

UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS  
ESCOLA DE ENGENHARIA CIVIL  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA DO MEIO AMBIENTE -  
PPGEMA

PATRÍCIA CALDEIRA DE SOUZA

**CODISPOSIÇÃO DE LODO DE FOSSA SÉPTICA EM ATERRO SANITÁRIO DO  
TIPO TRINCHEIRA**

Goiânia/2015

CODISPOSIÇÃO DE LODO DE FOSSA SÉPTICA EM ATERRO SANITÁRIO DO TIPO  
TRINCHEIRA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Engenharia do Meio Ambiente da Universidade Federal de Goiás, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia do Meio Ambiente.

**Área de Concentração:** Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental.

**Orientadora:** Profa. Dra. Simone Costa Pfeiffer

Goiânia/2015

Ficha catalográfica elaborada automaticamente  
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a), sob orientação do Sibi/UFG.

SOUZA, PATRICIA CALDEIRA DE  
CODISPOSIÇÃO DE LODO DE FOSSA SÉPTICA EM ATERRO  
SANITÁRIO DO TIPO TRINCHEIRA [manuscrito] / PATRICIA  
CALDEIRA DE SOUZA. - 2015.

XC, 90 f.: il.

Orientador: Profa. Dra. SIMONE COSTA PFEIFFER; co-orientador  
Dr. ERALDO HENRIQUES DE CARVALHO.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Goiás, Escola de  
Engenharia Civil (EEC), Programa de Pós-Graduação em Engenharia  
do Meio Ambiente, Goiânia, 2015.

Bibliografia.

Inclui siglas, abreviaturas, gráfico, tabelas, lista de figuras, lista de  
tabelas.

1. lixiviado. 2. resíduos sólidos. 3. resíduo de fossa. 4. tanque séptico.  
I. PFEIFFER, SIMONE COSTA, orient. II. CARVALHO, ERALDO  
HENRIQUES DE, co-orient. III. Título.

**PATRÍCIA CALDEIRA DE SOUZA**

**CODISPOSIÇÃO DE LODO DE FOSSA E TANQUE SÉPTICO EM ATERRO  
SANITÁRIO DO TIPO TRINCHEIRA**

Dissertação apresentada para obtenção do grau de Mestre em Engenharia do Meio Ambiente no Programa de Pós-Graduação Stricto Sensu em Engenharia do Meio Ambiente da Escola de Engenharia Civil da Universidade Federal de Goiás, aprovada em 21 de Setembro de 2015 pela seguinte Banca Examinadora:

---

Prof<sup>ª</sup>. Dr<sup>ª</sup>. Simone Costa Pfeiffer – UFG  
Presidente da Banca

---

Prof. Dr. Eraldo Henriques de Carvalho – UFG  
Examinador Interno

---

Prof. Dr. Antonio Pasqualetto – PUC - GO  
Examinador Externo

*Dedico esta Dissertação aos  
meus pais, Reginaldo e Dalva que  
sempre estiveram ao meu lado me  
dado força, carinho e amor.*

## AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus e Nossa Senhora pela saúde, força e oportunidades.

Aos meus pais, Dalva e Reginaldo, pelo amor, carinho, paciência, dedicação e educação que me proporciona, além do apoio incondicional em todos os momentos.

Aos meus irmãos Alexandre e Vanessa, por fazerem parte da minha evolução.

Ao meu esposo Victor Tomaz, pela dedicação, apoio, paciência, carinho, amor e compreensão nos momentos ausentes e principalmente pela motivação que me fez continuar firme no propósito de concluir esse trabalho.

Aos amigos, que promoveram momentos de companheirismo, alegria e distração, em especial à Ana Paula, Elisa e Josiane.

À minha orientadora Prof<sup>ª</sup>. Dr<sup>ª</sup>. Simone Costa Pfeiffer, pela imensa paciência, dedicação, sabedoria, ensinamentos, força, motivação e disponibilidade em meio a tantas importantes obrigações e tarefas que desempenha.

