m³/dia de lodo de limpa fossa (relação aproximada de 4:1). O conteúdo da lagoa já misturado recebe a adição de um polímero sintético e em seguida é bombeado para um dos três geobags, esse processo acontece duas vezes por dia.

Cada geobag tem 13,8 m de circunferência por 60 metros de comprimento e capacidade para armazenagem de 16200 m³ de lodo úmido a 1% de sólido. A área

de assentamento dos geobags é composta por 3 camadas. A 1ª camada junto ao solo é formada por uma manta de PEAD (Polietileno de alta densidade), a 2ª camada é formada por uma manta de geotecido e a 3ª camada, que fica em contato com os geobags, é composta por 15 cm de brita nº1 (ESCO COMERCIAL LTDA., 2005).

O geobag é construído com um “tecido” com pequenos poros que retêm as partículas de lodo e areia. O líquido atravessa os poros do tecido resultando assim na desidratação do lodo. O líquido que atravessa o tecido é enviado para duas lagoas em sequência recebendo finalmente um polimento num wetland após a última lagoa de estabilização. Do wetland o efluente segue para um pequeno tanque e posteriormente esse efluente é lançado na natureza.

O esquema do sistema de tratamento de lixiviado de Rio das Ostras é apresentado na Figura 9.

Figura 9 - Esquema da estação de tratamento de lixiviado e lodo de fossa séptica do aterro.

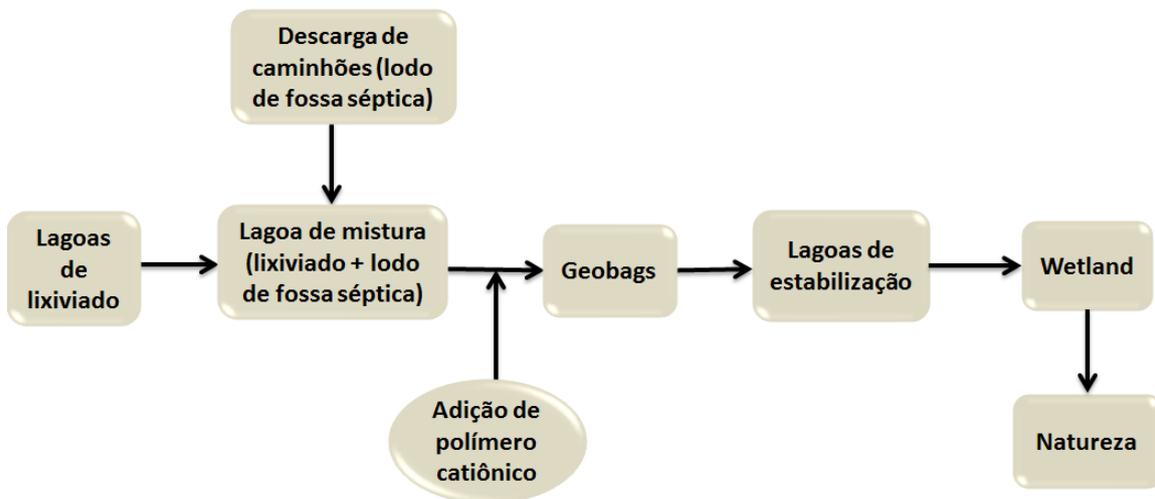


Figura 10 - Vista aérea da Estação de Tratamento de Lixiviado de Rio das Ostras.



Legenda: A, B e C – Lagoas de acúmulo de lixiviado; D - Lagoa de mistura do lixiviado com lodo de fossa; E - Geobag; F - Lagoas de estabilização; G – *Wetlands*.

Fonte: Google Earth.

A Figura 11 apresenta as etapas da estação de tratamento de lixiviado do Aterro Sanitário de Rio das Ostras.

Figura 11 - Etapas de tratamento do lixiviado



Legenda: a- Lagoa de lixiviado; b- caminhão limpa fossa descarregando; c- lagoa de mistura de lodo de fossa e lixiviado; d- homogeneização d lago de mistura; e- tanque de polímero; f- geobags; g- caixa de saída dos geobags; h- lagoas de estabilização; i- wetland.

2.2. Procedimentos de coleta e preservação das amostras de lixiviado

Foram realizadas 11 campanhas (Tabela 7), no período de julho de 2013 a novembro de 2014, no Aterro Sanitário de Rio das Ostras Foram coletadas amostras de cada etapa do sistema de tratamento do aterro, apresentados na Tabela 8.

Tabela 7 - Data de realização das campanhas

Campanhas	Data
Campanha 1	04/07/2013
Campanha 2	18/07/2013
Campanha 3	20/08/2013
Campanha 4	29/08/2013
Campanha 5	28/10/2013
Campanha 6	29/11/2013
Campanha 7	24/03/2014
Campanha 8	31/03/2014
Campanha 9	14/04/2014
Campanha 10	26/07/2014
Campanha 11	01/11/2014

Tabela 8 - Pontos de amostragem do Aterro Sanitário de Rio das Ostras.

Pontos amostrados	Descrição
LB	Lagoa de acúmulo de lixiviado bruto
LM	Lagoa de mistura de lixiviado bruto e lodo de fossa séptica, que constitui o afluente do geobag
EG	Efluente dos geobags
AW	Lagoas de estabilização, que constitui o afluente do <i>wetland</i> .
EF	Efluente final que é despejado na natureza após o tratamento por <i>wetland</i> .
LF	Lodo de fossa eventualmente coletado no caminhão limpa-fossa

Depois de coletadas, as amostras foram preservadas pelo acondicionamento à temperatura abaixo de 4 °C para posterior realização dos ensaios em laboratório.

2.3. Caracterização físico-química das amostras

As amostras foram caracterizadas com base nos parâmetros físico-químicos, segundo metodologia descrita em APHA, AWWA, WEF (2005), conforme Tabela 9.

Tabela 9 - Metodologia de análise dos parâmetros físico-químicos.

Parâmetro	Equipamentos	APHA, 2005
pH	pHmetro	Método 4500 –H ⁺ B
Condutividade	Condutímetro	Método 2510 B
Série sólidos ¹	Bomba de vácuo, estufa, mufla, balança analítica e kit de filtração.	Métodos 2540 B, 2540 C, 2540 D, 2540 E, 2540 F, 2540 G.
DQO	Digestor de DQO e espectrofotômetro	Método 5220 D
COD	Analizador de carbono orgânico - TOC Shimadzu	Método 5310 B
Nitrogênio Amoniacal	Eletrodo Íon-seletivo de amônia	Método 4500-NH ₃ D

¹Série sólidos: Sólidos Totais, Sólidos Suspensos Totais, Sólidos Dissolvidos Totais, Sólidos Suspensos Voláteis, Sólidos Dissolvidos Voláteis.

2.4. Coagulação

Para determinar o quanto o processo de coagulação/floculação, realizado com a adição de polímero catiônico na mistura de lodo de fossa com lixiviado antes da entrada no geobag, contribui para a redução dos parâmetros, foi realizado o ensaio de coagulação em escala de bancada.

Para o ensaio de coagulação foi utilizado o polímero IFLOC 508, produzido pela IWT, que é um floculante de policrilamida catiônico, utilizado no Aterro Sanitário de Rio das Ostras.

Para a solução de polímero em laboratório foi considerada a mesma relação de dosagem utilizada no aterro, ou seja, 3,2g de polímero para cada 1L de água. Do mesmo modo, foi respeitada a relação de dosagem utilizada no aterro para a adição do polímero à amostra da lagoa de mistura de lodo e lixiviado, sendo 10 mL de solução de polímero para cada 1L de amostra.

A solução de polímero foi adicionada a amostras da mistura de lodo de fossa e lixiviado. Foi esperado o tempo de 30 minutos sob agitação constante, para que ocorresse a flotação do lodo e uma alíquota da parte líquida de cada amostra foi retirada e analisada para COD, série de sólidos e DQO.

2.5. Sorção

2.5.1. Ensaio de Equilíbrio em Lote

Para determinar se o processo de sorção ocorre no lodo contido no geobag, foi realizado o ensaio de equilíbrio em lote (batch test) em escala de bancada, com base na metodologia da EPA (1992).

O ensaio de equilíbrio em lote ou batch test é usado para determinação de parâmetros de interação solo contaminante. Este ensaio fornece uma estimativa da adsorção por um solo (material adsorvente) de uma substância química “soluto” ou contaminante, presente em uma solução até atingir o equilíbrio. O uso desta técnica permite obter curvas isotérmicas de adsorção que indicam a variação de concentração de um soluto de uma solução em contato com um solo. Para tal podem ser utilizadas duas técnicas:

1. Constant soil:solution Ratio Isotherm (CSI) – a partir de uma solução matriz ou efluente que contenha o(s) soluto(s) investigado (s) preparam-se várias diluições da mesma, obtendo-se assim, uma variedade de soluções com concentrações de solutos diferentes; volumes iguais dessas soluções são colocados em recipientes com a massa de adsorvente (solo) fixa sob agitação durante um período de tempo estabelecido; logo após essas misturas são filtradas e procede-se a análise dos solutos nas soluções filtradas.

2. Environmentally Conservative Isotherm (ECI) - Principia-se com uma solução matriz ou efluente, onde volumes iguais dessa solução inicial, portanto de concentrações idênticas de solutos, são colocados em contato com diferentes quantidades de massa de adsorvente num recipiente sob agitação por um tempo definido; em seguida a mistura é filtrada e procede-se a determinação da concentração dos solutos nas diversas soluções filtradas.

Entre as duas técnicas, a obtenção de isotermas mantendo a massa de adsorvente fixa e variando a concentração do soluto na solução foi escolhida para os ensaios realizados.

O ensaio de equilíbrio em lote é comumente utilizado para verificar a capacidade de adsorção do solo para um determinado soluto, neste estudo o teste foi realizado experimentalmente com o lodo que fica retido no geobag após o processo de filtração, e foi utilizado como soluto a mistura do lodo de fossa e lixiviado que representam o afluente do geobag.

O teste foi realizado de duas formas:

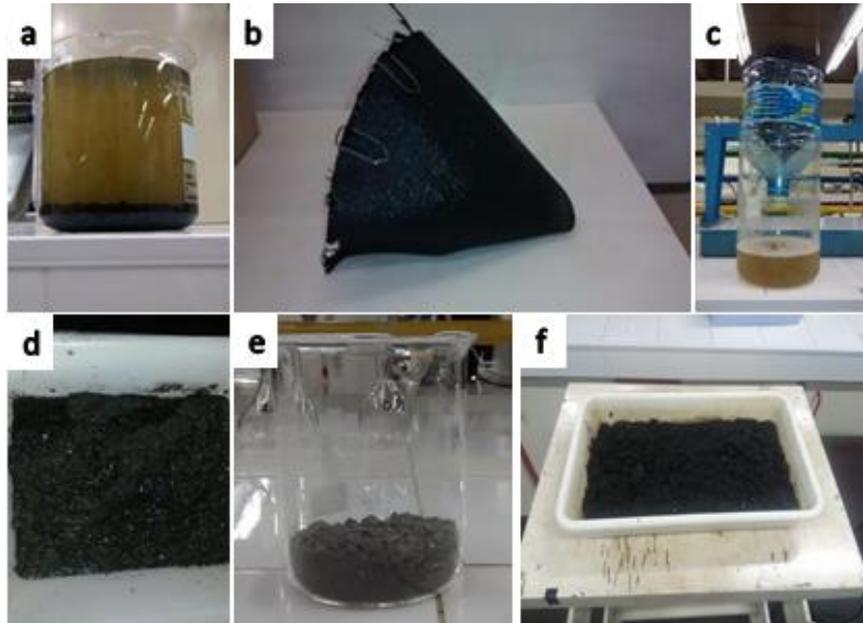
- a. Ensaio 1 (Filtração em laboratório): Foram coletados 20L da mistura de lodo de fossa e lixiviado, já com o polímero adicionado, antes da entrada no geobag (Figura 12). Esse material foi filtrado em laboratório por meio de um funil feito com o mesmo material do geobag (Figura 13). O lodo que ficou retido no funil foi seco a temperatura ambiente e utilizado como adsorvente (Figura 13.e).

Figura 12 – Ponto de coleta na entrada do geobag.



- b. Ensaio 2 (Lodo do interior do geobag): Foi coletado lodo do interior do geobag, por meio da abertura superior deste. O lodo foi seco a temperatura ambiente e utilizado como adsorvente

Figura 13 - Filtração do lodo em laboratório



Legenda: a- amostra antes da filtração; b-funil feito com o mesmo material do geobag; c- aparato de filtração; d- lodo que ficou retido no filtro; e- lodo após secagem; f – lodo do interior do geobag.

2.5.2. Realização do ensaio

Em ambos os processos, a amostra de lodo (adsorvente) foi espalhada em uma bandeja plástica de modo a formar uma camada de aproximadamente 2 cm e foi deixado para secar à temperatura ambiente. Após aproximadamente uma semana, com o material completamente seco, foi determinada sua umidade.

As soluções diluídas foram preparadas com água destilada e amostra da lagoa de mistura de lodo de fossa e lixiviado em 0% (somente água destilada), 15%, 35%, 50%, 75% e 100% (amostra sem diluição) (Figura 14). As soluções foram colocadas em frascos de polietileno, onde foram adicionadas quantidades iguais de lodo seco na razão sólido: solução determinada. Simultaneamente foram preparados os brancos referentes a cada solução, ou seja, frascos com as soluções, mas sem o adsorvente.

Figura 14 - Diluições utilizadas no ensaio.



Os frascos foram fixados na mesa agitadora (shaker), o aparelho foi ligado na rotação de 220 rpm e as amostras permaneceram em agitação por 72h (Figura 15).

Figura 15 – Amostras na mesa agitadora.



Finalizada a agitação foram determinados o pH e a condutividade elétrica das soluções antes de serem filtradas. As soluções foram filtradas, o lodo que permaneceu no papel de filtro foi descartado, e o filtrado foi analisado para os parâmetros DQO e COD.

A Tabela 10 apresenta as condições de realização do ensaio de equilíbrio em lote.

Tabela 10 - Condições de realização do ensaio de equilíbrio em lote

Características	Ensaio 1	Ensaio 2
Soluto	Mistura de lodo de fossa e lixiviado	
Adsorvente	Lodo retido no filtro após filtração em laboratório	lodo do interior do geobag
Soluções	0%, 15%, 35%, 50%, 75% e 100% do soluto	
Razão sólido: solução	1 : 10	
Volume da solução	20 mL	50 mL
Quantidade de adsorvente seco	2000 mg	5000mg
Tempo de equilíbrio	72 horas	
Recipiente	frasco de polietileno de 300 mL;	
Temperatura	24,2 °C	24,8 °C
Parâmetros analisados	pH, Condutividade, DQO e COD	

2.5.3. Determinação da quantidade de soluto sorvido por massa de adsorvente

A massa de soluto adsorvida da solução por unidade de massa de adsorvente pode ser determinada pela Equação 2.

$$\frac{x}{m} = \frac{C_0 - C}{m} \quad (V) \quad (2)$$

Onde

x/m = Quantidade de soluto adsorvida por quantidade de massa de adsorvente;

m = Massa de adsorvente em gramas adicionada ao frasco (massa equivalente seca);

C_0 = Concentração inicial do soluto antes do contato com o adsorvente;

C = concentração do soluto após contato com o adsorvente em equilíbrio;

V = volume de solução em contato com o adsorvente.

2.6. Ensaio de toxicidade aguda com organismos de diferentes níveis tróficos

Foram realizados ensaios de toxicidade aguda com os organismos *Danio rerio*, *Daphnia similis* e *Aliivibrio fischeri* segundo metodologias descritas nas normas da ABNT, conforme apresentado no Tabela 11.

Tabela 11 - Metodologia de toxicidade.

Número da norma	Descrição	Referência
NBR 12713	Ecotoxicologia aquática. Toxicidade aguda. Método de ensaio de toxicidade com <i>Daphnia spp.</i> (Crustácea, Cladocera).	ABNT, 2009
NBR 15088	Ecotoxicologia aquática. Toxicidade aguda. Método de ensaio com peixes.	ABNT, 2006
NBR 15411	Ecotoxicologia aquática — Determinação do efeito inibitório de amostras aquosas sobre a emissão da bioluminescência de <i>Vibrio fischeri</i> (ensaio de bactéria luminescente). Parte 3: Método utilizando bactérias liofilizadas).	ABNT, 2012

2.6.1. *Aliivibrio fischeri*

Os ensaios de toxicidade aguda com *Aliivibrio fischeri* foram realizados seguindo a norma NBR 15411-3 (ABNT, 2012).

Foi utilizada a bactéria-reagente, sendo que a respectiva cultura contém 108 células por ampola.

O equipamento utilizado foi o Microtox SDI (modelo 500 Analyser), no equipamento Microtox, marca SDI, modelo 500 Analyser que consiste de um luminômetro, que possui um controle de temperatura, no qual os poços com as diluições ficam a 15° C e um compartimento separado para reconstituição da bactéria a 3-5° C. O software acoplado ao equipamento é o MICROTOX OMNI 4.1, que realiza a análise estatística.

Antes da realização do ensaio, o pH foi ajustado para 6,0-8,5 com HCl ou NaOH, as amostras salinizadas com NaCl 22% e no momento do teste, diluídas com uma solução NaCl 2%, chamado diluente.

Foi realizada a leitura no tempo zero, que foi uma leitura da luminescência das bactérias sem a presença da amostra. Após essa primeira leitura, a amostra bruta e as suas diluições foram transferidas para as cubetas onde estavam as bactérias. Assim, no próprio software estavam programados os tempos para leitura em 5, 15 e 30 minutos, onde se observa uma conseqüente redução na emissão de luz, indicando assim a quantidade de organismos que podem estar afetados pela carga tóxica da amostra.