A todos os professores do Programa de Pós-Graduação em Engenharia do Meio Ambiente, da Universidade Federal de Goiás, em especial, ao Prof. Dr. Eraldo Henriques, que se fez presente no desenvolvimento da pesquisa.

Aos meus amigos Martha Nascimento e Marco Aurélio Pessoa e Denise, pela contribuição afetiva e científica, ao compartilhar seus conhecimentos, até o último momento do desenvolvimento desse trabalho. A minha sogra Maria Dalva pelo apoio, orações e carinho.

Ao meu amigo Diógenes Aires, que figurou como um importante incentivador na pesquisa, além de ser uma ponte para o desenvolvimento do trabalho. Aos colegas do programa Samara, Getúlio e Carlos Maia.

A Companhia de Urbanização de Goiânia (COMURG), que prontamente disponibilizou a área no aterro sanitário para o experimento, além de maquinário e servidores. Em especial ao Nelson Fernandes, o servidor Jonas e o senhor Adilson.

À Financiadora de Estudos e Projetos (Finep) pelo financiamento e incentivo ao desenvolvimento do trabalho.

A minha amiga e colega de trabalho Adrienne Araújo pelo carinho, orações e incentivo para a finalização do trabalho. Aos estudantes de engenharia ambiental Sarah, Luis, Matheus e Felipe pela contribuição na operação do experimento.

Aos técnicos da Universidade Federal de Goiás, Guilherme e Nayara. E a querida Deuzélia pela paciência, carinho e dedicação.

## RESUMO

SOUZA, P. C. **Codisposição de lodo de fossa séptica em aterro sanitário do tipo trincheira**. 2015. 79 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Meio Ambiente) – Escola de Engenharia Civil, Programa de Pós-Graduação Stricto Sensu em Engenharia do Meio Ambiente, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2015.

Perante a situação problemática do saneamento básico no Brasil, em que diversas regiões não são atendidas por redes coletoras de esgoto, uma das alternativas dos municípios é a utilização de Sistemas Individuais de Tratamento e Disposição de Esgoto Doméstico (SITDE), que figura como uma opção para a disposição do esgoto doméstico. O Resíduo de Fossa e Tanque Séptico (RFTS) gerado nos SITDE é destinado, na maioria das vezes, para Estações de Tratamento de Esgoto (ETE). Entretanto, nem todos os municípios brasileiros possuem ETE e, devido à elevada carga de poluentes e organismos patogênicos presentes nos RFTS, é preciso que haja uma alternativa para sua destinação adequada com o intuito de garantir a qualidade do meio ambiente e preservar a saúde pública. Diante disso, neste trabalho objetivou-se a avaliação dos impactos da codisposição dos RFTS com os Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) em aterros sanitários tipo trincheira. Para tanto, foram construídas quatro células experimentais a céu aberto na área do aterro sanitário do município de Goiânia, para receberem, os seguintes percentuais de lodo: 0%, 2%, 5% e 9%. Com base no volume individual das trincheiras (5 m<sup>3</sup>), definiu-se uma disposição de 40 kg/dia de RSU em cada trincheira, três vezes por semana, durante cinco meses, de abril a agosto de 2013. Após os lançamentos dos RSU nas trincheiras, os mesmos eram compactados manualmente, o RFTS codisposto sobre os resíduos e, posteriormente, utilizava-se o solo para cobertura. O RFTS utilizado no estudo foi caracterizado segundo os parâmetros pH, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO), sólidos totais, sólidos totais fixos, sólidos totais voláteis, sólidos suspensos total, sólidos suspensos fixos, sólidos suspensos voláteis, sólidos sedimentáveis, turbidez, nitrogênio amoniacal e fósforo total. Os resultados obtidos demonstraram que o teor de umidade dos RSU aterrados a um metro de profundidade aumentou com o tempo de incubação, e que os sólidos voláteis permaneceram constantes. Em termos quantitativos, a codisposição do lodo em diferentes percentuais não interferiu no volume do lixiviado gerado. Quanto à qualidade do lixiviado, observou-se aumento das concentrações para os parâmetros sólidos totais, DQO, DBO e nitrogênio amoniacal nas trincheiras que receberam os resíduos de fossa e tanque séptico, em especial nas concentrações de 5 e 9%. A presença de coliformes totais e *Escherichia coli* foi estabilizada em valores bastante próximos com o decorrer do tempo, em todas as trincheiras, não indicando um impacto em longo prazo. Para o pH, que permaneceu sempre na faixa alcalina, a adição do lodo não implicou em alterações consideradas significativas. Recomenda-se a realização de outros estudos adotando outros níveis de concentrações de resíduo de fossa e tanque séptico para trincheiras em aterros sanitários.