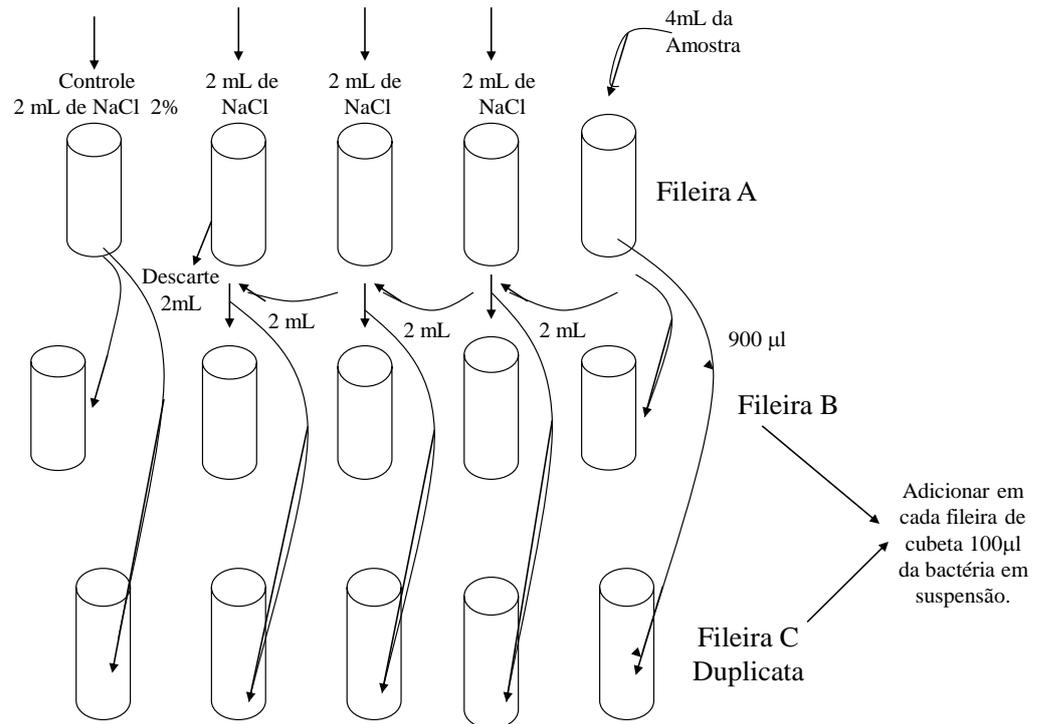
A toxicidade aguda é expressa em CE50 (%), que é a concentração efetiva em que 50% da luminescência é perdida. Caso não haja decréscimo na produção de luz pelo microorganismo teste, significa ausência de efeito tóxico.

Os resultados também podem ser expressos em UT (Unidade de Toxicidade) pela Equação 3.

$$UT = \frac{100}{CL50} \quad (3)$$

A Figura 16 apresenta as diluições realizadas no período das análises, o número de cubetas mostrado é o mesmo número no qual as diluições foram feitas no ensaio.

Figura 16 - Diluições do ensaio com *Aliivibrio fischeri*.



As bactérias luminescentes *Aliivibrio fischeri* foram adquiridas comercialmente em forma liofilizada, por uma empresa revendedora certificada.

2.6.2. *Daphnia similis*

Os ensaios de toxicidade com *Daphnia similis* foram realizados segundo a norma NBR 12713 (ABNT, 2009). Indivíduos jovens, neonatos (6-24 horas de idade) de *Daphnia similis* provenientes de uma cultura de fêmeas, foram expostos a várias concentrações da amostra, durante 48 horas, em temperatura $20^{\circ}\text{C} \pm 2$, em fotoperíodo de 16 horas de luz e 8 horas de escuro.

Para realização dos testes as amostras foram submetidas a diferentes diluições da amostra com água de diluição e expostos em 5 concentrações diferentes. Foi adicionado água de diluição ou de cultivo até 8 mL de cada tubo. Acrescentados os organismos nos tubos e avolumados para 10 mL. No mesmo dia, foi medido o pH, a condutividade e o oxigênio dissolvido da amostra bruta.

Foram expostos 20 organismos-teste em 5 concentrações. Para cada concentração foram montadas 4 replicatas e ainda um controle contendo apenas água de diluição sem contato com a amostra. Após 48h foram contados em cada tubo o número de organismos imóveis e transferidas as 4 replicatas para um bécher, medido o pH, o OD e a condutividade de cada diluição.

A toxicidade foi determinada em termos de efeitos sobre a mobilidade.

Para a *Daphnia similis*, a CE50 (%) permite determinar a imobilidade ou incapacidade natatória a 50% dos organismos naquela amostra.

2.6.3. Danio rerio

O ensaio com *Danio rerio* foi realizado segundo metodologia descrita na norma NBR 15088 (ABNT, 2004).

O *Danio rerio* não foi cultivado em laboratório, mas passou por um período de aclimação de sete dias antes dos ensaios, em água preparada, com parâmetros ajustados de pH, oxigênio dissolvido, condutividade e dureza, com todas as condições ideais para sobrevivência, como temperatura. Assim, era observada a presença ou não de mortalidade nesse período a fim de descarte ou uso do novo lote de peixes.

Foram colocados 10 peixes, com média de tamanho 2 cm, em cada béquer de 2L de cada diluição (sem réplicas) e no controle (Figura 17). O volume total de cada béquer foi 1L. O teste foi realizado em temperatura ambiente (23°C a 27°C) por 48 horas, em fotoperíodo de 16 horas de luz e 8 horas de escuro e seus parâmetros (pH, oxigênio dissolvido e condutividade) medidos em 0, 24 e 48 horas. Os peixes não foram alimentados durante o teste e ao final foi observada a mortalidade total.

Os peixes *Danio rerio* foram comprados, em tamanhos semelhantes (em torno de 2 cm), sem a presença de deformações ou tumores, sempre por um mesmo fornecedor com certificação.

Para o *Danio rerio*, é calculada a CL50 (%), concentração letal a 50%, indicando a concentração que causa mortalidade a 50% dos organismos.

Figura 17 - Ensaio com *Danio rerio* em diferentes diluições.



2.7. Testes Estatísticos

Todos os testes estatísticos foram realizados no software Minitab 16.

O Boxplot também foi utilizado para a representação gráfica dos resultados e avaliação da simetria dos dados e da existência de possíveis *outliers*.

O teste de hipótese utilizado foi o Mann-Whitney (não paramétrico), com o nível de confiança de 95%.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Caracterização físico-química

Os resultados completos da caracterização físico-química estão apresentados no Apêndice 1 deste trabalho.

Para melhor análise dos resultados obtidos por cada parâmetro, estes foram divididos em seções, onde cada seção apresenta uma tabela com a estatística descritiva do parâmetro apresentando as médias dos valores, o, o valor mínimo e máximo e a mediana, para cada ponto amostrado.

3.1.1. Potencial Hidrogeniônico (pH)

O pH representa as condições de acidez, neutralidade ou alcalinidade de um meio. A concentração de íons H^+ é um dos fatores mais influentes sobre a velocidade das reações bioquímicas. Nos lixiviados, baixos valores de pH são comumente encontrados em aterros novos e podem significar uma alta concentração de ácidos graxos voláteis e, conseqüentemente, inibição da metanogênese no aterro (LUNA *et al.*, 2002). O pH próximo ao neutro à levemente alcalino, detectado para este lixiviado, pode indicar que o aterro se encontra em transição de fase acidogênica para metanogênica. O pH alcalino é decorrência do avançado estágio de biodegradação no aterro, indicando que a matéria orgânica mais facilmente assimilável, provavelmente, já foi utilizada pelos microrganismos presentes na massa de lixo aterrado. No entanto, o valor encontrado de 6,8 ainda é adequado para a digestão anaeróbia. O processo de digestão anaeróbia ocorre em faixa ideal de pH entre 6,0 e 8,3, valores fora desta faixa podem inibir o processo de biodegradação (ANGELIDAKI & SANDERS, 2004).

A Figura 18 e a Tabela 12 apresentam os resultados obtidos para pH em todos os pontos amostrados.

Figura 18 - Representação gráfica (boxplot) dos valores de pH.

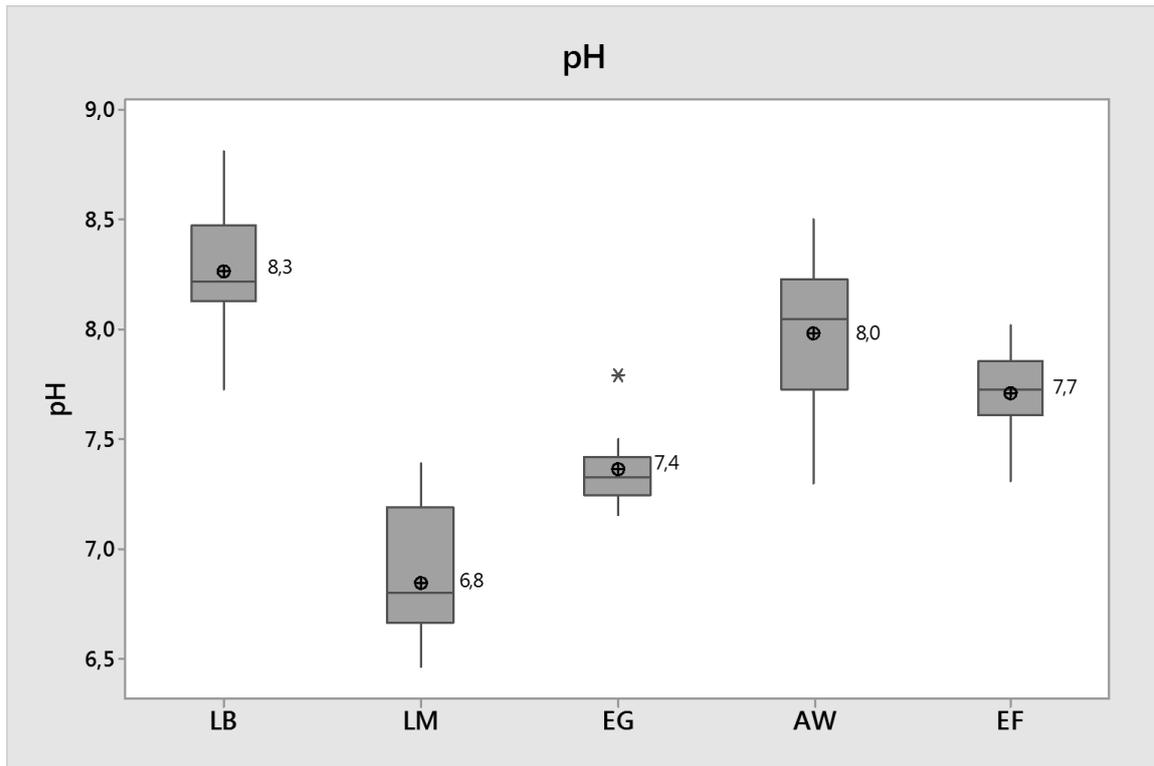


Tabela 12 – Estatística descritiva do parâmetro pH.

pH					
Pontos amostrais	N	Média	Valor Mínimo	Mediana	Valor Máximo
LB	11	8,3	7,7	8,2	8,8
LM	11	6,8	6,5	6,8	7,4
EG	11	7,4	7,2	7,3	7,8
AW	10	8,0	7,3	8,0	8,5
EF	11	7,7	7,3	7,7	8,0

O pH encontrado no ponto LB foi em média 8,3, pH considerado alcalino. Essa faixa se enquadra na composição do lixiviado em aterros brasileiros estudada por SOUTO & POVINELLI (2007) e apresentada na Tabela 3 desse estudo. Os valores de pH determinados para o lixiviado bruto do Aterro Sanitário de Rio das Ostras foram semelhantes aos resultados obtidos por BORGES (2006) num estudo realizado no aterro de resíduos de Maringá, em operação desde o início dos anos 70, que encontrou uma faixa de pH entre 7,7 e 8,4.

Para o ponto LM o pH foi de 6,8, que se enquadra na faixa de pH comumente encontrado no lodo de fossa, caracterizado na Tabela 4. Essa faixa de pH está próxima da neutralidade, que é a faixa ideal para que as taxas de crescimento dos microrganismos não sejam afetadas (SPERLING, 1996) e desse modo não comprometa a decomposição da matéria orgânica no interior do geobag.

Além disso, diferentes valores de pH estão associados a diferentes faixas de atuação ótima de coagulantes.

O ponto EG atende aos limites estabelecidos pela Resolução nº 357 do CONAMA que é de 5 a 9 de pH.

3.1.2. Condutividade

A condutividade é a expressão numérica da capacidade de um líquido conduzir a corrente elétrica. Depende das concentrações iônicas e da temperatura e indica a quantidade de sais existentes no líquido. A condutividade de um líquido aumenta à medida que mais sólidos dissolvidos são adicionados (CETESB, 2009).

A Figura 19 e a Tabela 13 apresentam a média dos valores de condutividade obtidos nesse estudo.

Figura 19 - Representação gráfica (boxplot) dos valores de condutividade.

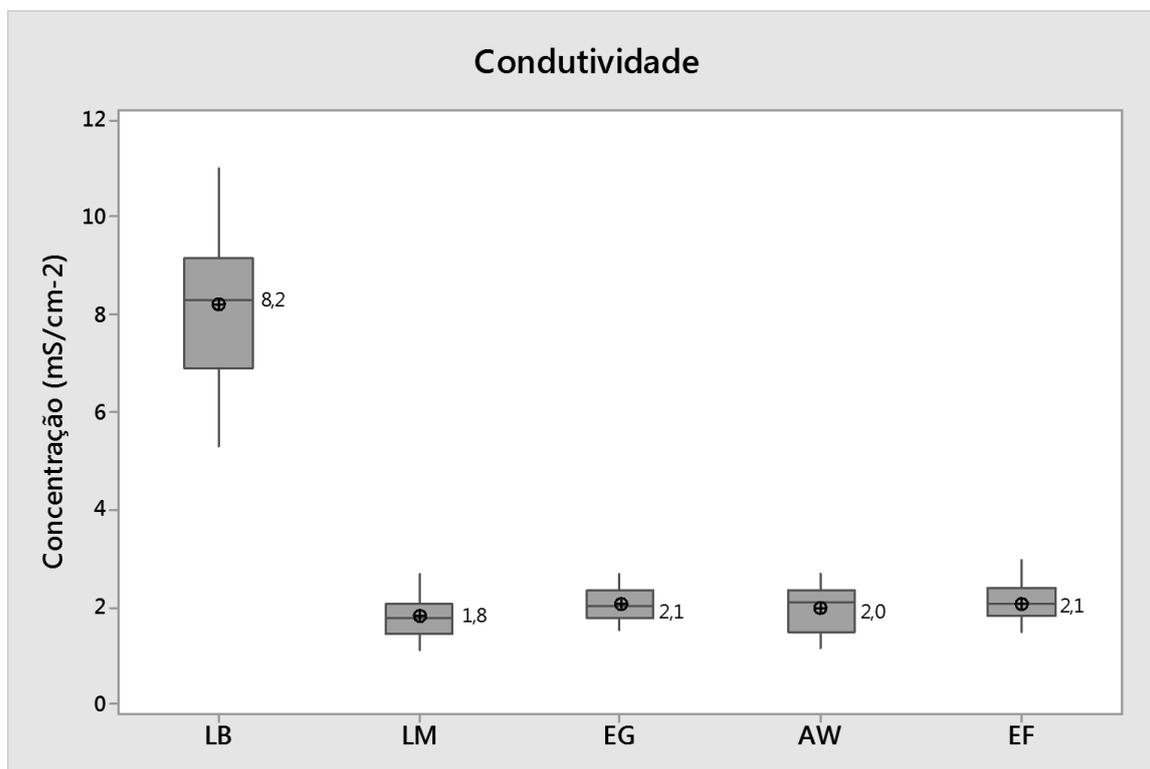


Tabela 13 - Estatística descritiva do parâmetro condutividade.

Pontos amostrais	N	Condutividade (mS cm ⁻²)			
		Média	Valor Mínimo	Mediana	Valor Máximo
LB	10	8,3	5,3	8,3	11
LM	10	1,8	1,1	1,8	2,7
EG	11	2,1	1,5	2,0	2,7
AW	10	2,0	1,2	2,1	2,7
EF	11	2,1	1,5	2,1	3,0

Os valores de condutividade do ponto LB variaram entre 5,3 e 11 mS cm⁻² enquanto no ponto LM esses valores foram de 1,1 a 2,7 mS cm⁻². Tais resultados decorrem da grande concentração de sólidos dissolvidos do lixiviado bruto, em média 5.818 mg L⁻¹, e da diluição resultante da relação 4:1 do lodo de fossa com o lixiviado, gerando um afluyente do geobag com 1.239 mg L⁻¹ de sólidos dissolvidos. Os valores da condutividade não sofreram grande variação após o tratamento pelo geobag, apresentando média de 2,1 mS cm⁻² no ponto EG.

3.1.3. Demanda Química de Oxigênio

O teste da DQO mede o consumo de oxigênio ocorrido durante a oxidação química da matéria orgânica. Desse modo, o valor obtido é uma indicação indireta do teor de matéria orgânica presente em um efluente.

A Figura 20 apresenta a representação gráfica (box-plot) da distribuição dos resultados de DQO e a Tabela 14 apresenta a estatística descritiva desse parâmetro.

Figura 20 –Representação gráfica (box-plot) da distribuição dos valores de DQO.

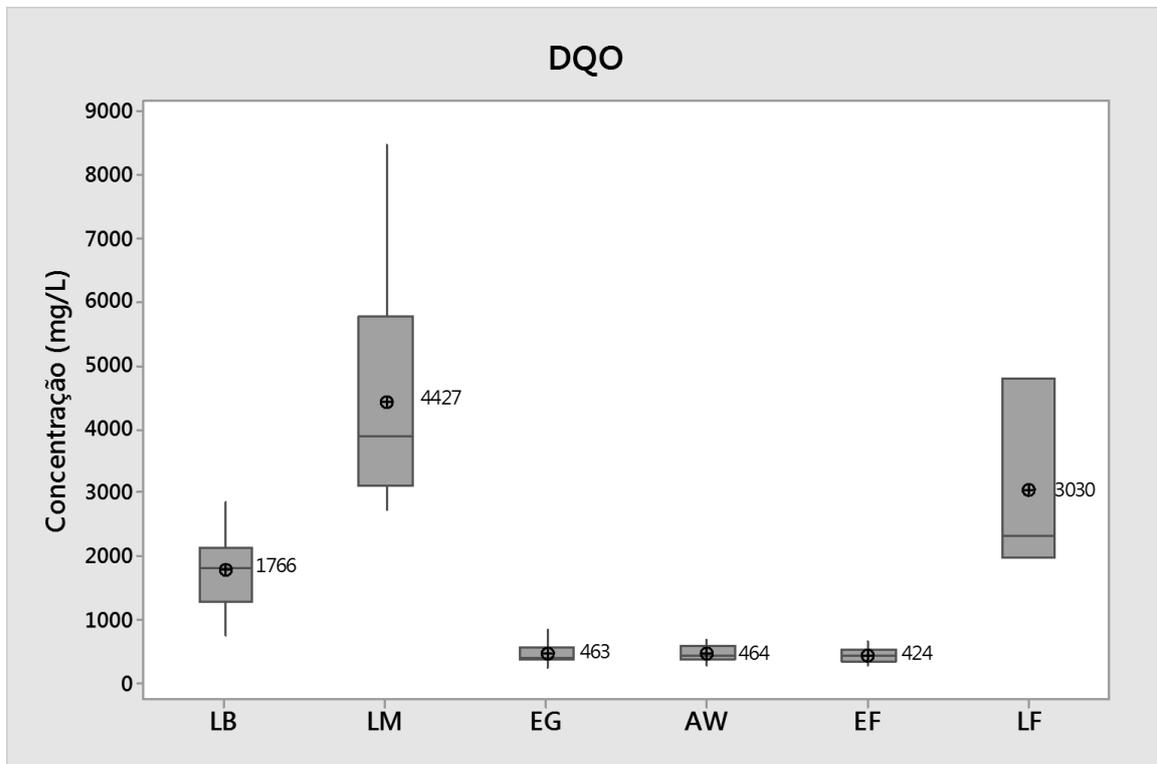


Tabela 14 - Estatística descritiva do parâmetro DQO

Pontos amostrais	N	DQO (mg L ⁻¹)			
		Média	Valor Mínimo	Mediana	Valor Máximo
LB	11	1766	731	1824	2850
LM	10	4427	2710	3899	8471
EG	11	463	233	395	827
AW	10	464	266	442	683
EF	11	424	262	426	646
LF	3	3030	1965	2329	4795

Observa-se que o ponto LB apresentou valores médios de 1.766 mg L⁻¹ de DQO, que de acordo com a Tabela 3, se enquadra nas características de aterro entre 10 e 15 anos. O Aterro Sanitário de Rio das Ostras possui 11 anos de operação.