Palavras-chave: lixiviado; resíduos sólidos; resíduo de fossa; tanque séptico.

## ABSTRACT

SOUZA, P. C. **Codisposition of septic sludge in landfill the trench type**. 2015. 79 f. Dissertation (Masters of Environmental Engineering) – Civil Engineering College, Post-Graduation Stricto Sensu Program in Environmental Engineering – Federal University of Goiás, Goiânia, Brazil, 2015.

Given the problematic situation of basic sanitation in Brazil, where many regions are not served by sewage systems, one of the alternatives of the municipalities is to use Individual and Household Sewage Disposal (SITDE), attached as an option for the disposal of domestic sewage. The Residue of Fossa and Septic Tank (RFTS), generated in SITDE is intended, for the most part Sewage Treatment Station (ETE). However, not all municipalities have ETE and due to high load of pollutants and pathogenic organisms in RFTS, there must be an alternative to its proper destination in order to ensure the quality of the environment and preserve public health. Therefore, this study aimed to evaluation of codisposição of RFTS impacts with Urban Solid Waste (RSU) in landfills trench type. For this, four experimental cells were built in the open in the area of the landfill in the city of Goiânia, to receive the following sludge percentage: 0%, 2%, 5% and 9%. Based on the individual volume of the trenches (5 m<sup>3</sup>), set up an array of 40 kg/day of RSU in each trench, three times a week for five months, from April to August 2013. After the release of RSU in the trenches, they were compressed manually, RFTS codisposto on waste and later it was used to cover the ground. The RFTS used in the study was characterized according to the parameters pH, Biochemical Oxygen Demand (DBO), Chemical Oxygen Demand (DQO), total solids, fixed total solids, total volatile solids, total suspended solids, fixed suspended solids, volatile suspended solids, sedimented solids, turbidity, ammonia nitrogen and total phosphorus. The results showed that the moisture content of RSU grounded to a depth meter increased with the incubation time, and the volatile solids remained constant. In quantitative terms, the sludge codisposition in different percentages did not affect the volume of leachate generated. As to the quality of the leachate, there was an increase in total solids concentrations for the parameters, COD, BOD and ammonia nitrogen in the trenches receiving cavity residues and septic tank, in particular at concentrations of 5 and 9%. The presence of total coliforms and *Escherichia coli* was stabilized in very close values with the passage of time in all trenches do not indicate a long-term impact. For pH, who always remained in the alkaline range, the addition of the sludge did not result in changes considered significant. It is recommended to carry out further studies adopting other levels of pit residue concentrations and septic tank trench in landfills.

Keywords: leached; solid waste; sump residue; septic tank.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 Municípios com serviço de rede coletora de esgoto - Brasil (2008).....	19
Figura 2 Número de pessoas sem acesso à rede coletora de esgoto, segundo as Grandes Regiões – 2008. ....	20
Figura 3 Funcionamento geral de um tanque séptico. ....	24
Figura 4 Corte da seção de um aterro sanitário. ....	35
Figura 5 Localização do Aterro Sanitário de Goiânia e da área das trincheiras experimentais.....	42
Figura 6 Esquema das trincheiras experimentais construídas na área do aterro sanitário de Goiânia	44
Figura 7 Ancoragem das geomembranas nas trincheiras experimentais .....	45
Figura 8 Quarteamento realizado para determinação da composição gravimétrica .....	46
Figura 9 (a) Resíduos descarregados pelo caminhão coletor (b) Pesagem dos resíduos para lançamento nas trincheiras .....	49
Figura 10 (a) Lançamento do lodo de fossa sobre os resíduos (b) Compactação manual dos resíduos dispostos na trincheira 1 .....	49
Figura 11 (a) coleta dos resíduos sólidos na superfície da trincheira; (b) resíduos sólidos armazenados em saco plástico. ....	50
Figura 12 (a) Instalação do dreno de coleta de lixiviado da trincheira experimental à bombona utilizada para armazenamento do líquido; (b) Detalhe da bombona utilizada.....	52
Figura 13 Composição gravimétrica média dos resíduos sólidos dispostos nas trincheiras experimentais.....	54
Figura 14 Composição geral dos resíduos domiciliares coletados no município de Goiânia.....	55
Figura 15 a) e b) Presença de larvas de mosca doméstica ( <i>Musca domestica</i> ) nas trincheiras experimentais. ....	57
Figura 16 Evolução temporal do teor umidade na fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos dispostos na trincheira experimental 1 (profundidades de coleta: superfície, trinta centímetros e um metro). ....	58
Figura 17 Evolução temporal do teor de umidade na fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos dispostos na trincheira experimental 2 (profundidades de coleta: superfície, trinta centímetros e um metro). ....	59
Figura 18 Evolução temporal do teor umidade na fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos dispostos na trincheira experimental 3 (profundidades de coleta: superfície, trinta centímetros e um	

metro). .....	60
Figura 19 Evolução temporal do teor umidade na fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos dispostos na trincheira experimental 4 (profundidades de coleta: superfície, trinta centímetros e um metro). .....	61
Figura 20 Evolução temporal da concentração de sólidos voláteis na fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos dispostos na trincheira experimental 1 (profundidades de coleta: superfície, trinta centímetros e um metro). .....	62
Figura 21 Evolução temporal da concentração de sólidos voláteis na fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos dispostos na trincheira experimental 2 (profundidades de coleta: superfície, trinta centímetros e um metro). .....	63
Figura 22 Evolução temporal da concentração de sólidos voláteis na fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos dispostos na trincheira experimental 3 (profundidades de coleta: superfície, trinta centímetros e um metro). .....	64
Figura 23 Evolução temporal da concentração de sólidos voláteis na fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos dispostos na trincheira experimental 4 (profundidades de coleta: superfície, trinta centímetros e um metro). .....	65
Figura 24 Evolução temporal da concentração de sólidos nos lixiviados gerados na Trincheira 1 experimental .....	66
Figura 25 Evolução temporal da concentração de sólidos nos lixiviados gerados na Trincheira 2 experimental .....	67
Figura 26 Evolução temporal da concentração de sólidos nos lixiviados gerados na Trincheira 3 experimental .....	68
Figura 27 Evolução temporal da concentração de sólidos nos lixiviados gerados na Trincheira 4 experimental .....	69
Figura 28 Evolução temporal da concentração de DBO e DQO nos lixiviados gerados na Trincheira 1 experimental .....	70
Figura 29 Evolução temporal da concentração de DBO e DQO nos lixiviados gerados na Trincheira 2 experimental .....	71
Figura 30 Evolução temporal da concentração de DBO e DQO nos lixiviados gerados na Trincheira 3 experimental .....	72
Figura 31 Evolução temporal da concentração de DBO e DQO nos lixiviados gerados na Trincheira 4 experimental .....	72
Figura 32 Evolução temporal da concentração de nitrogênio amoniacal e pH nos lixiviados gerados nas trincheiras experimentais .....	73
Figura 33 Evolução temporal da concentração de fósforo e pH nos lixiviados gerados nas trincheiras	

experimentais .....	74
Figura 34 Evolução temporal dos Coliformes Totais e E. coli no lixiviado gerado na Trincheira 1.....	75
Figura 35 Evolução temporal dos Coliformes Totais e E. coli no lixiviado gerado na Trincheira 2.....	76
Figura 36 Evolução temporal dos Coliformes Totais e E. coli no lixiviado gerado na Trincheira 3.....	77
Figura 37 Evolução temporal dos Coliformes Totais e E. coli no lixiviado gerado na Trincheira 4.....	77