O ponto LM apresentou concentrações elevadas de DQO (em média 4.427 mg L⁻¹) em função da mistura do lixiviado bruto com o lodo de fossa séptica, que possui média de 3.030 mg L⁻¹ de DQO.

O ponto EG apresentou valores baixos de DQO (em média 463 mg L⁻¹), o que sugere que esse método de tratamento parece ser eficiente na redução desse parâmetro.

A legislação federal não contempla o parâmetro DQO para lançamentos de efluentes em corpos aquáticos, porém a Diretriz 205.R-6 do INEA, estabelece limites inferiores a 200 mg L⁻¹ de DQO para percolados de aterro industrial. Considerando essa diretriz, tanto o efluente do geobag quanto o efluente final ficariam acima do limite estabelecido por apresentarem valores médios de DQO superiores a 400 mg L⁻¹.

O tratamento com geobag teve participação na melhora da qualidade do efluente, embora as concentrações médias finais de DQO ainda tenham se mostrado elevadas (>400 mg L⁻¹). Essa alta concentração remanescente deve-se aos compostos orgânicos recalcitrantes, geralmente presentes em grande quantidade nos lixiviados de aterros sanitários, como descrito por THÖRNEBY *et al.*, (2006), indicando que seriam necessários tratamento secundários e terciários para atingir o padrão estabelecido pela legislação.

3.1.4. Carbono Orgânico Dissolvido

Carbono orgânico dissolvido (COD) é uma medida direta do teor de matéria orgânica presente na água e efluentes através da aferição de todo o carbono liberado na forma de O_2 .

A Figura 21 apresenta a representação gráfica (box-plot) da distribuição dos resultados de COD e a Tabela 15 apresenta a estatística descritiva desse parâmetro.

Figura 21- Representação gráfica (box-plot) da distribuição dos valores de COD.

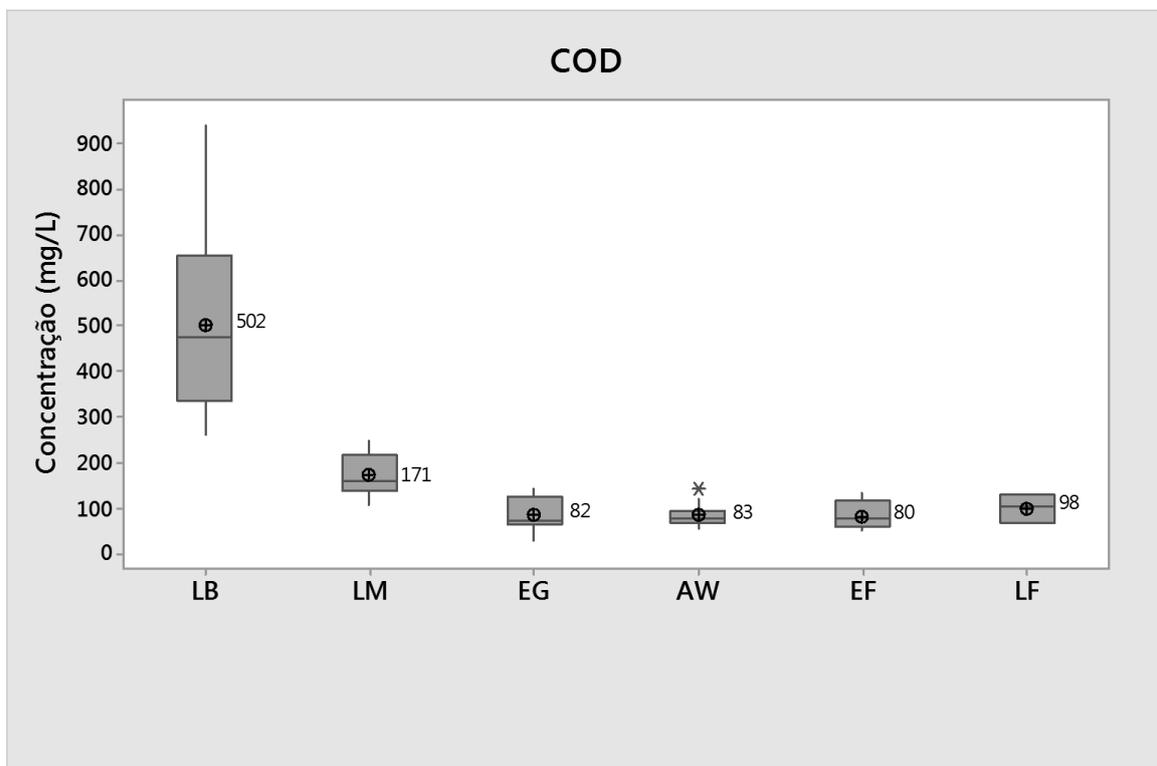


Tabela 15 - Estatística descritiva do parâmetro DQO

COD (mg L ⁻¹)					
Pontos amostrais	N	Média	Valor Mínimo	Mediana	Valor Máximo
LB	11	502	260	474	940
LM	9	171	104	159	245
EG	10	82	25	72	142
AW	10	83	55	74	141
EF	11	80	47	73	131
LF	4	98	62	100	129

Observa-se que para COD, o ponto LB apresentou concentração média de 502 mg L⁻¹. O ponto LM apresentou concentração média de 171 mg L⁻¹, o que mostra que houve redução desse parâmetro quando o lixiviado é misturado com o lodo de fossa séptica. O ponto EG apresentou média 82 mg L⁻¹, o que mostra que a passagem pelo geobag reduziu esse parâmetro.

3.1.5. Nitrogênio Amoniacal

O nitrogênio é um dos principais nutrientes necessários nos processos metabólicos dos microrganismos. No entanto, se estiver em altas concentrações no meio, pode causar crescimento excessivo de algas e cianobactérias, e, no caso da forma amoniacal, ser tóxico à população aquática se lançado sem tratamento.

A presença de nitrogênio na forma amoniacal pode ser indicativa de que o meio está em condições anaeróbias.

A Figura 22 apresenta a representação gráfica (box-plot) de nitrogênio amoniacal e Tabela 16 apresenta a estatística descritiva desse parâmetro.

Figura 22 - Representação gráfica (box-plot) da distribuição dos valores de nitrogênio amoniacal.

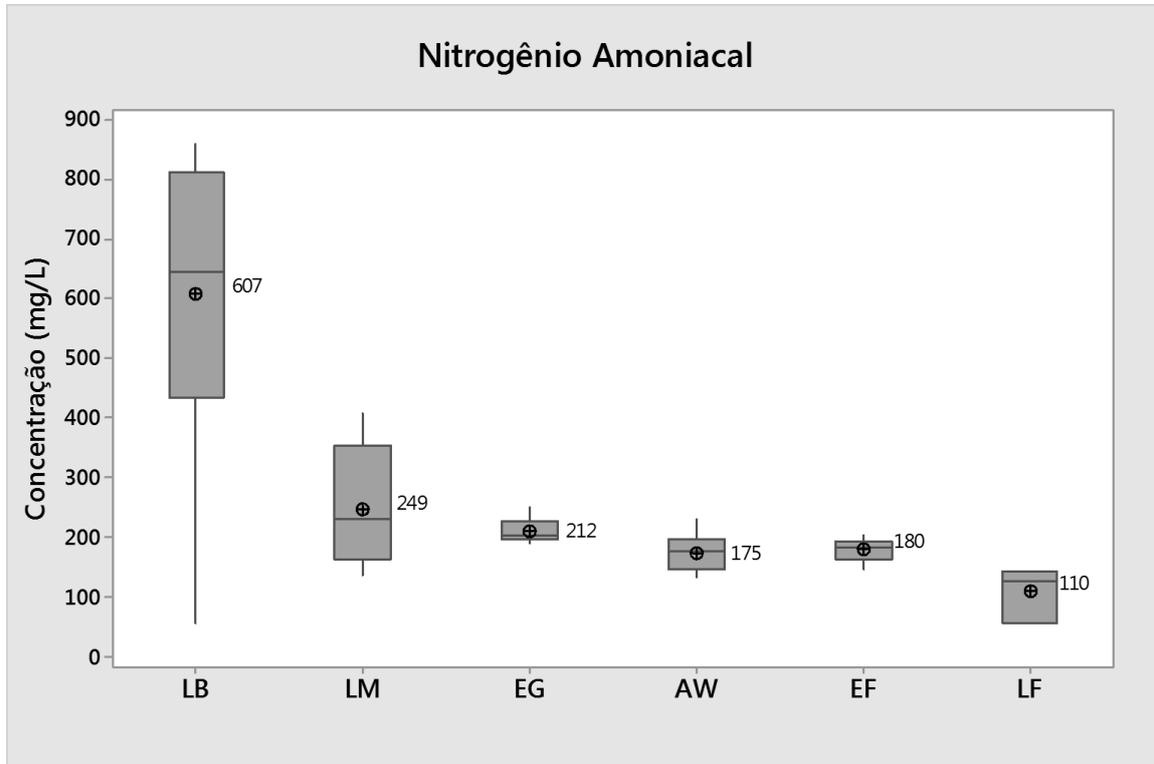


Tabela 16 - Estatística descritiva do parâmetro nitrogênio amoniacal.

Pontos amostrais	Nitrogênio Amoniacal (mg L ⁻¹)				
	N	Média	Valor Mínimo	Mediana	Valor Máximo
LB	11	607	58	647	858
LM	11	249	139	231	408
EG	10	212	190	206	250
AW	9	175	132	179	231
EF	9	180	147	185	204
LF	3	110	58	128	143

A Tabela 16 permite observar que ocorre uma grande redução nas concentrações de nitrogênio amoniacal quando o lixiviado (ponto LB), que apresenta média de 607 mg L⁻¹, é misturado com o lodo de fossa séptica (ponto LF), com média de 110 mg L⁻¹. Com a mistura desses dois efluentes na proporção 4:1 ocorre a diluição do lixiviado e o ponto LM apresenta concentrações em torno de 249 mg L⁻¹.

O ponto EG apresentou média das concentrações de nitrogênio amoniacal de 212 mg L^{-1} , o que mostra que a passagem pelo mesmo não parece interferir nesse parâmetro.

Apesar da diminuição da concentração de nitrogênio amoniacal do lixiviado bruto com a mistura com lodo de fossa, tal redução não foi suficiente para deixá-lo nas concentrações estabelecidas para lançamento de efluentes, conforme estabelece a Resolução 430/2011 do CONAMA que é de 20 mg L^{-1} .

3.1.6. Série de Sólidos

Em saneamento, sólidos correspondem a toda matéria que permanece como resíduo, após evaporação, secagem ou calcinação da amostra a uma temperatura pré-estabelecida durante um tempo fixado. Em linhas gerais, as operações de secagem, calcinação e filtração são as que definem as diversas frações de sólidos presentes na água (sólidos totais, em suspensão, dissolvidos, fixos e voláteis).

A presença de sólidos em elevadas concentrações nos lixiviados de aterros, pode inibir a atividade microbiana dos microrganismos e indicar que há elevadas concentrações de matéria orgânica.

A Figura 23 apresenta a representação gráfica (box-plot) da distribuição dos resultados de sólidos totais e a Tabela 17 apresenta a estatística descritiva desse parâmetro.

Observa-se que as concentrações são altas tanto no ponto LB, variando entre 3.692 e 7.190 mg L^{-1} , quanto no ponto LM, com variação entre 2.270 e 5.727 mg L^{-1} . As altas concentrações no ponto LB são explicadas pela grande quantidade de sólidos dissolvidos nesse efluente, enquanto que no ponto LM, os sólidos suspensos estão em maior quantidade.

Como consiste basicamente num processo de filtração com adição de polímero catiônico, as concentrações de sólidos após o tratamento com geobag, foram reduzidas alcançando valores entre 1.028 e 1.725 mg L^{-1} .

Figura 23- Representação gráfica (box-plot) da distribuição dos valores de sólidos totais.

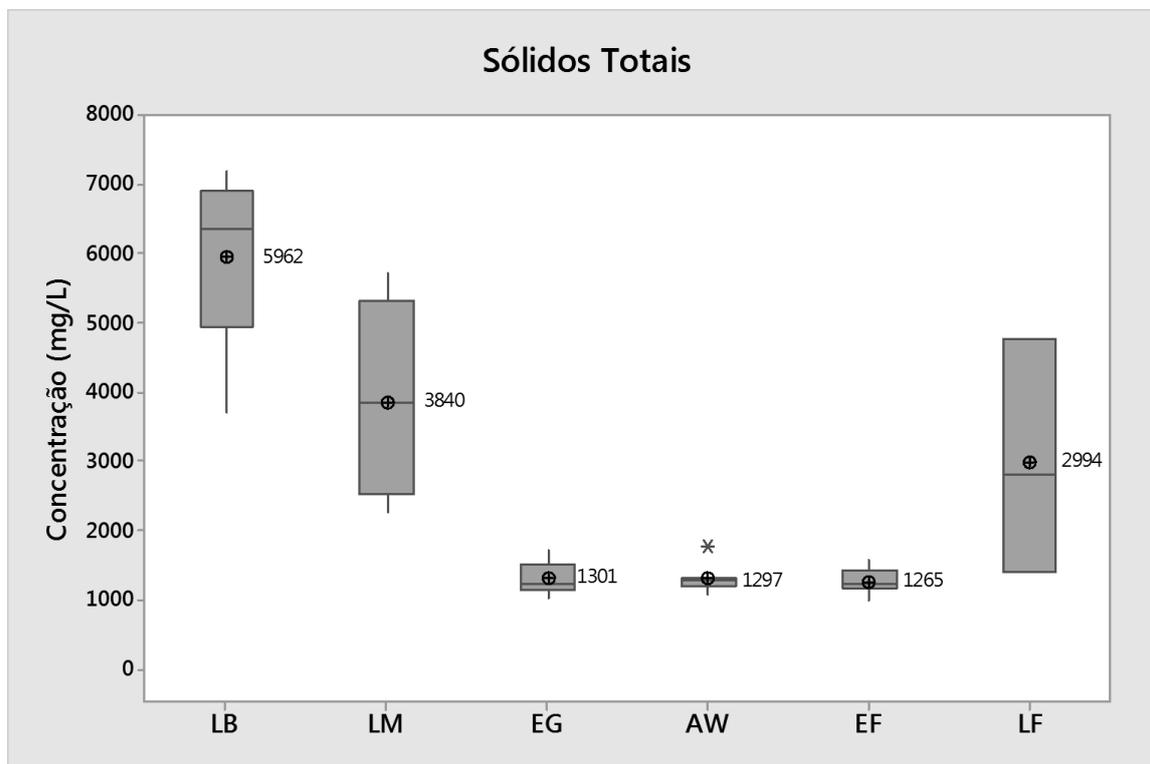


Tabela 17 - Estatística descritiva do parâmetro sólidos totais.

Pontos amostrais	N	Sólidos Totais (mg L ⁻¹)			
		Média	Valor Mínimo	Mediana	Valor Máximo
LB	11	5962	3692	6356	7190
LM	10	3840	2270	3833	5727
EG	11	1301	1028	1218	1725
AW	10	1297	1090	1293	1782
EF	11	1265	982	1210	1566
LF	3	2994	1390	2820	4773

Observa-se que as concentrações são altas tanto no ponto LB, variando entre 3.692 e 7.190 mg L⁻¹, quanto no ponto LM, com variação entre 2.270 e 5.727 mg L⁻¹. As altas concentrações no ponto LB são explicadas pela grande quantidade de sólidos dissolvidos nesse efluente, enquanto que no ponto LM, os sólidos suspensos estão em maior quantidade.

Como consiste basicamente num processo de filtração com adição de polímero catiônico, as concentrações de sólidos após o tratamento com geobag, foram reduzidas alcançando valores entre 1.028 e 1.725 mg L⁻¹.

Em relação aos sólidos suspensos totais (Figura 24 e Tabela 18), as concentrações foram elevadas no ponto LM, com valores médios de 2566 mg L⁻¹, em virtude da grande quantidade de material em suspensão presente no lodo de fossa, que segundo INGUNZA, *et al.* (2009), se caracteriza por apresentar concentrações de sólidos suspensos entre 3.260 e 6.655 mg L⁻¹.

O ponto EG apresentou valores médios de 80 mg L⁻¹ de sólidos suspensos, o que mostra que o tratamento com geobag parece ser eficiente na redução desse parâmetro.

Figura 24 - Representação gráfica (box-plot) da distribuição dos valores de sólidos suspensos totais

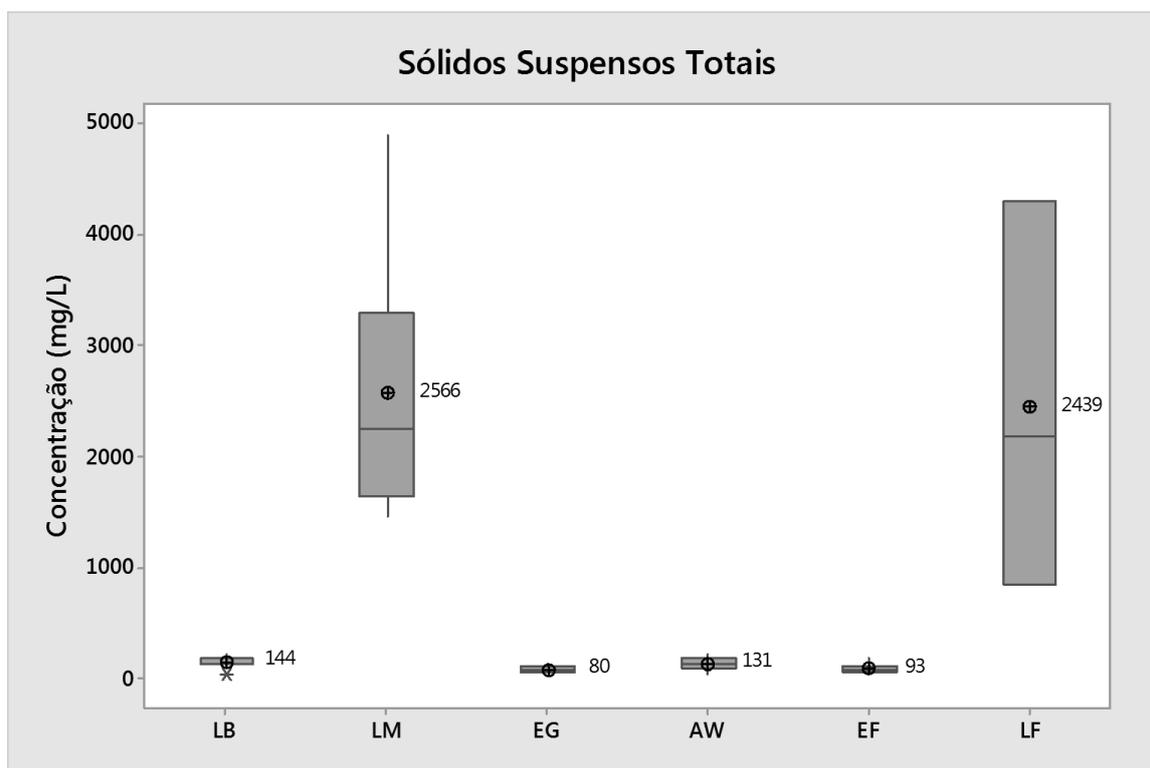


Tabela 18 - Estatística descritiva do parâmetro sólidos suspensos totais.

Sólidos Suspensos Totais (mg L ⁻¹)					
Pontos amostrais	N	Média	Valor Mínimo	Mediana	Valor Máximo
LB	11	144	38	140	228
LM	10	2566	1464	2247	4883
EG	11	80	28	80	118
AW	10	131	50	128	220
EF	11	93	36	80	186
LF	3	2439	853	2177	4287

É possível observar na Figura 25 e Tabela 19, que a maior parte dos sólidos suspensos consiste em matéria orgânica volátil.

Figura 25 - Representação gráfica (box-plot) da distribuição dos valores sólidos suspensos voláteis.

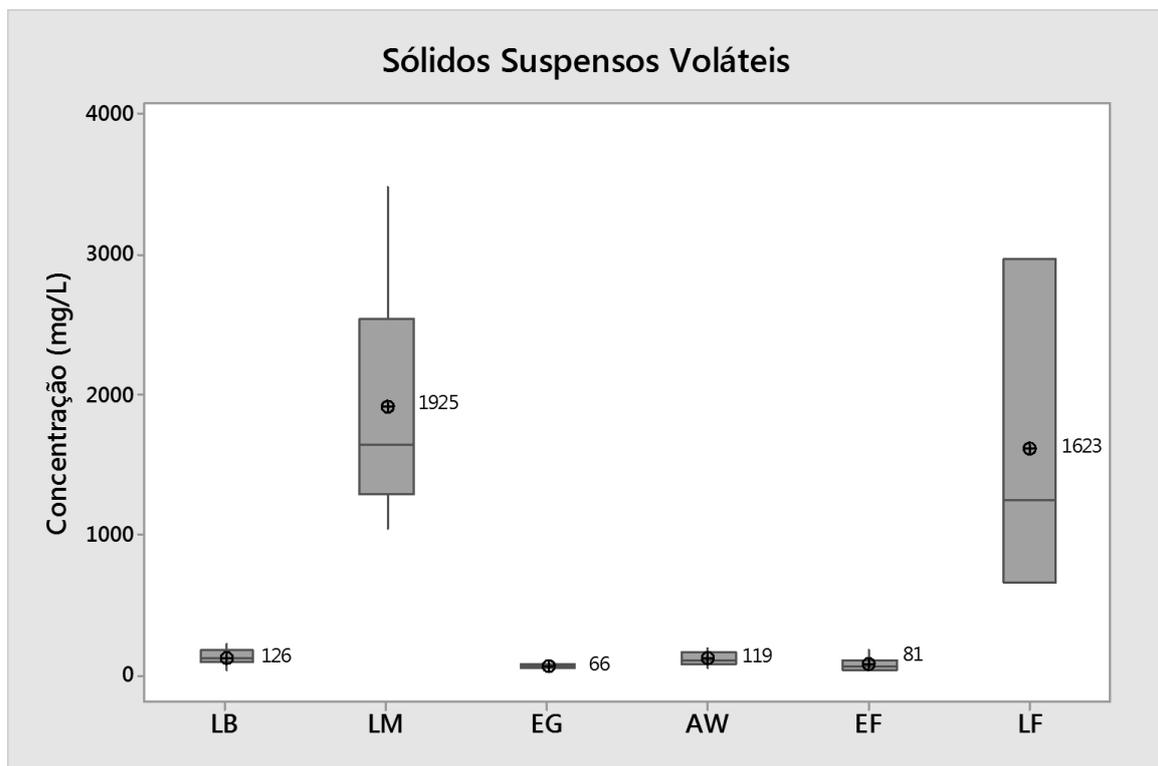


Tabela 19 - Estatística descritiva do parâmetro sólidos suspensos voláteis.

Sólidos Suspensos Voláteis (mg L ⁻¹)					
Pontos amostrais	N	Média	Valor Mínimo	Mediana	Valor Máximo
LB	11	126	34	128	220
LM	10	1925	1053	1653	3490
EG	11	66	18	63	104
AW	10	119	46	112	196
EF	11	81	32	66	174
LF	3	1623	660	1243	2967

Com relação aos sólidos dissolvidos totais (Figura 26 e Tabela 20) foram detectados concentrações entre 3.492 e 7.027 mg. L⁻¹ para o ponto LB. Esses valores são similares aos encontrados por MANNARINO et al. (2010), que encontraram uma faixa de 4.590 a 7.623 mg L⁻¹ de sólidos dissolvidos num estudo realizado com lixiviado no aterro do Morro do Céu (Niterói/RJ).

Figura 26 - Representação gráfica (box-plot) da distribuição dos valores de sólidos dissolvidos totais.

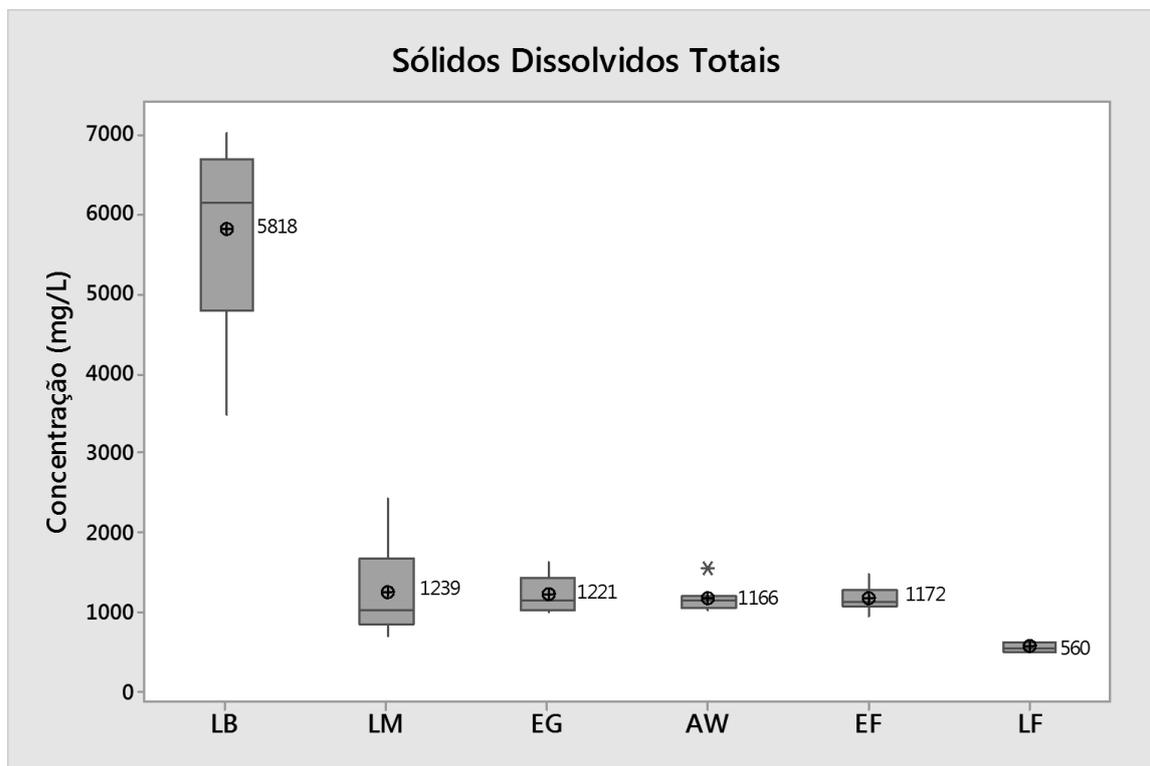


Tabela 20 - Estatística descritiva do parâmetro sólidos dissolvidos totais.

Sólidos Dissolvidos Totais (mg L ⁻¹)					
Pontos amostrais	N	Média	Valor Mínimo	Mediana	Valor Máximo
LB	11	5818	3492	6128	7027
LM	11	1239	702	1027	2416
EG	11	1221	1000	1146	1637
AW	10	1166	1013	1137	1562
EF	11	1172	938	1128	1464
LF	4	560	487	555	643

Observa-se na Figura 27 e Tabela 21, que a maior parte dos sólidos dissolvidos no lixiviado é composta por sólidos fixos que compõem a matéria inorgânica.

Figura 27 - Representação gráfica (box-plot) da distribuição dos valores de sólidos dissolvidos voláteis.

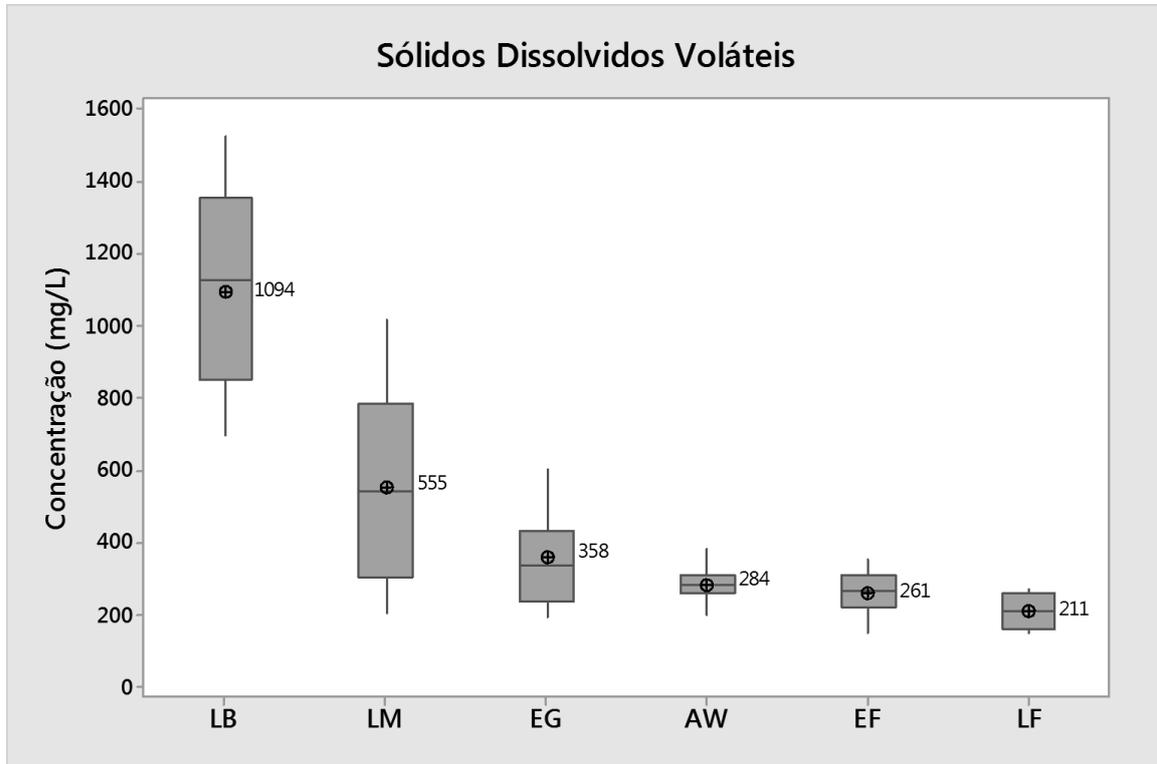


Tabela 21- Estatística descritiva do parâmetro sólidos dissolvidos voláteis

Sólidos Dissolvidos Voláteis (mg L ⁻¹)					
Pontos amostrais	N	Média	Valor Mínimo	Mediana	Valor Máximo
LB	11	1094	700	1130	1530
LM	11	555	204	540	1020
EG	11	358	196	340	602
AW	10	284	202	280	380
EF	10	261	152	264	356
LF	4	211	147	211	273

3.2. Geobag

A Tabela 22 apresenta o análise estatística para o afluente e o efluente do geobag. A partir dessa análise é possível observar se as reduções dos parâmetros são estatisticamente relevantes, através do valor de p. Essa tabela permite observar que a utilização do geobag para tratamento de lixiviado combinado com lodo de fossa apresentou eficiência na redução de diversos parâmetros.

O parâmetro DQO apresentou uma redução de 90% em relação ao afluente do geobag. Para sólidos suspensos totais essa remoção foi de 97% e de 52% para COD. REDDY *et al.* (2013), que estudaram o uso do geobag para tratamento de resíduo de suinocultura, encontraram reduções semelhantes dos parâmetros analisados, com 72% de DQO e 91% de sólidos suspensos totais.

No entanto, o geobag não pareceu ser eficiente na remoção de nitrogênio amoniacal, removendo em média somente 15% do nitrogênio amoniacal. Utilizando o teste estatístico de Mann-Whitney foi determinado que não há diferença significativa entre o afluente e o efluente do geobag para o parâmetro nitrogênio amoniacal ($p=0,5261$) para um intervalo de confiança de 95%. Esse resultado é compatível com o encontrado por outros autores. GOTVAJN *et al.* (2009) obtiveram remoção de 14% de amônia após coagulação do lixiviado com $Al_2(SO_4)_3$. Segundo os autores esse efeito é observado porque o processo de coagulação não remove a amônia diretamente, pois a predominância dos íons NH_4^+ forma uma parte de sal dissolvido ou eles podem estar unidos por atração eletrostática com partículas coloidais carregadas negativamente e somente ao remover essas partículas, ocorreria a redução do nitrogênio amoniacal associado.

Tabela 22 – Análise estatística (Mann-Whitney) para o afluente (LM) e efluente do geobag (EG).

Parâmetros	Medida de tendência central	Concentração		Eficiência remoção do Geobag	Valores de p
		LM	EG		
pH	Mediana	6,8	7,3	N.A	-
	Média	6,8	7,3	N.A	
Condutividade (mS/cm ⁻²)	Mediana	1792	2010	N.A	-
	Média	1794	2064	N.A	
DQO (mg L ⁻¹)	Mediana	3899	395	90%	0,0001
	Média	4427	463	90%	
COD (mg L ⁻¹)	Mediana	159	72	55%	0,044
	Média	171	82	52%	
Nitrogênio Amoniacal (mg L ⁻¹)	Mediana	231	206	11%	0,5261
	Média	249	212	15%	
Sólidos Totais (mg L ⁻¹)	Mediana	3833	1218	68%	0,0001
	Média	3840	1301	66%	
Sólidos Dissolvidos Totais (mg L ⁻¹)	Mediana	1027	1146	-12%	0,3246
	Média	1239	1221	1%	
Sólidos Suspensos Totais (mg L ⁻¹)	Mediana	2247	80	96%	0,0001
	Média	2566	80	97%	
Sólidos Dissolvidos Voláteis (mg L ⁻¹)	Mediana	540	340	37%	0,0488
	Média	555	358	36%	
Sólidos Suspensos Voláteis (mg L ⁻¹)	Mediana	1653	63	96%	0,0001
	Média	1925	66	97%	

A etapa de tratamento primário, no geobag, mostrou-se eficiente na remoção de diversos parâmetros, em especial: DQO, COD, ST, SST e SSV. Na comparação com os valores encontrados no efluente final do tratamento (após lagoa + wetland construído) mostrada na Tabela 23, o geobag aparece como o responsável por grande parte da remoção obtida no sistema como um todo.

Tabela 23 – Comparação entre as médias dos parâmetros do efluente do geobag (EG) e do efluente final (EF).

Parâmetros	Concentração	
	EG	EF
pH	7,3	7,7
Condutividade (mS cm ⁻²)	2,1	2,1
DQO (mg L ⁻¹)	463	424
COT (mg L ⁻¹)	82	80
Nitrogênio Amoniacal (mg L ⁻¹)	212	180
Sólidos Totais (mg/L)	1301	1265
Sólidos Dissolvidos Totais (mg L ⁻¹)	1221	1172
Sólidos Suspensos Totais (mg L ⁻¹)	80	93
Sólidos Dissolvidos Voláteis (mg L ⁻¹)	358	261
Sólidos Suspensos Voláteis (mg L ⁻¹)	66	81

3.3. Coagulação

Observa-se na Tabela 24 que, para todos os parâmetros houve redução após o afluente do geobag ser submetido ao teste de coagulação com o polímero catiônico. Os parâmetros que apresentaram maior redução foram COD (67%) e DQO (45%). Para COD, a redução apresentada após o ensaio de coagulação foi superior a apresentada com o tratamento por geobag, que foi de 52%. Esse resultado mostra que o processo de coagulação com a adição do polímero parece ser responsável por grande parte da remoção obtida para esse parâmetro no tratamento pelo geobag. Os valores de DQO reduziram após o teste de coagulação, no entanto, os resultados obtidos com o tratamento pelo geobag foram melhores.

Pode-se inferir através desses resultados que a adição de polímero no afluente do geobag contribui para remoção dos parâmetros nesse sistema de tratamento.

As concentrações de nitrogênio amoniacal e sólidos dissolvidos apresentaram pequena redução (3%) após coagulação. Esses parâmetros também

não foram eficientemente removidos após passagem pelo geobag, o que mostra que para a remoção desses parâmetros, tratamentos adicionais além do tratamento primário se fazem necessários.

Tabela 24 – Eficiência de remoção dos parâmetros após o ensaio de coagulação.

Parâmetro	Afluente Geobag	Afluente Geobag (após coagulação)	% remoção	Efluente Geobag
DQO (mg L⁻¹)	5163	2830	45%	463
Nitrogênio Amoniacal (mg L⁻¹)	231	225	3%	229
ST (mg L⁻¹)	5260	3727	29%	1301
COD (mg L⁻¹)	207	69	67%	67,8
SST (mg L⁻¹)	4021	2524	37%	80
SDT (mg L⁻¹)	1239	1204	3%	1221
SSV (mg L⁻¹)	3141	1922	39%	358
SDV (mg L⁻¹)	555	444	20%	66

3.4. Sorção

O teste de equilíbrio em lote é comumente utilizado para verificar a capacidade de sorção de um solo. Nesse estudo, o teste foi realizado experimentalmente com lodo de fossa séptica na tentativa de entender os processos que podem estar ocorrendo no interior dos geobags.