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 Tipo de esgotamento sanitário segundo as Grandes Regiões do Brasil.....	18
Tabela 2 Eficiência das fossas sépticas.....	25
Tabela 3 Faixas prováveis de remoção dos poluentes, conforme o tipo de tratamento, consideradas em conjunto com o tanque séptico (em %) <sup>1, 2, 3</sup> .....	25
Tabela 4 Características de lodos de tanques sépticos.....	27
Tabela 5 Características, classificação e comparação gerais entre lodos sépticos de países tropicais como: África (exceto os extremos norte e sul), a Ásia das monções (sul e sudeste asiáticos), o norte da Austrália, o México, a América Central e a maior parte da América do Sul (centro e norte), além de centenas de ilhas dos oceanos Pacífico, Atlântico e Indico. ....	27
Tabela 6 Caracterização do lodo séptico utilizado por Tosetto (2009).....	28
Tabela 7 Presença de patógenos indicadores da sanidade em lodos de tanques sépticos da cidade de Curitiba - PR.....	30
Tabela 8 Variação da composição do lixiviado gerado em aterros brasileiros.....	41
Tabela 9 Dados climatológicos de Goiânia e Região.....	43
Tabela 10 Parâmetros selecionados para a caracterização dos resíduos de fossas e tanque séptico gerados no município de Anápolis e seus respectivos métodos de análise.....	48
Tabela 11 Parâmetros selecionados para a caracterização dos resíduos de fossas e tanque séptico gerados no município de Goiânia e seus respectivos métodos de análise .....	52
Tabela 12 Caracterização da amostra composta do lodo de fossa séptica utilizado na pesquisa.....	55
Tabela 13 Análise ANOVA na Trincheira 1 para teor de Umidade com repetição, sob 5% de aceitação pelo Teste F. ....	58
Tabela 14 Análise ANOVA na Trincheira 2 para teor de Umidade com repetição, sob 5% de aceitação pelo Teste F. ....	59
Tabela 15 Análise ANOVA na Trincheira 3 para teor de Umidade com repetição, sob 5% de aceitação pelo Teste F. ....	60
Tabela 16 Análise ANOVA na Trincheira 4 para teor de Umidade com repetição, sob 5% de aceitação pelo Teste F. ....	61
Tabela 17 Análise ANOVA na Trincheira 1 para Sólidos Voláteis com repetição, sob 5% de aceitação pelo Teste F. ....	62
Tabela 18 Análise ANOVA na Trincheira 2 para Sólidos Voláteis com repetição, sob 5% de aceitação	

pelo Teste F. ....	63
Tabela 19 Análise ANOVA na Trincheira 3 para Sólidos Voláteis com repetição, sob 5% de aceitação pelo Teste F. ....	64
Tabela 20 Análise ANOVA na Trincheira 4 para Sólidos Voláteis com repetição, sob 5% de aceitação pelo Teste F. ....	65
Tabela 21 Análise ANOVA com repetição, sob 5% de aceitação pelo Teste F .....	73
Tabela 23 Análise ANOVA com repetição, sob 5% de aceitação pelo Teste F .....	75

## **LISTA DE QUADROS**

Quadro 1 Classificação dos resíduos sólidos urbanos quanto à periculosidade. ....	32
Quadro 2 Principais fatores que influenciam a composição dos lixiviados de aterro sanitários. ....	38

## LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

ABNT: Associação Brasileira de Normas Técnicas  
CONAMA: Conselho Nacional do Meio Ambiente  
CT: Coliformes Totais  
CV: Coeficiente de Variação  
DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio  
DQO: Demanda Química de Oxigênio  
EPA: *Environmental Protection Agency*  
ETE: Estação de Tratamento de Esgotos  
EUA: Estados Unidos da América  
E.C: *Escherichia coli*  
GO: Goiás  
IBGE: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística  
NBR: Norma Brasileira  
NTK: Nitrogênio Total Kjeldahl  
OMS: Organização Mundial da Saúde  
pH: Potencial Hidrogeniônico  
PROSAB: Programa de Pesquisa em Saneamento Básico  
PT: Fósforo Total  
RFTS: Resíduos de fossas e tanques sépticos  
RSU: Resíduos Sólidos Urbanos  
SANEAGO: Saneamento de Goiás S/A  
SST: Sólidos Suspensos Totais  
SSF: Sólidos Suspensos Fixos  
SSV: Sólidos Suspensos Voláteis  
SITDE: Sistemas Individuais de Tratamento e Disposição de Esgoto  
ST: Sólidos Totais  
STF: Sólidos Totais Fixos  
STV: Sólidos Totais Voláteis  
UFG: Universidade Federal de Goiás  
USP: Universidade de São Paulo

## SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO .....	15
2 OBJETIVO .....	17
2.1 Objetivo Geral .....	17
2.2 Objetivos Específicos .....	17
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....	18
3.1 Saneamento Básico no Brasil .....	18
3.2 Sistemas Individuais de Tratamento e Disposição de Esgoto Doméstico - SITDE .....	21
3.2.1 Tanques Sépticos .....	22
3.3 Resíduos Sólidos Urbanos .....	31
3.4 Aterros Sanitários .....	33
3.4.1 Degradação dos RSU em aterros sanitários .....	35
3.4.2 Lixiviado de aterros sanitários .....	37
4 MATERIAL E MÉTODOS .....	42
4.1 Localização da área de estudo .....	42
4.1.1 Característica do clima na região .....	43
4.2 Dimensionamento das células experimentais .....	43
4.3 Caracterização dos Resíduos Sólidos do Município .....	45
4.4 Caracterização de Lodo Séptico Gerado no Município .....	46
4.5 Operações de espalhamento e compactação dos resíduos sólidos urbanos .....	48
4.6 Decomposição da fração orgânica presente nos resíduos sólidos urbanos .....	50
4.7 Aspectos qualitativos e quantitativos do lixiviado .....	51
4.8 Estatística utilizada .....	53
5 RESULTADOS E DISCUSSÕES .....	53
5.1 Caracterização dos resíduos sólidos e do lodo de fossa séptica .....	53
5.2 Interferências da disposição de lodo séptico na operação de aterramento dos resíduos e na decomposição da fração orgânica .....	56

6 CONCLUSÕES .....	79
REFERÊNCIAS .....	81

## 1 INTRODUÇÃO

A situação do saneamento básico no Brasil ainda está aquém do desejado. De acordo com a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB, 2008), apenas 55,2% dos municípios brasileiros dispõem de algum tipo de rede coletora de esgoto. Destes, somente 68% realizam o tratamento do esgoto sanitário coletado.

Nas localidades não atendidas por rede coletora de esgoto, umas das alternativas adotadas pelos municípios é a utilização das fossas sépticas seguidas por sumidouros ou até mesmo outras formas de disposição inadequadas como as fossas rudimentares ou lançamento direto no corpo receptor (IBGE, 2010).

Assim, embora unidades de tratamento de efluentes líquidos como os tanques sépticos ainda sejam uma necessidade na realidade brasileira e apresentem-se como alternativas de interesse, as mesmas trazem consigo uma grande preocupação: como dispor, de forma regular e adequada, o lodo gerado nessas instalações?

A composição do resíduo esgotado do interior dos tanques sépticos, denominado resíduos de fossas e tanques sépticos (RFTS), varia de acordo com a origem do esgoto, tipo de sistema, tempo de limpeza e geralmente contém em maior parte água, nutrientes como nitrogênio e fósforo, materiais inorgânicos e material orgânico fecal, apresentando características de patogenicidade (RATIS, 2009).