A Tabela 25 apresenta os valores de condutividade medidos no soluto antes e depois da realização do teste de equilíbrio em lote. É possível observar que houve um grande aumento na condutividade para todas as diluições após a mistura com o lodo seco, o que significa grande quantidade de sais e compostos inorgânicos precipitados no lodo seco que se disponibilizaram no ensaio.

Tabela 25 - Valores de condutividade antes e depois da realização dos ensaios.

Diluições	Condutividade (mS cm ⁻²)			
	Ensaio 1		Ensaio 2	
	Antes	Depois	Antes	Depois
0%	0,0	4,7	0,0	3,7
15%	0,3	5,0	0,4	4,0
35%	0,7	5,5	0,8	4,2
50%	1,1	6,3	1,2	4,2
75%	1,5	6,4	1,7	5,8
100%	2,0	6,6	2,2	6,3

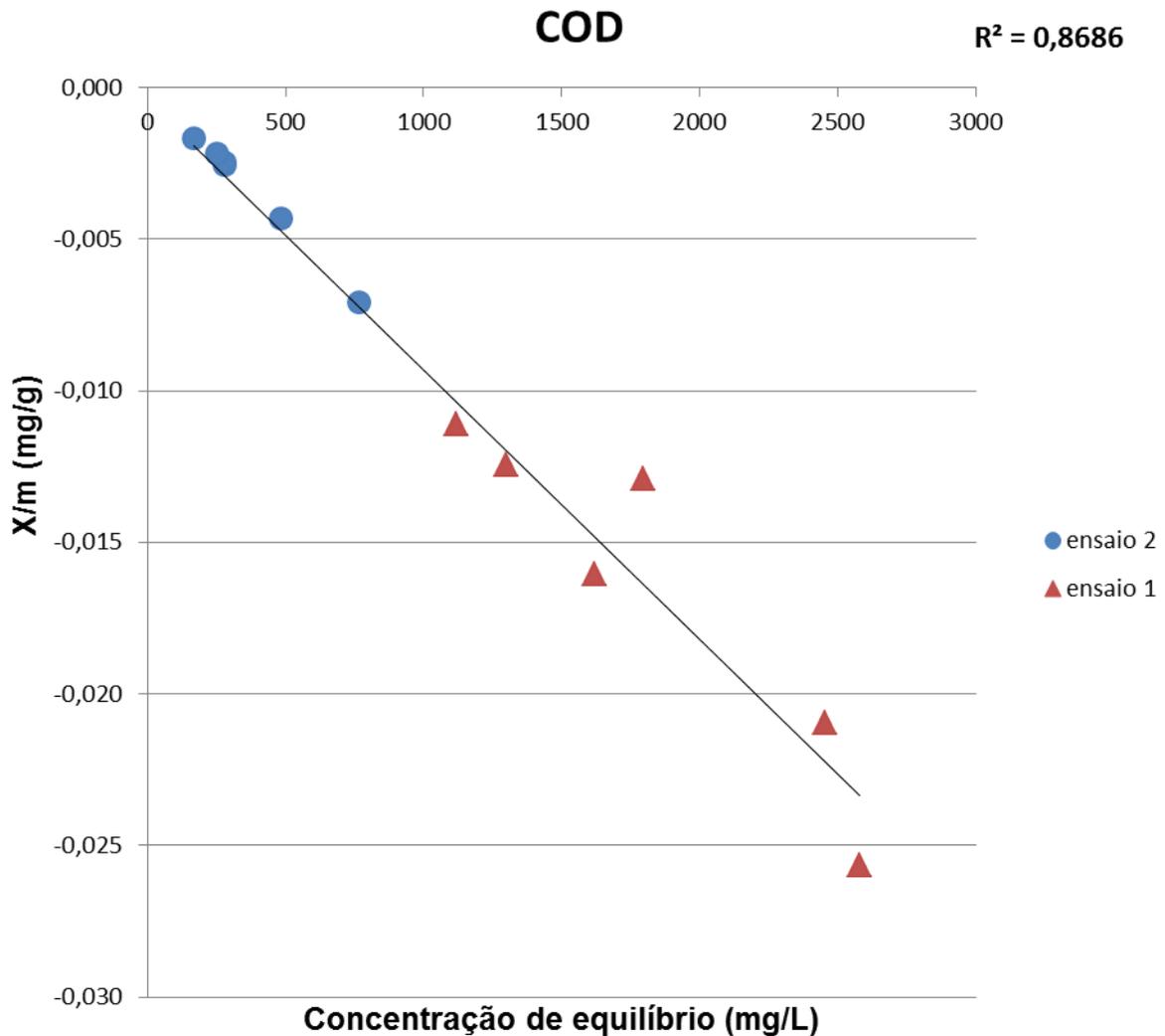
A Tabela 26 apresenta os resultados dos ensaios de equilíbrio em lote para COD e DQO. Pode ser observado que os resultados apontaram para a ocorrência de dessorção para esses parâmetros, o que significa que a concentração de equilíbrio após contato com o lodo foi maior do que a concentração inicial, indicando saturação química desse lodo. Esse comportamento não foi esperado, uma vez que a comparação entre o afluente e o efluente do geobag apontou para uma grande redução de DQO e COD.

Tabela 26 - Teste de equilíbrio em lote (batch test).

Diluições	Solute adsorvido (ensaio 1) (mg/g)		Solute adsorvido (ensaio 2) (mg/g)	
	DQO	COD	DQO	COD
0%	-0,038	-0,011	-0,016	-0,002
15%	-0,033	-0,012	-0,021	-0,003
35%	-0,032	-0,016	-0,016	-0,002
50%	-0,029	-0,026	-0,011	-0,002
75%	-0,034	-0,021	-0,031	-0,004
100%	-0,029	-0,013	-0,010	-0,007

A Figura 28 apresenta graficamente a relação entre a concentração de equilíbrio e a dessorção para COD nos ensaios 1 e 2.

Figura 28 - Sorção de COD nos ensaios 1 e 2.

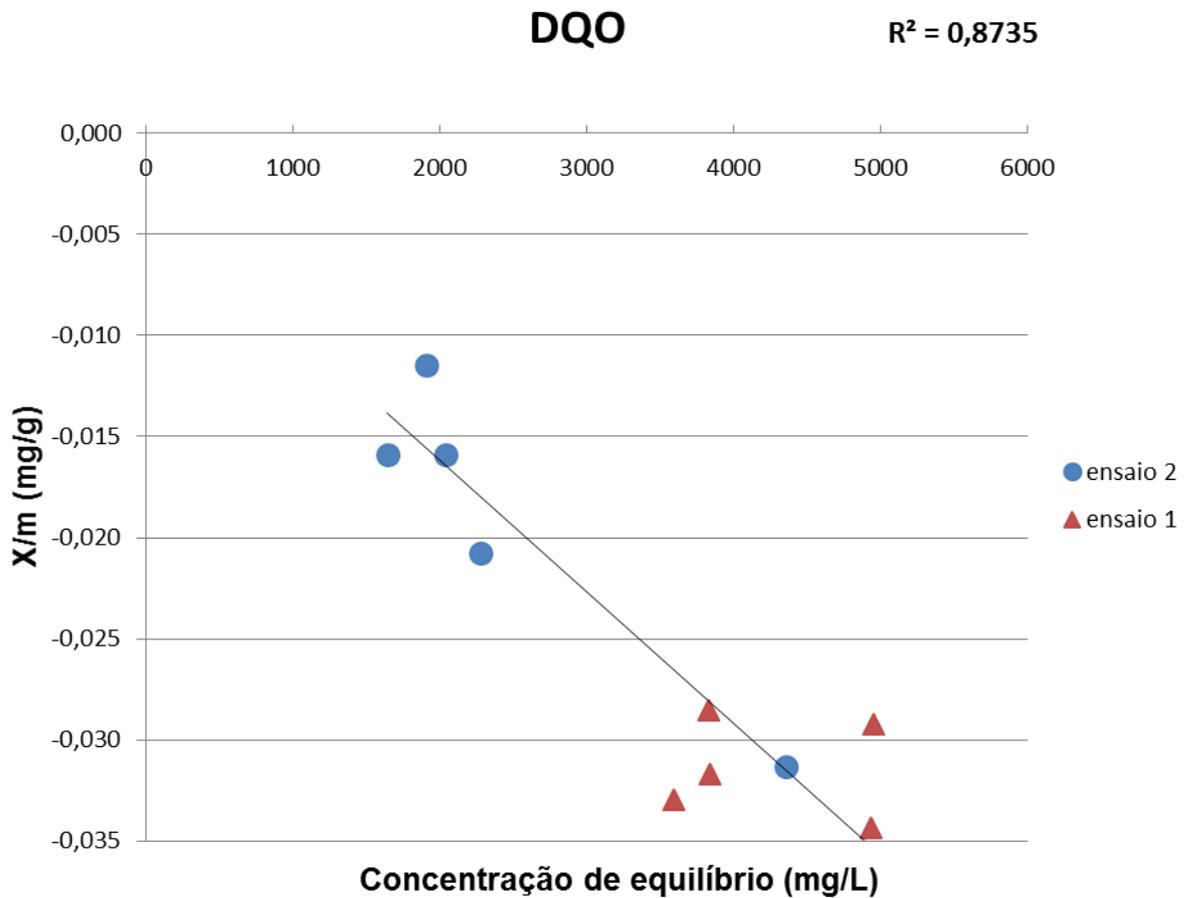


A Figura 28 mostra que para COD, a dessorção aumenta com a concentração em ambos os ensaios, porém há indícios de que as quantidades dessorvidas são diferentes com o processo e o tempo de atuação do floculante. No ensaio 1, ocorre maior dessorção, provavelmente porque o floculante teve tempo de atuação reduzido, visto que o lodo foi obtido por filtração em laboratório, num curto período de adição do floculante. Por outro lado, no ensaio 2, o lodo está mais estável e o tempo de atuação do floculante é maior, resultando em uma menor dessorção. É possível observar também que a concentração de equilíbrio e a massa adsorvida

apresentam correlação positiva com $R^2=0,8686$ e que o ponto de saturação não está próximo de ser atingido.

A Figura 29 apresenta graficamente a relação entre a concentração de equilíbrio e a dessorção para DQO nos ensaios 1 e 2.

Figura 29 - Sorção de DQO nos ensaios 1 e 2.



É possível observar que, para DQO a dessorção é maior em grandes concentrações, tendendo a saturação. No ensaio 1, a dessorção ficou em torno de $-0,030 \text{ mg g}^{-1}$ e no ensaio 2, em torno de $-0,015 \text{ mg g}^{-1}$. Da mesma forma, há indícios de que o tempo de atuação do floculante interfira no processo de dessorção para esse parâmetro, visto que maior dessorção foi encontrada no ensaio 1. A

concentração de equilíbrio e a massa adsorvida apresentam correlação positiva com $R^2=0,8735$.

A metodologia utilizada para esse ensaio possivelmente não foi a metodologia mais adequada e os resultados forneceram alguns indícios, não sendo conclusivos. Um novo teste utilizando lodo úmido seria necessário para determinar de maneira mais precisa a ocorrência do processo de sorção no interior do geobag.

3.5. Toxicidade

As unidades de toxicidade foram determinadas para os organismos *Daphnia similis*, *Aliivibrio fischeri* e *Danio rerio*. As concentrações letais (CL50) foram determinadas a 50% dos organismos nos testes para *Danio rerio*. Para *Aliivibrio fischeri* e *Daphnia similis* a concentração efetiva foi determinada a 50% (CE50).

As Figuras 30 e 31 apresentam a representação gráfica (boxplot) da distribuição dos resultados de toxicidade para *Daphnia similis*. A Tabela 27 apresenta os resultados de toxicidade aguda obtidos com os ensaios desenvolvidos com *Daphnia similis*.

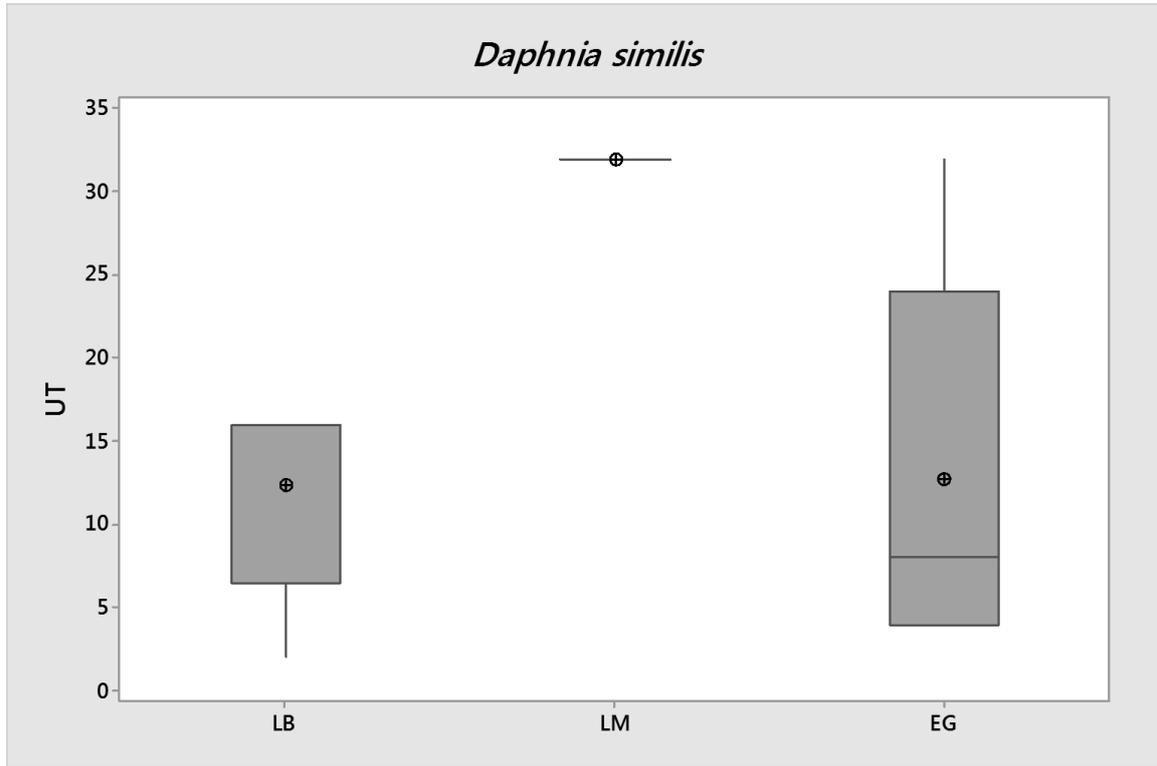
Figura 30 - Representação gráfica (boxplot) do valores de UT para *Daphnia similis*.

Figura 31 - Representação gráfica (boxplot) dos valores de CL50(%) para *Daphnia similis*.

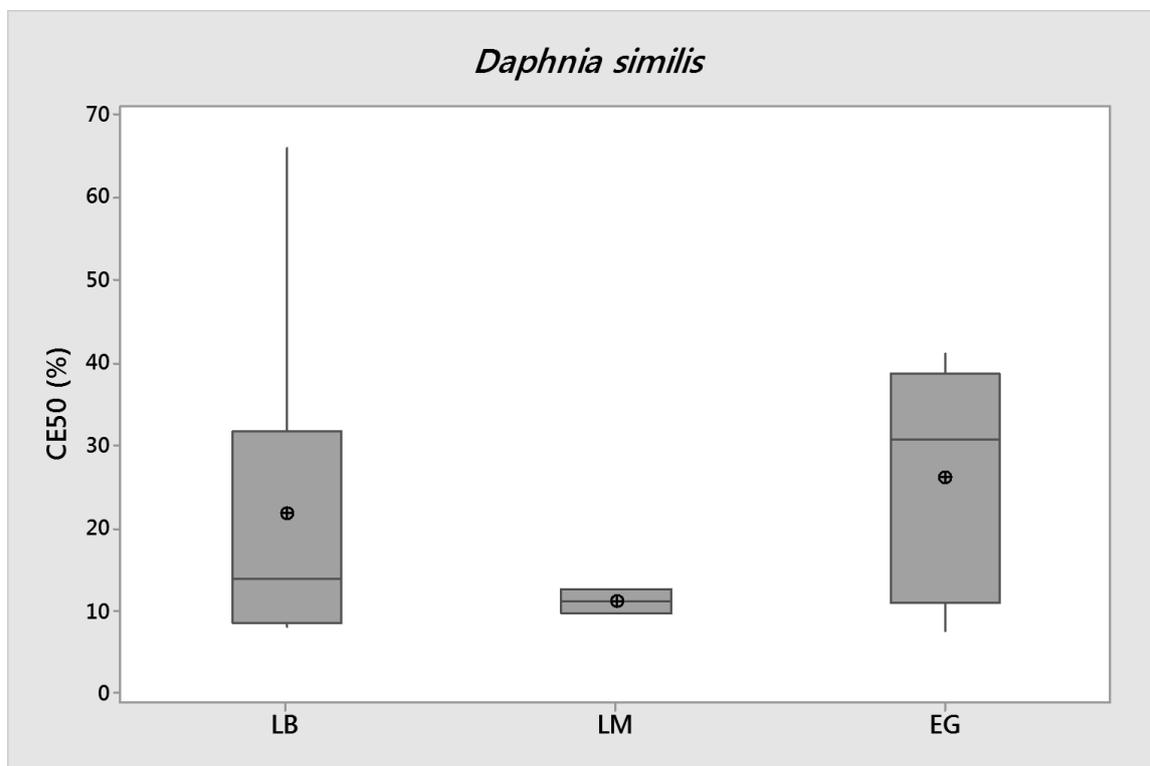


Tabela 27 - Valores de CE50 e UT dos ensaios de toxicidade aguda com *Daphnia similis*.

Data da coleta	<i>Daphnia similis</i>					
	LB		LM		EG	
	CE50 (%)	UT	CE50 (%)	UT	CE50 (%)	UT
04/07/2013	8,8	16	12,6	32	36,6	4
29/08/2013	12,5	16	9,8	32	14,4	16
31/03/2014	20,3	8	ND	ND	7,6	32
14/04/2014	15,3	16	ND	ND	ND	ND
26/08/2014	66,0	2	ND	ND	41,1	4
01/11/2014	8,3	16	ND	ND	30,8	8

N.D. – Não determinado

Observa-se que para esse organismo a unidade de toxicidade variaram entre 2 e 16 UT para o ponto LB, 32 UT para o ponto LM, e variaram entre 4 e 32 UT para o ponto EG. No Brasil não existem uma resolução federal que estabeleça limites

para a toxicidade de efluentes utilizando *Daphnia* como organismos teste, no entanto, no estado de Santa Catarina, a portaria nº017 estabelece um limite de 8 UT para *Daphnia magna* para efluentes de aterros sanitários, deste modo somente o tratamento com geobag não seria o suficiente para atender o limite estabelecido pela FATMA (2002) e seria necessário um tratamento adicional para duas das cinco amostras analisadas.

As Figuras 32 e 33 apresentam a representação gráfica (boxplot) da distribuição dos resultados de toxicidade para *Aliivibrio fischeri*. A Tabela 28 apresenta os resultados de toxicidade para *Aliivibrio fischeri*.

Figura 32 - Representação gráfica (boxplot) dos valores de UT para *Aliivibrio fischeri*.

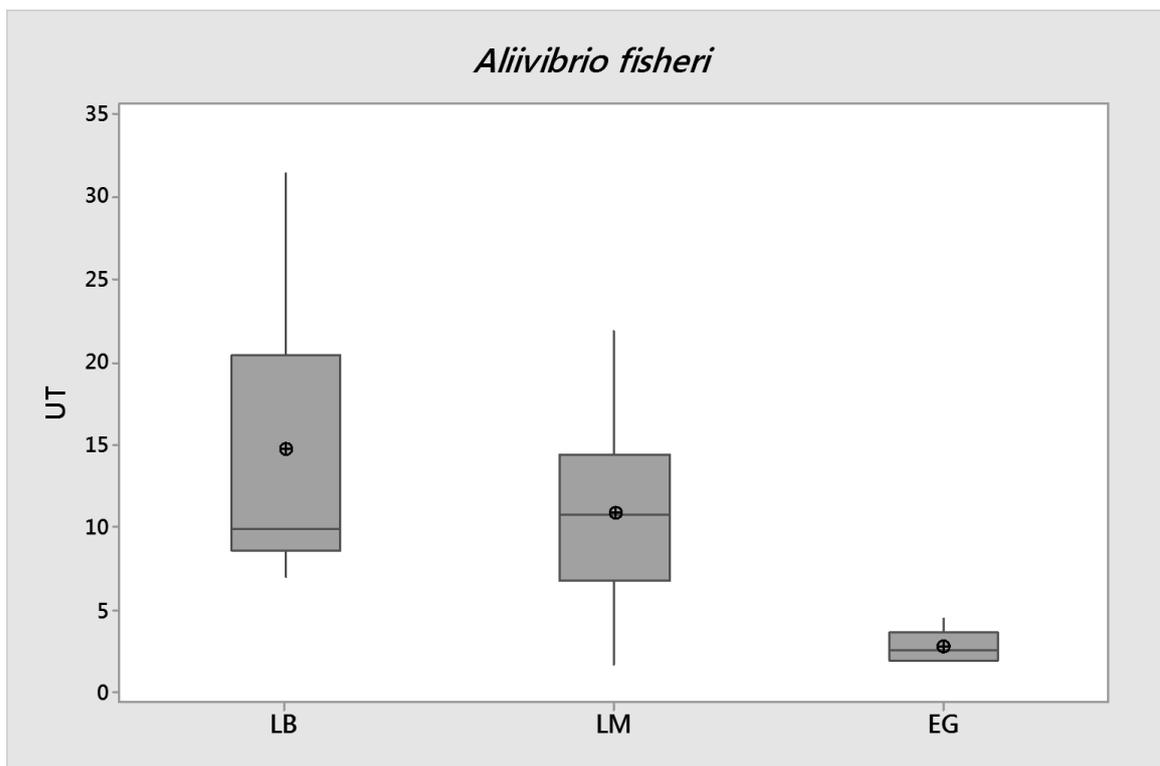


Figura 33 - Representação gráfica (boxplot) dos valores de CL50(%) para *Aliivibrio fischeri*.

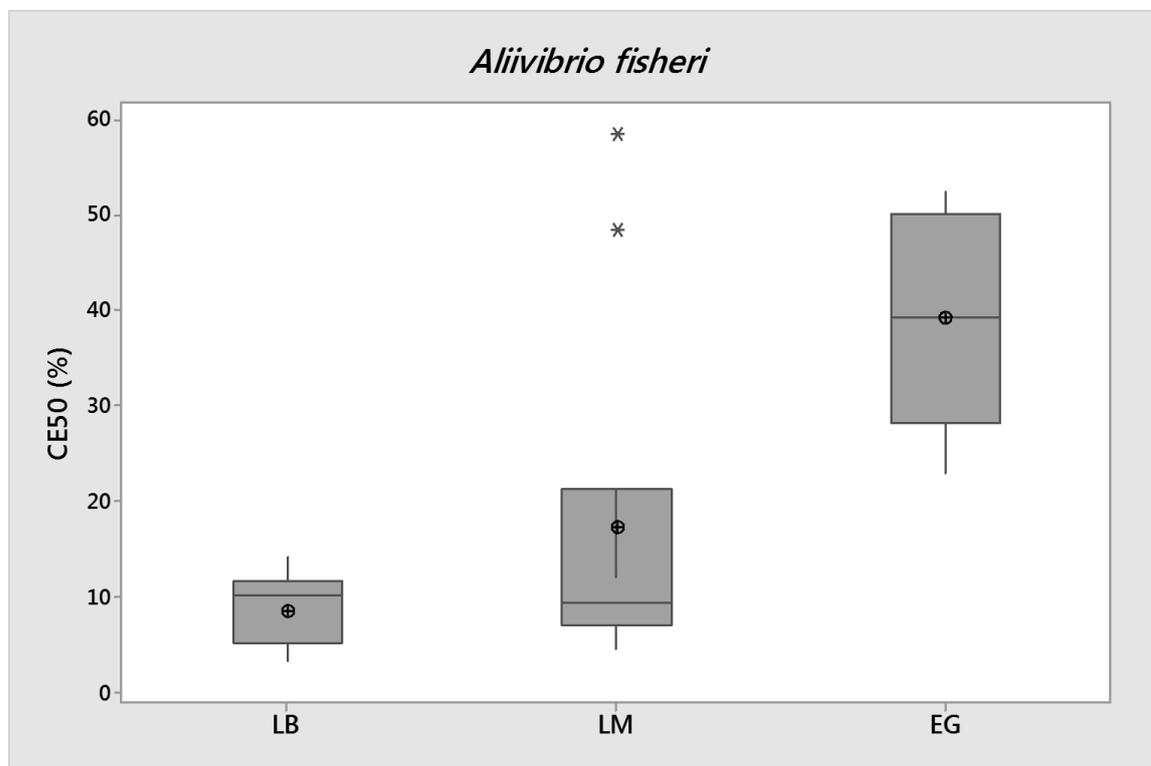


Tabela 28 - Valores de CE50 e UT dos ensaios de toxicidade aguda com *Aliivibrio fischeri*.

Data da coleta	<i>Aliivibrio Fischeri</i>					
	LB		LM		EG	
	CE50 (%)	UT	CE50 (%)	UT	CE50 (%)	UT
04/07/2013	6,2	16	4,6	22	41,2	2
18/07/2013	6,0	17	7,6	13	36,3	3
20/08/2013	3,2	32	58,5	2	NO	NO
29/08/2013	4,1	24	10,9	9	47,9	2
28/10/2013	10,1	10	9,0	11	50,8	2
29/11/2013	14,2	7	12,1	8	52,4	2
24/03/2014	13,0	8	5,5	18	37,3	3
31/03/2014	10,4	10	7,7	13	25,5	4
14/04/2014	10,1	10	9,5	11	22,6	4
26/08/2014	NO	NO	48,4	2	NO	NO

NO – Não observado

Observa-se que para *Aliivibrio fischeri* a toxicidade variou entre 7 e 32 UT para o ponto LB. Quando o lixiviado é misturado com o lodo de fossa no ponto LM o fator de toxicidade variou entre 2 e 22 UT, e no ponto EG a variação foi de 1 a 4 UT. Os resultados mostram que para *Aliivibrio fischeri* o lixiviado e a mistura da entrada do geobag são tóxicos, no entanto a saída do geobag apresenta baixa toxicidade. A legislação brasileira também não estabelece limites para a toxicidade de efluentes utilizando *Aliivibrio fischeri*, porém o efluente do geobag atende os limites estabelecidos pela FATMA (2002) de 8 UT para *Aliivibrio fischeri* para efluentes de aterros sanitário.

As Figuras 34 e 35 apresentam a representação gráfica (boxplot) da distribuição dos resultados de toxicidade para *Danio rerio*. A Tabela 29 apresenta os resultados de toxicidade para *Danio rerio*.

Figura 34- Representação gráfica (boxplot) do valores de UT para *Danio rerio*.

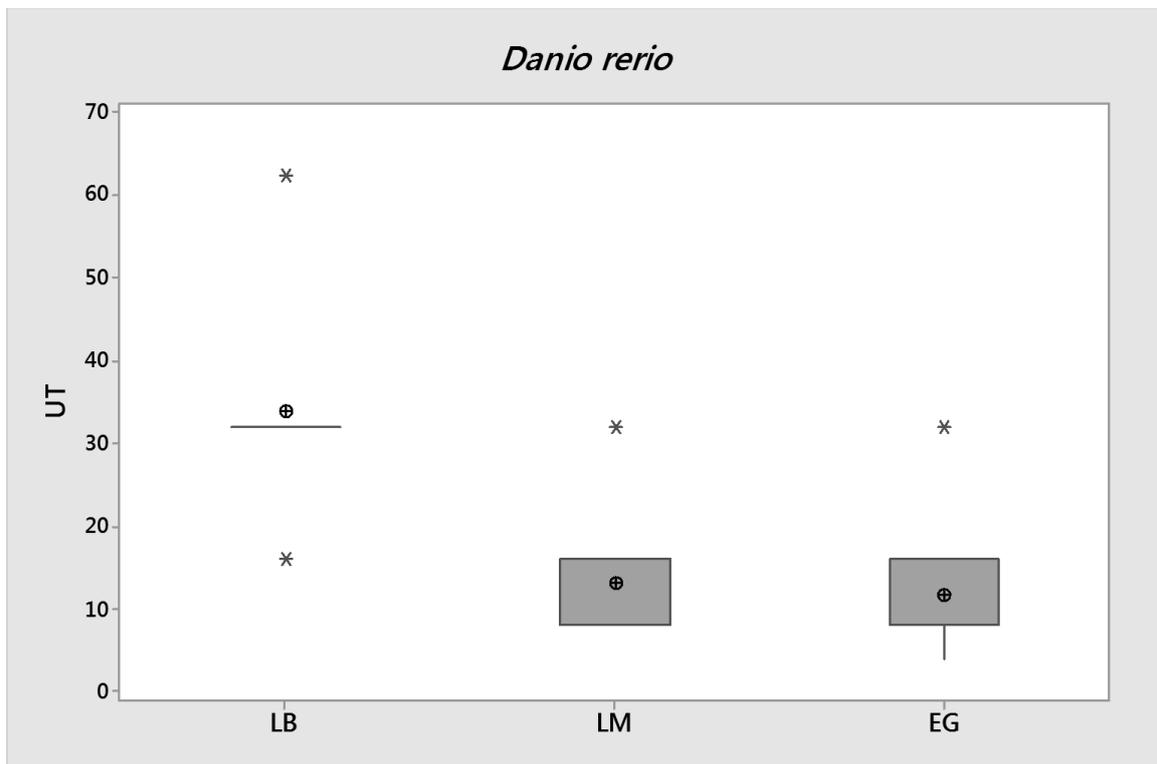


Figura 35 - Representação gráfica (boxplot) dos valores de CL50(%) para *Danio rerio*.

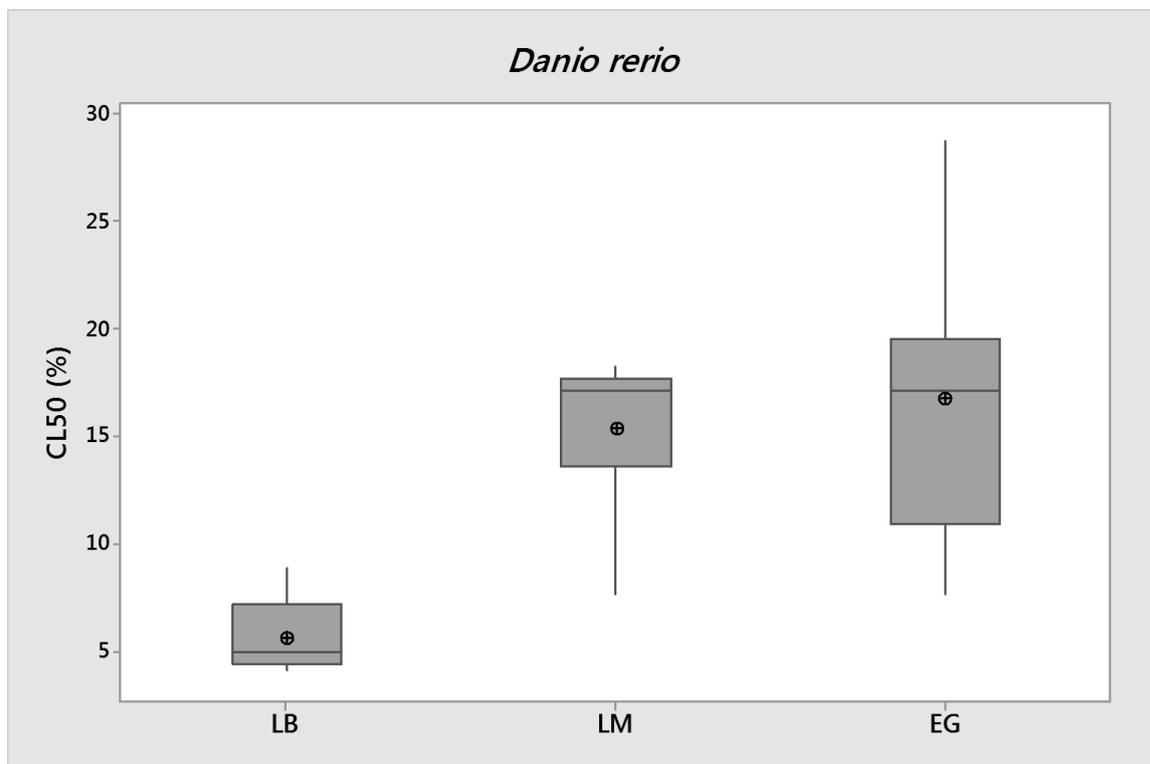


Tabela 29 - Valores de CL50 e UT dos ensaios de toxicidade aguda com *Danio rerio*

Data da coleta	<i>Danio rerio</i>					
	LB		LM		EG	
	CL50 (%)	UT	CL50(%)	UT	CL50 (%)	UT
04/07/2013	4,1	32	16,5	8	17,7	8
18/07/2013	4,4	32	18,2	8	8,5	16
20/08/2013	5,6	63	17,7	8	16,5	8
29/08/2013	4,4	32	17,7	8	16,5	8
28/10/2013	4,4	32	13,4	16	7,7	32
29/11/2013	7,7	32	14,3	16	11,7	16
24/03/2014	ND	ND	ND	ND	17,7	4
31/03/2014	8,8	16	7,7	32	28,7	8
14/04/2014	5,8	32	17,7	8	17,7	8
26/08/2014	ND	ND	ND	ND	25,0	8

ND- Não determinado

Observa-se que o lixiviado bruto é tóxico para *Danio rerio* com valores entre 16 e 63 UT, a mistura do lixiviado com o lodo de fossa reduziu a toxicidade do efluente para essa espécie de peixe, apresentando valores entre 8 e 32 UT no ponto LM e entre 4 e 32 UT no ponto EG. Esse resultado atende aos limites impostos pela legislação do Estado do Rio de Janeiro para a maioria das amostras analisadas, onde fica situado o aterro, que é de 8 UT (INEA, 1990).

Os resultados das análises estatísticas dos dados de toxicidade para *Daphnia similis*, *Aliivibrio fischeri* e *Danio rerio* são apresentados nas Tabelas 30 e 31.

Tabela 30 – Análise estatística (Mann-Whitney) para toxicidade do afluente (LM) e do efluente do geobag (EG).

Parâmetros	Medida de tendência central	Concentração		Valores de p
		LM	EG	
<i>Daphnia similis</i>				
UT	Mediana	32	8	0,06
	Média	32	10,9	
CE50 (%)	Mediana	9,81	30,12	0,1258
	Média	7,7	24,6	
<i>Danio rerio</i>				
UT	Mediana	8	8	0,6027
	Média	10,3	9,3	
CL50 (%)	Mediana	17,075	17,08	0,7558
	Média	15,4	16,7	
<i>Aliivibrio fischeri</i>				
UT	Mediana	10,81	2,26	0,0073
	Média	10,9	2,4	
CE50 (%)	Mediana	8,33	39,25	0,0009
	Média	8,3	39,2	

Tabela 31 - Análise estatística (Mann-Whitney) para toxicidade do lixiviado bruto (LB) e afluente do geobag (LM).

Parâmetros	Medida de tendência central	Concentração		Valores de p
		LB	LM	
<i>Daphnia similis</i>				
UT	Mediana	16	32	0,0227
	Média	12,9	32	
CE50 (%)	Mediana	11	9,8	0,6985
	Média	12,4	7,7	
<i>Danio rerio</i>				
UT	Mediana	32	8	0,0033
	Média	27	10,3	
CL50 (%)	Mediana	4,4	17,1	0,0009
	Média	4,8	15,4	
<i>Aliivibrio fischeri</i>				
UT	Mediana	9,9	10,8	0,9097
	Média	13,4	10,9	
CE50 (%)	Mediana	10,1	8,3	0,8852
	Média	8,6	8,3	

Os resultados indicaram que, para testes com *Danio rerio*, os valores médios dos dados do ponto LM (CL50 \approx 15,4%) e do ponto EG (CL50 \approx 16,4%) não são estatisticamente diferentes ($p= 0,7558$), com um intervalo de confiança de 95%.

A comparação entre os dados de amostra do ponto LB (CL50 \approx 4,8%) e LM (CL50 \approx 15,4) mostrou que essas amostras são estatisticamente diferentes ($p = 0,0009$) com intervalo de confiança de 95%. Com base nesses resultados, é possível concluir que o lixiviado bruto apresenta elevada toxicidade para *Danio rerio*, no entanto, essa toxicidade diminui quando o lixiviado é misturado com o lodo de fossa no ponto LM, além disso, o tratamento por geobag não parece ser eficiente na redução da toxicidade para peixes.

Para *Daphnia similis* os resultados indicaram que os valores médios dos dados da amostra da entrada do geobag (CL50 \approx 7,7%) e saída (CL50 \approx 24,6%) não são estatisticamente diferentes ($p= 0,1258$), com um intervalo de confiança de 95%.

A comparação entre os dados de amostras dos pontos LB (CL50 \approx 12,4%) e LM (CL50 \approx 7,7%) mostrou que esses resultados não são estatisticamente diferentes ($p = 0,6985$) com intervalo de confiança de 95%. Com base nesses resultados, é possível concluir que o lixiviado bruto apresenta elevada toxicidade para *Daphnia*

similis, no entanto, essa toxicidade não diminui quando o lixiviado é misturado com o lodo de fossa no ponto LM, além disso, o tratamento por geobag não parece ser eficiente na redução da toxicidade para esses microcrustáceos.

Para *Aliivibrio fischeri*, os resultados indicaram que, para testes com essa bactéria, os valores médios dos dados da amostra do ponto LM (CL50 \approx 8,3%) e EG (CL50 \approx 39,2%) são estatisticamente diferentes ($p= 0,0009$), com um intervalo de confiança de 95% .

A comparação entre os dados de amostra do ponto LB (CL50 \approx 8,6%) e LM (CL50 \approx 8,3%) mostrou que esses resultados não são estatisticamente diferentes ($p = 8852$) com intervalo de confiança de 95%. Com base nesses resultados, é possível concluir que o lixiviado bruto apresenta elevada toxicidade para *Aliivibrio fischeri*, no entanto, essa toxicidade não diminui quando o lixiviado é misturado com o lodo de fossa na entrada do geobag, porém o tratamento por geobag se mostrou eficiente na redução da toxicidade para a bactéria.

4. CONCLUSÃO

O estudo mostra que o geobag apresentou eficiência no tratamento de lixiviado combinado com lodo de fossa para a remoção de alguns parâmetros como DQO, COD e sólidos suspensos totais.

O tratamento por geobag foi eficiente na redução da toxicidade para *Aliivibrio fischeri*. Para *Danio rerio* a redução da toxicidade foi determinada pela mistura do lixiviado bruto com o lodo de fossa. Para *Daphnia similis* a toxicidade não apresentou redução nem com a mistura do lixiviado com o lodo de fossa nem após passagem pelo geobag.

Os resultados do teste de coagulação apontaram para uma participação significativa desse processo na redução de parâmetros como DQO, COD e sólidos suspensos totais.

O ensaio de equilíbrio em lote realizado apontou para ocorrência de dessorção para os parâmetros DQO e COD. O teste mostrou que, para ambos os ensaios, o tempo de atuação do floculante parece interferir no processo de dessorção para esses parâmetros. Porém a metodologia utilizada para esse ensaio possivelmente não foi a mais adequada e os resultados forneceram apenas alguns indícios dos processos que podem estar ocorrendo no interior do geobag, não sendo conclusivos. Um novo teste utilizando lodo úmido seria necessário para determinar de maneira mais precisa a ocorrência do processo de sorção no interior do geobag.

O tratamento do lixiviado combinado com lodo de fossa com a utilização de geobag não foi suficiente para atender aos limites impostos por lei para parâmetros como nitrogênio amoniacal e DQO.

Os resultados obtidos mostraram que o potencial de utilização do geobag como parte integrante de sistemas de tratamento de lixiviados, considerando-se a especificidade do estudo (tratamento combinado com lodo de fossa séptica), é bastante interessante e pode contribuir para a solução de um dos principais problemas ambientais oriundos dos aterros sanitários em municípios de médio e pequeno porte.

A incorporação de alguns tratamentos sequenciais também relativamente simples, ou melhorar a eficiência dos utilizados no sistema estudado de Rio das Ostras podem ser sugestões para próximos estudos.

REFERÊNCIAS

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - NBR 8849. Apresentação de projetos de aterros controlados de resíduos sólidos urbanos - Procedimento, 1985.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – NBR 8419. Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos, 1992.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – NBR 15411. Ecotoxicologia aquática — Determinação do efeito inibitório de amostras aquosas sobre a emissão da bioluminescência de *Vibrio fischeri* (ensaio de bactéria luminescente). Parte 3: Método utilizando bactérias liofilizadas), 2012.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – NBR 15088. Ecotoxicologia aquática. Toxicidade aguda. Método de ensaio com peixes, 2006.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – NBR 12713. Ecotoxicologia aquática. Toxicidade aguda. Método de ensaio de toxicidade com *Daphnia* spp. (Crustácea, Cladocera), 2009.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – NBR 10.004. Resíduos Sólidos – Classificação, 2004.

ABRELPE. *Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil*. São Paulo, 2013. Disponível em: <<http://www.abrelpe.org.br/Panorama/panorama2013.pdf>>. Acesso em: 07 de janeiro de 2015.

AGOSTINHO, F. *et al.* Urban solid waste plant treatment in Brazil: Is there a net energy yield on the recovered materials? *Resources, Conservation and Recycling*, v. 73, p. 143–155, 2013.

ALLONDA GEOSINTÉTICOS AMBIENTAIS. *Estudo de caso: Célula de Desidratação de lodo de limpa fossa das ETE's e tratamento do chorume*. Disponível em: <<http://www.allonda.com/casos/chorume/caso1.pdf>>. Acesso em: 20 de dezembro de 2014. , 2004.

ALMEIDA, I. DA S. DE. *Avaliação de toxicidade aguda de efluentes industriais utilizando organismos de três níveis tróficos*. 2013. 142 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária e Ambiental) – Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2013.

ANGELIDAKI, I.; SANDERS, W. Assessment of the anaerobic biodegradability of macropollutants. *Re/Views in Environmental Science & Bio/Technology*, v.3, n.2, p. 117–129, 2004.

APHA; AWWA; WEF. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 21^a ed. American Public Health Association, Washington, 2005.

ARROYO, P. *et al.* Influence of environmental variables on the structure and composition of soil bacterial communities in natural and constructed wetlands. *Science of the Total Environment*, v. 506-507, p. 380–390, 2015.

ASHWORTH, B. *Geobags - The South Gispsland Water Experience*. In: 66th Annual Water Industry Engineers and Operators' Conference. Shepparton, 2003

ATWATER, J. W. *et al.* Experiments using *Daphnia* to measure landfill leachate toxicity. *Water Research*, v. 17, n. 12, p. 1855–1861, 1983.

BAIG, S. *et al.* Treatment of Landfill Leachates: Lapeyrouse and Satrod Case Studies. *Ozone: Science & Engineering*, v. 21, n. 1, p. 1–22, 1999.

BARRETO, J. C. N. *Caracterização de toxicidade de efluentes de usina siderúrgica mediante bioensaios com microorganismos*. 1995. 71 f. Dissertação (Mestrado em Saúde Pública) – Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1995.

BAUMGARTNER, V.; HOHL, C.; SCHWACK, W. Rolling — A new application technique for luminescent bacteria on high-performance thin-layer chromatography plates. *Journal of Chromatography A, Planar Chromatography*. v. 1218, n. 19, p. 2692–2699, 2011.

BERNARD, C. *et al.* Estimation of the hazard of landfills through toxicity testing of leachates—I. Determination of leachate toxicity with a battery of acute tests. *Chemosphere*, v. 33, n. 11, p. 2303–2320, 1996.

BERTAZZOLI, R.; PELEGRINI, R. Photoelectrochemical discoloration and degradation of organic pollutants in aqueous solutions. *Química Nova*, v. 25, n. 3, p. 470–476, 2002.

BIDONE, F. R. A. *Resíduos Sólidos Provenientes de Coletas Especiais: Eliminação e Valorização*. Porto Alegre: ABES, 2001. (PROSAB -Programa de Pesquisa em Saneamento Básico).

BIDONE, F. R. A. *Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por um sistema composto por filtros anaeróbios seguidos de banhados construídos: estudo de caso - Central de Resíduos do Recreio, em Minas do Leão/RS*. 2007. 168 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia hidráulica e saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2007.

BORGES, M. E. E. *Variação temporal do chorume e da água do Ribeirão Borba Gato na área de influência do aterro de resíduos urbanos de Maringá*. 2006. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Departamento de Engenharia Química, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2006.

BRITO-PELEGRINI, N. N. DE; PELEGRINI, R. T.; PATERNIANI, J. E. S. Caracterização física, química e biológica do percolado do aterro sanitário da cidade de Limeira-SP. *Engenharia Ambiental: Pesquisa e Tecnologia*, Vol. 4, Nº 1, 2007, 5 jul. 2007.

CAMMAROTA, M. C.; RUSSO, C.; SANT'ANNA JR., G. L. *Tratabilidade do Chorume Gerado no Aterro Sanitário Metropolitano do Rio de Janeiro*. In: Anais I Encontro Brasileiro de Ciências Ambientais. Rio de Janeiro: UFRJ, 1994.

CARNIATO, J. G. *et al.* Avaliação da toxicidade de percolado de resíduos sólidos pós tratamento biológico e fotocatalítico. *Engenharia Ambiental – Espírito Santo do Pinhal*, v. 4, p. 092 – 101, 2007.

CASTRO, N. P. B. DE. *Sistemas tubulares para contenção de lodo e sedimentos contaminados*. 2005. 103 f. Dissertação (Mestrado em Ciências na Área de Infra-estrutura de Transportes) – Divisão de Pós-Graduação, Instituto Tecnológico da Aeronáutica, São José dos Campos, 2005.

CETESB. *Qualidade das Águas Interiores no Estado de São Paulo. Apêndice A: Significado Ambiental e Sanitário das Variáveis de Qualidade das Águas e dos Sedimentos e Metodologias Analíticas e de Amostragem*. Técnico. São Paulo: 2009. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/agua/aguas-superficiais/variaveis.pdf>>.

CONAMA – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução nº 357. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, Brasília, 18 mar. 2005.

CONAMA – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução nº 430. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. *Diário Oficial da União*, Brasília, Maio 2011.

CONSEMA – CONSELHO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução nº129 - Dispõe sobre a definição de critérios e padrões de emissão para toxicidade de efluentes líquidos lançados em águas superficiais do Estado do Rio Grande do Sul, 2006.

COUTO, M. C. L.; BRAGA, F. DOS S.; LANGE, L. C. Tratamento de lixiviado por infiltração rápida como alternativa para cidades de pequeno porte. *Eng. sanit. ambient*, v. 18, n. 3, p. 223–234, 2013.

CRITTENDEN, J. C. *et al. MWH's Water Treatment: Principles and Design*. 3ª ed. Hoboken, N.J: Wiley, 2012.

D'ALMEIDA, M. L. O.; VILHENA, A. (Org.). *Lixo municipal: manual de gerenciamento integrado*. 2ª. ed. São Paulo: IPT/CEMPRE, 2000.

FISHBASE. *Danio rerio summary page*. Disponível em: <<http://www.fishbase.us/summary/Danio-rerio.html>>. Acesso em: 25 de fevereiro de 2015.

DE BRITO-PELEGRINI, N. N.; PELEGRINI, R. T.; PATERNIANI, J. E. S. Filtração lenta no tratamento de percolado de aterro sanitário. *Minerva*, v. 4, n. 1, p. 85–93, 2007.

ECKENFELDER, W. W. *Industrial Water Pollution Control*. McGraw-Hill, 2000.

EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *Municipal solid waste generation, recycling, and disposal in the United States: facts and figures for 2012*. Disponível em: <http://www.epa.gov/solidwaste/nonhaz/municipal/pubs/2012_msw_fs.pdf>. Acesso em: 22 de fevereiro de 2015.

EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *Batch-type procedures for estimating soil adsorption of chemicals*. Technical Resource Document. Washington: 1992.

ESCO COMERCIAL LTDA. Memorial descritivo do orçamento de Rio das Ostras - *Geotube*. Documento interno, 2005.

ESTEVES, F.A. 1998. *Fundamentos de limnologia*. 2ª ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.

FACCHIN, J. M. J. *et al. Avaliação do tratamento combinado de esgoto e lixiviado de aterro sanitário na ETE Lami (Porto Alegre) após o primeiro ano de operação*. In: XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. Porto Alegre, 2000

FARQUHAR, G. J. Leachate: production and characterization. *Canadian Journal of Civil Engineering*, v. 16, n. 3, p. 317–325, 1989.

FATMA – FUNDAÇÃO DO MEIO AMBIENTE. Portaria nº 017 - Estabelece os Limites Máximos de Toxicidade Aguda para efluentes de diferentes origens e dá outras providências, 2002.

FEAM – FUNDAÇÃO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE. Orientações básicas para a operação de aterro sanitário. Manual. Belo Horizonte, 2006

FERREIRA, J. A. *et al.* Tratamento combinado de lixiviados de aterros de resíduos sólidos urbanos com esgoto sanitário. In: GOMES, L. P. (coord.). Resíduos Sólidos: Estudos de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras. PROSAB - Programa de Pesquisa em Saneamento Básico. Rio de Janeiro: ABES, 2009. v. 3. .

FERREIRA, J. A. *et al.* *Uma revisão das técnicas de tratamento de chorume e a realidade do estado do Rio de Janeiro.* In: 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental . João Pessoa, 2001

FRANÇA, S. C. A. *et al.* *Tratamento de sedimentos do Canal do Fundão para descarte em geobags.* In: XXIII Encontro Nacional de Tratamento de Minérios e Metalurgia Extrativa. Gramado, 2009.

GIORDANO, G. *Tratamento e controle de efluentes industriais.* Apostila de curso. Departamento de Engenharia Sanitária e do Meio Ambiente, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2007.

GOMES, L. P. *Resíduos Sólidos: Estudos de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras.* Rio de Janeiro: ABES, 2009. v. 3. (PROSAB - Programa de Pesquisa em Saneamento Básico, 5).

GOTVAJN, A. Ž.; TIŠLER, T.; ZAGORC-KONČAN, J. *Comparison of different treatment strategies for industrial landfill leachate.* Journal of Hazardous Materials, v. 162, n. 2–3, p. 1446–1456, 2009.

GUIMARÃES, J. R.; NOUR, E. A. A. *Tratando nossos esgotos: processos que imitam a natureza.* Química Nova, n. especial, 2001.

IBGE. *Cidades.* Disponível em: <<http://www.cidades.ibge.gov.br/xtras/perfil.php?lang=&codmun=330452&search=rio-de-janeiro%7Crio-das-ostras>>. Acesso em: 22 de dezembro de 2014.

INEA – Instituto Estadual do Meio Ambiente. DZ - 205. R-6 - Diretriz de controle de carga orgânica em efluentes líquidos de origem industrial. , 2007.

INEA – Instituto Estadual do Meio Ambiente. NT - 202. R-10 - Critérios e padrões para lançamentos de efluentes líquidos, 1986.

INEA – Instituto Estadual do Meio Ambiente. NT - 213. R-4 - Critérios e padrões para controle da toxicidade em efluentes líquidos industriais, 1990.

INGUNZA, M. D. P. D. *et al.* *Caracterização física, química e microbiológica do lodo de fossa/tanque séptico*. In: ANDREOLI, C. V. (coord.). *Lodo de fossa e tanque séptico: caracterização, tecnologias de tratamento, gerenciamento e destino final*. PROSAB - Programa de Pesquisa em Saneamento Básico. Rio de Janeiro: ABES, 2009. v. 6.

IPEA - INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA. *Diagnóstico dos resíduos sólidos urbanos*. Pesquisa, 2012.

KERBER, D. D. *Alternativa de contenção e desidratação natural de lodo na ETA do Passaúna (Curitiba –PR) através de contenção por GEOBAG®*. In: *Simpósio Internacional de Ciências Integradas da UNAERP Campus Guarujá*. São Paulo, 2008.

LANGE, L. C.; AMARAL, M. C. S. DO. *Geração e Características do Lixiviado*. In: GOMES, L. P. (coord.). *Resíduos Sólidos: Estudos de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras*. PROSAB - Programa de Pesquisa em Saneamento Básico. Rio de Janeiro: ABES, 2009. v. 3.

LEMA, J. M.; MENDEZ, R.; BLAZQUEZ, R. Characteristics of landfill leachates and alternatives for their treatment: A review. *Water, Air, and Soil Pollution*, v. 40, n. 3-4, p. 223–250, 1988.

LIMA, S. B. DE. *Pós-tratamento de chorume com wetlands construídos utilizando macrófitas aquáticas emergentes da região de Campo Mourão-PR*. 2008. 86 f. Tese (Doutorado em Ciências) – Centro de Ciências Exatas, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2008.

LIN, S. H.; CHANG, C. C. Treatment of landfill leachate by combined electro-Fenton oxidation and sequencing batch reactor method. *Water Research*, v. 34, n. 17, p. 4243–4249, 2000.

LUNA, M. L. D. DE *et al.* *Parâmetros operacionais do processo de bioestabilização anaeróbia de resíduos sólido orgânicos*. In: XXVIII Congresso Interamericano de Ingenieria Sanitaria y Ambiental. Cancun, 2002.

MACCAFERRI. *Critérios gerais para projeto, especificação e aplicação de geossintéticos*. Manual Técnico. 1ª ed. 2009.

MANNARINO, C. F. *et al.* Assessment of combined treatment of landfill urban solid waste leachate and sewage using *Danio rerio* and *Daphnia similis*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, v. 85, n. 3, p. 274–278, 2010.

MANSOR, M. T. C. *et al.* *Resíduos Sólidos*. São Paulo: Governo do Estado de São Paulo, Secretaria do Meio Ambiente, Coordenadoria de Planejamento Ambiental, 2010. (Coleção de educação ambiental, 6).

MARQUES, F. B. R. *Avaliação dos Procedimentos de Operação em Aterros Sanitários no Estado do Rio de Janeiro*. 2010. 183f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2010.

MARTIN, C.; JOHNSON, K.; MOSHIRI, G. Performance of a constructed wetland leachate treatment system at the Chunchula landfill, mobile county, Alabama. *Water Science and Technology*, v. 40, n. 3, p. 67–74, 1999.

MARTINS, P. DE M.; VIDAL, D. DE M. *Tubos Geotêxteis para acondicionamento e desaguamento de rejeitos de mineração*. In: XII Encontro de Iniciação Científica e Pós-Graduação do ITA, São José dos Campos, 2006.

MONTEIRO, J. H. P. *et al.* *Manual de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos*. Rio de Janeiro: IBAM, 2001.

MOO-YOUNG, H. K.; TUCKER, W. R. Evaluation of vacuum filtration testing for geotextile tubes. *Geotextiles and Geomembranes*, v. 20, n. 3, p. 191–212, 2002.

PACHECO, L. A. M. Polieletrólitos como auxiliares de coagulação. *Revista DAE*, n. 102, 1970. Disponível em: <<http://revistadae.com.br/site/artigo/335-Polieletrolitos-como-auxiliares-de-coagulacao>>. Acesso em: 14 de fevereiro de 2015.

PARVEZ, S.; VENKATARAMAN, C.; MUKHERJI, S. Toxicity assessment of organic pollutants: Reliability of bioluminescence inhibition assay and univariate QSAR models using freshly prepared *Vibrio fischeri*. *Toxicology in Vitro*, v. 22, n. 7, p. 1806–1813, out. 2008. Acesso em: 16 maio 2015.

PIEPER, K. M. C. *Avaliação do uso de geossintético para o deságue e geocontenção de resíduos sólidos de estação de tratamento de água*. 2008. 162 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Escola de Engenharia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2008.

PHILIPPI, L. S.; SEZERINO, P. H. *Aplicação de sistemas tipo wetlands no tratamento de águas residuárias: utilização de filtros plantados com macrófitas*. 1ª ed. Florianópolis, 2004.

POHLAND, F. G.; HARPER, S. R. *Critical review and summary of leachate and gas production from landfills*. Ohio: U.S. Environmental Protection Agency, 1985.

POVINELLI, J.; SOBRINHO, P. A. Introdução. In: *Resíduos Sólidos: Estudos de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras*. PROSAB - Programa de Pesquisa em Saneamento Básico. Rio de Janeiro: ABES, 2009. v. 3.

PREFEITURA DE RIO DAS OSTRAS. *História*. Disponível em: <<http://www.riodasostras.rj.gov.br/historia.html>>. Acesso em: 20 de dezembro de 2014.

RAND, G. M. *Fundamentals Of Aquatic Toxicology: Effects, Environmental Fate And Risk Assessment*. 2ª ed. CRC Press, 1995.

REDDY, G. B. *et al.* Demonstration of technology to treat swine waste using geotextile bag, zeolite bed and constructed wetland. *Ecological Engineering*, v. 57, p. 353–360, 2013.

REICHERT, G. A. Projeto, *Operação e Monitoramento de Aterros Sanitários*. Porto Alegre: ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2000.

RENOU, S. *et al.* Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *Journal of Hazardous Materials*, v. 150, n. 3, p. 468–493, 2008.

RIO DAS OSTRAS. Lei complementar nº 005 - Institui o Código de Meio Ambiente do Município de Rio das Ostras, estabelece normas gerais para a administração da qualidade ambiental em seu território e dá outras providências, 2008.

RUPPERT, E. E.; BARNES, R. D. *Zoologia dos invertebrados*. 6ª. ed. São Paulo: Roca, 1996.

SÃO PAULO. Resolução SMA nº 3 - Estabelece o controle ecotoxicológico de efluentes líquidos no Estado de São Paulo, 2000.

SHARRER, M. *et al.* The cost and effectiveness of solids thickening technologies for treating backwash and recovering nutrients from intensive aquaculture systems. *Bioresource Technology*, v. 101, n. 17, p. 6630–6641, 2010.

SILVA, A. C.; DEZOTTI, M.; SANT'ANNA JR., G. L. Treatment and detoxification of a sanitary landfill leachate. *Chemosphere*, v. 55, n. 2, p. 207–214, 2004.

SIMÕES, G. F. *et al.* Concepção de um programa de monitoramento geotécnico para a central de tratamento de resíduos sólidos urbanos da BR-040 em Belo Horizonte –MG. In: VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Vitória, 2002.

SISINNO, C. L. S. *et al.* Toxicity Evaluation of a Municipal Dump Leachate Using Zebrafish Acute Tests. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, v. 64, n. 1, p. 107–113, 2000.

SOUTO, G. D. DE B.; POVINELLI, J. *Características do lixiviado de aterros sanitários no Brasil*. In: 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Belo Horizonte, 2007.

SOUZA, G. DE. *Monitoramento de parâmetros qualitativos e quantitativos de líquidos percolados de aterros sanitários - estudo em piloto experimental*. 2005. 114

f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005.

SPERLING, M. VON. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. Editora UFMG, 1996.

SUARES ROCHA, P. *et al.* Changes in toxicity and dioxin-like activity of sediments from the Tietê River (São Paulo, Brazil). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 73, n. 4, p. 550–558, 2010.

TCHOBANOGLOUS, G.; BURTON, F. L.; STENSEL, H. D. *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. McGraw-Hill Education, 2003.

TENCATE. *Geosynthetics*. Disponível em: <http://www.tencate.com/amer/geosynthetics/solutions/dewatering_technology/default.aspx>. Acesso em: 2 de fevereiro de 2015.

THÖRNEBY, L. *et al.* The performance of a natural treatment system for landfill leachate with special emphasis on the fate of organic pollutants. *Waste management & research: the journal of the International Solid Wastes and Public Cleansing Association, ISWA*, v. 24, n. 2, p. 183–194, 2006.

VIDAL, C. M. DE S.; CAMPOS, J. R. Coagulação associada à microfiltração para o tratamento avançado de esgoto sanitário. *Ambiência*, v. 5, p. 101 – 114, 2009.

ZANTA, V. M. *et al.* *Resíduos Sólidos, Saúde e Meio Ambiente: Impactos Associados aos Lixiviados de Aterro Sanitário*. In: CASTILHOS JUNIOR, A.B. (Coord.). Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos com ênfase na proteção de corpos d'água: prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterros sanitários Rio de Janeiro: ABES, 2009.

VYMAZAL, J. *Constructed wetlands for treatment of industrial wastewaters: A review*. *Ecological Engineering*, v. 73, p. 724–751, 2014.

YOSSA, R. *et al.* Effects of dietary biotin and avidin on growth, survival, feed conversion, biotin status and gene expression of zebrafish *Danio rerio*. *Comparative Biochemistry and Physiology Part B: Biochemistry and Molecular Biology*, v. 160, n. 4, p. 150–158, 2011..

ZANTA, V. M.; FERREIRA, C. F. A. Geração e Características do Lixiviado. In: CASTILHOS JUNIOR, A.B. (Coord.). Resíduos Sólidos Urbanos: Aterro Sustentável para municípios de Pequeno Porte. PROSAB - Programa de Pesquisa em Saneamento Básico. Rio de Janeiro: ABES, 2003.

APÊNDICE A - Tabela de valores de parâmetros físico-químicos (continua).

pH						
Amostragens	Lixiviado Bruto (LB)	Afluente Geobag (LM)	Efluente Geobag (EG)	Afluente Wetland (AW)	Efluente Wetland (EF)	Lodo de Fossa (LF)
04/07/2013	8,1	7,2	7,4	-	7,3	-
18/07/2013	8,2	6,8	7,2	7,3	7,6	-
20/08/2013	8,2	6,8	7,3	7,9	7,8	-
29/08/2013	7,7	6,7	7,3	7,5	7,4	-
28/10/2013	8,2	6,6	7,3	7,8	7,7	-
29/11/2013	8,2	7,2	-	8,5	8,0	-
24/03/2014	8,5	6,5	7,2	8,2	7,7	-
31/03/2014	8,6	6,7	7,3	8,1	7,7	-
14/04/2014	8,4	6,7	7,5	8,3	7,9	-
26/07/2014	8,8	7,4	7,4	8,2	8,0	-
01/11/2014	8,1	6,8	7,4	8,0	7,7	-
Condutividade (mS cm ⁻²)						
Amostragens	Lixiviado Bruto (LB)	Afluente Geobag (LM)	Efluente Geobag (EG)	Afluente Wetland (AW)	Efluente Wetland (EF)	Lodo de Fossa (LF)
04/07/2013	8,4	-	1,9	-	1,9	-
18/07/2013	8,0	1,5	2,2	2,1	2,1	-
20/08/2013	8,2	1,4	2,0	1,9	1,9	-
29/08/2013	6,9	1,1	1,5	1,5	1,5	-
28/10/2013	6,8	2,0	1,6	1,5	1,5	-
29/11/2013	-	1,7	1,8	1,2	1,8	-
24/03/2014	8,8	1,6	2,7	2,7	2,5	-
31/03/2014	8,8	2,7	1,9	2,1	2,1	-
14/04/2014	10,1	1,9	2,7	2,1	2,1	-
26/07/2014	5,3	2,2	2,0	2,5	3,0	-
01/11/2014	11,0	1,9	2,3	2,3	2,4	-

APÊNDICE A - Tabela de valores de parâmetros físico-químicos (continua).

DQO (mg L ⁻¹)						
Amostragens	Lixiviado Bruto (LB)	Afluentes Geobag (LM)	Efluentes Geobag (EG)	Afluentes Wetland (AW)	Efluentes Wetland (EF)	Lodo de Fossa (LF)
04/07/2013	1963	8471	392	-	262	-
18/07/2013	1580	3814	376	683	426	-
20/08/2013	2115	3468	330	397	469	4795
29/08/2013	2695	4040	357	380	346	2329
28/10/2013	2850	5665	423	465	337	1965
29/11/2013	783	6035	569	384	455	-
24/03/2014	1265	2923	475	477	520	-
31/03/2014	1725	-	827	581	646	-
14/04/2014	1898	3156	721	585	524	-
26/07/2014	731	2710	233	266	294	-
01/11/2014	1824	3983	395	420	384	-
COD (mg L ⁻¹)						
Amostragens	Lixiviado Bruto (LB)	Afluentes Geobag (LM)	Efluentes Geobag (EG)	Afluentes Wetland (AW)	Efluentes Wetland (EF)	Lodo de Fossa (LF)
04/07/2013	633	244	67		74	-
18/07/2013	478	154	142	141	131	-
20/08/2013	940	154	120	121	54	129
29/08/2013	652	159		67	118	62
28/10/2013	683	245	71	85	75	75
29/11/2013	260	123	83	55	73	-
24/03/2014	407	104	69	75	47	126
31/03/2014	348	-	25	73	69	-
14/04/2014	332	184	73	73	70	-
26/07/2014	312	173	129	79	114	-
01/11/2014	474	41	43	63	57	-

APÊNDICE A - Tabela de valores de parâmetros físico-químicos (continua).

N-NH ₃ (mg L ⁻¹)						
Amostragens	Lixiviado Bruto (LB)	Afluyente Geobag (LM)	Efluyente Geobag (EG)	Afluyente Wetland (AW)	Efluyente Wetland (EF)	Lodo de Fossa (LF)
04/07/2013	728	373	197	-	188	-
18/07/2013	647	139	205	194	185	-
20/08/2013	747	164	207	179	184	58
29/08/2013	813	145	196	189	192	143
28/10/2013	852	282	234	200	195	128
29/11/2013	858	355	-	-	-	-
24/03/2014	435	165	206	154	169	-
31/03/2014	289	408	190	132	147	-
14/04/2014	630	231	250	147	157	-
26/07/2014	58	245	203	231	-	-
01/11/2014	621	227	227	150	204	-

Sólidos Totais (mg L ⁻¹)						
Amostragens	Lixiviado Bruto (LB)	Afluyente Geobag (LM)	Efluyente Geobag (EG)	Afluyente Wetland (AW)	Efluyente Wetland (EF)	Lodo de Fossa (LF)
04/07/2013	6044	5470	1028	-	982	-
18/07/2013	5766	2532	1218	1294	1210	-
20/08/2013	6392	2270	1194	1090	1180	4773
29/08/2013	6894	2474	1133	1110	1137	2820
28/10/2013	7167	4423	1264	1244	1208	1390
29/11/2013	3692	5257	1694	1204	1566	-
24/03/2014	4932	4217	1512	-	1424	-
31/03/2014	6356	-	1270	1328	1248	-
14/03/2014	6566	3450	1196	1314	1154	-
26/07/2014	4582	2577	1074	1292	1458	-
01/11/2014	7190	5727	1725	1314	1348	-

APÊNDICE A - Tabela de valores de parâmetros físico-químicos (continua).

Sólidos Suspensos Totais (mg L ⁻¹)						
Amostragens	Lixiviado	Afluyente	Efluente	Afluyente	Efluente	Lodo de
	Bruto (LB)	Geobag (LM)	Geobag (EG)	Wetland (AW)	Wetland (EF)	Fossa (LF)
04/07/2013	134	3054	28	-	44	-
18/07/2013	-	1678	48	116	66	-
20/08/2013	140	1464	68	50	82	4287
29/08/2013	190	1772	100	97	67	2177
28/10/2013	140	2380	118	120	80	853
29/11/2013	200	3580	110	152	102	-
24/03/2014	152	3187	80	220	178	-
31/03/2014	228	-	108	194	186	-
14/03/2014	134	2113	64	174	116	-
26/07/2014	42	1550	68	56	36	-
01/11/2014	186	4883	88	136	70	-
Sólidos Dissolvidos Totais (mg L ⁻¹)						
Amostragens	Lixiviado	Afluyente	Efluente	Afluyente	Efluente	Lodo de
	Bruto (LB)	Geobag (LM)	Geobag (EG)	Wetland (AW)	Wetland (EF)	Fossa (LF)
04/07/2013	5910	2416	1000	-	938	-
18/07/2013	5728	854	1170	1178	1144	-
20/08/2013	6252	806	1126	1040	1098	487
29/08/2013	6704	702	1033	1013	1070	643
28/10/2013	7027	2043	1146	1124	1128	537
29/11/2013	3492	1677	1584	1052	1464	-
24/03/2014	4780	1030	1432	-	1246	574
31/03/2014	6128	897	1162	1134	1062	-
14/03/2014	6432	1337	1132	1140	1038	-
26/07/2014	4540	1027	1006	1236	1422	-
01/11/2014	7004	843	1637	1178	1278	-

APÊNDICE A - Tabela de valores de parâmetros físico-químicos (conclusão).

Sólidos Suspensos Voláteis (mg L ⁻¹)						
Amostragens	Lixiviado	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Lodo de
	Bruto (LB)	Geobag (LM)	Geobag (EG)	Wetland (AW)	Wetland (EF)	Fossa (LF)
04/07/2013	130	2324	18	-	38	-
18/07/2013	34	1364	44	104	64	-
20/08/2013	136	1096	60	46	78	2967
29/08/2013	178	1372	63	83	43	1243
28/10/2013	97	1860	104	114	68	660
29/11/2013	122	2470	74	110	64	-
24/03/2014	120	2773	64	196	154	-
31/03/2014	220	-	96	190	174	-
14/03/2014	128	1447	56	162	110	-
26/07/2014	36	1053	60	50	32	-
01/11/2014	184	3490	84	134	66	-
Sólidos Dissolvidos Voláteis (mg L ⁻¹)						
Amostragens	Lixiviado	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Lodo de
	Bruto (LB)	Geobag (LM)	Geobag (EG)	Wetland (AW)	Wetland (EF)	Fossa (LF)
04/07/2013	1130	502	196	-	152	-
18/07/2013	1068	300	240	262	220	-
20/08/2013	1190	302	236	202	272	227
29/08/2013	876	204	297	257	270	147
28/10/2013	1530	890	284	298	306	273
29/11/2013	700	647	416	282	316	-
24/03/2014	772	1020	340	342	258	196
31/03/2014	1144	567	602	280	236	-
14/03/2014	1356	787	430	280	222	-
26/07/2014	854	540	412	380	-	-
01/11/2014	1410	347	480	258	356	-

APÊNDICE B – Tabela de valores de toxicidade.

<i>Daphnia similis</i>						
Amostragem	Lixiviado bruto (LB)		Afluente geobag (LM)		Efluente geobag (EG)	
	CE50(%)	UT	CE50(%)	UT	CE50(%)	UT
04/07/2013	8,8	16	12,6	32	36,6	4
29/08/2013	12,5	16	9,8	32	14,4	16
31/03/2014	20,3	8	ND	ND	7,6	32
14/04/2014	15,3	16	ND	ND	ND	ND
26/08/2014	66,0	2	ND	ND	41,1	4
01/11/2014	8,3	16	ND	ND	30,8	8
<i>Aliivibrio Fischeri</i>						
Amostragem	Lixiviado bruto (LB)		Afluente geobag (LM)		Efluente geobag (EG)	
	CE50(%)	UT	CE50(%)	UT	CE50(%)	UT
04/07/2013	6,2	16	4,6	22	41,2	2
18/07/2013	6,0	17	7,6	13	36,3	3
20/08/2013	3,2	32	58,5	2	NO	NO
29/08/2013	4,1	24	10,9	9	47,9	2
28/10/2013	10,1	10	9,0	11	50,8	2
29/11/2013	14,2	7	12,1	8	52,4	2
24/03/2014	13,0	8	5,5	18	37,3	3
31/03/2014	10,4	10	7,7	13	25,5	4
14/04/2014	10,1	10	9,5	11	22,6	4
26/08/2014	NO	NO	48,4	2	NO	NO
<i>Danio rerio</i>						
Amostragem	Lixiviado bruto (LB)		Afluente geobag (LM)		Efluente geobag (EG)	
	CL50(%)	UT	CL50(%)	UT	CL50(%)	UT
04/07/2013	4,1	32	16,5	8	17,7	8
18/07/2013	4,4	32	18,2	8	8,5	16
20/08/2013	5,6	63	17,7	8	16,5	8
29/08/2013	4,4	32	17,7	8	16,5	8
28/10/2013	4,4	32	13,4	16	7,7	32
29/11/2013	7,7	32	14,3	16	11,7	16
24/03/2014	ND	ND	ND	ND	17,7	4
31/03/2014	8,8	16	7,7	32	28,7	8
14/04/2014	5,8	32	17,7	8	17,7	8
26/08/2014	ND	ND	ND	ND	25,0	8

APÊNDICE C – Tabela de valores do teste de coagulação (ponto LM).

Amostragem	DQO (mg L ⁻¹)	N-NH3 (mg L ⁻¹)	ST (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SDT (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	SDV (mg L ⁻¹)
04/07/2013	1927	670	5020	1693	3327	1250	1027
18/07/2013	2515	233	1957	983	973	793	447
20/08/2013	886	225	4283	3367	917	2583	443
29/08/2013	1059	219	3627	2817	810	2253	293
28/10/2013	2939	354	2680	1010	1670	813	503
29/11/2013	2611	257	2150	643	1507	467	470
24/03/2014	1779	143	1500	967	533	823	253
31/03/2014	9289	398	9803	8610	1193	6583	597
14/04/2014	2490	165	2270	1590	680	1190	277
26/08/2014	1933	225	2357	1413	943	1063	290
01/11/2014	3699	193	5353	4667	687	3323	287

APÊNDICE D – Base de cálculo do ensaio de equilíbrio em lote (ensaio 1).

DQO					
Diluições	C_0 (mg L ⁻¹)	C (mg L ⁻¹)	m (mg)	V (L)	x/m (mg g ⁻¹)
0%	7	3771	2000	0,02	-0,03764
15%	295	3594	2000	0,02	-0,03299
35%	668	3837	2000	0,02	-0,03169
50%	975	3827	2000	0,02	-0,02852
75%	1505	4938	2000	0,02	-0,03433
100%	2023	4949	2000	0,02	-0,02926
COD					
Diluições	C_0 (mg L ⁻¹)	C (mg L ⁻¹)	m (mg)	V (L)	x/m (mg g ⁻¹)
0%	9	1119	2000	0,02	-0,0111
15%	55	1298	2000	0,02	-0,01243
35%	10	1617	2000	0,02	-0,01607
50%	10	2578	2000	0,02	-0,02568
75%	358	2453	2000	0,02	-0,02096
100%	503	1794	2000	0,02	-0,01292

APÊNDICE E - Base de cálculo do ensaio de equilíbrio em lote (ensaio 2).

DQO					
Diluições	C_0 (mg L ⁻¹)	C (mg L ⁻¹)	m (mg)	V (L)	x/m (mg g ⁻¹)
0%	54	1644	5000	0,05	-0,0159
15%	204	2280	5000	0,05	-0,02076
35%	449	2039	5000	0,05	-0,01591
50%	765	1908	5000	0,05	-0,01143
75%	1224	4358	5000	0,05	-0,03134
100%	4449	5432	5000	0,05	-0,00983
COD					
Diluições	C_0 (mg L ⁻¹)	C (mg L ⁻¹)	m (mg)	V (L)	x/m (mg g ⁻¹)
0%	4	170	5000	0,05	-0,00166
15%	25	280	5000	0,05	-0,00255
35%	33	279	5000	0,05	-0,00246
50%	36	253	5000	0,05	-0,00218
75%	50	484	5000	0,05	-0,00433
100%	58	766	5000	0,05	-0,00707