De acordo com *International Development, Inc. and the Department of Water* (AECOM, 2010) e *Sanitation in Developing Countries – (SANDEC, 2010)*, as empresas limpa-fossas, que muitas vezes atuam na informalidade, são a única opção ofertada a essa parcela da população, pois realizam os serviços de coleta, transporte e destinação final desses resíduos. Porém, em algumas regiões, esse material é disposto sem qualquer critério no solo, em cursos d'água e até mesmo utilizado como adubo na agricultura, o que gera a contaminação desses locais dado às concentrações significativas de nutrientes, poluentes inorgânicos e organismos patogênicos presentes nos RFTS.

Segundo a *American Society of Civil Engineers (ASCE, 1985)*, o aterro sanitário é um método de disposição de resíduos no solo, sem prejudicar o meio ambiente, sem provocar doenças ou riscos para a segurança e a saúde pública, empregando princípios de Engenharia para confinar os resíduos na menor área possível e reduzir ao máximo seu volume. Os resíduos devem ser cobertos com uma camada de terra ao término de cada jornada ou a intervalos mais frequentes, quando for necessário.

O lixiviado gerado no aterro sanitário geralmente apresenta altas concentrações de matéria orgânica e de nitrogênio amoniacal. Estes, quando descartados sem tratamento prévio, causam problemas ambientais como a toxicidade para a biota existente, diminuição do oxigênio dissolvido do corpo receptor e eutrofização de corpos d'água (ANTHONISEN *et al.*, 1976).

O tratamento de lixiviado apresenta-se como desafio principalmente nos aterros sanitários estabilizados, os quais apresentam alta concentração de matéria orgânica refratária, amônia e compostos tóxicos, além de elevados valores de pH. Atualmente tem sido empregada a conjugação de sistemas biológicos e físico-químicos para tratar lixiviados com tais características (KURNIAWAN *et al.*, 2006).

A codisposição de resíduo de fossa e tanque séptico nos aterros sanitários consiste em misturar resíduos sólidos urbanos domésticos, com resíduos de fossa séptica domiciliares, de forma a provocar reações físicas, químicas e biológicas e apresenta-se como uma alternativa atrativa para municípios de médio a pequeno porte, especialmente aqueles desprovidos de Estações de Tratamento de Esgoto. No entanto, estudos devem ser realizados a fim de avaliar os impactos no aterramento dos resíduos e, principalmente, na geração e tratamento de lixiviado.

Portanto, diante desse cenário, a presente pesquisa, até o momento pioneira no país, teve como finalidade avaliar o impacto da disposição direta de lodo séptico nas trincheiras existente em aterros sanitários, onde foram avaliadas as interferências, identificando possíveis problemas operacionais no desempenho desse sistema no tratamento do lixiviado, e a qualidade deste durante a codisposição.

## **2 OBJETIVO**

### **2.1 Objetivo Geral**

Avaliar o impacto da codisposição de lodo séptico nas trincheiras de aterro sanitário, com o intuito de propor uma solução para esses resíduos. .

### **2.2 Objetivos Específicos**

- Caracterizar os resíduos sólidos gerados no município estudado;
- Caracterizar o lodo séptico utilizado na pesquisa;
- Avaliar as interferências da disposição de lodos sépticos na operação de aterramento dos resíduos sólidos;
- Avaliar as interferências físico-químicas da disposição de lodos sépticos na decomposição da fração orgânica dos resíduos sólidos aterrados.

### 3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### 3.1 Saneamento Básico no Brasil

Todo cidadão tem direito ao saneamento básico. No entanto, dos 5.507 municípios brasileiros, apenas 52,2% possuem algum tipo de serviço de esgotamento sanitário (IBGE, 2010).

A Lei Federal 11.445, de 05 de janeiro de 2007, estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico, onde todo cidadão brasileiro tem direito a um conjunto de serviços, infraestrutura e instalações operacionais (BRASIL, 2007). Segundo a citada Lei, o saneamento básico é constituído por um conjunto de serviços, infraestruturas e instalações operacionais de:

- Abastecimento de água potável;
- Esgotamento sanitário;
- Limpeza urbana e manejo dos resíduos sólidos; e
- Drenagem e manejo das águas pluviais urbanas.

Na Tabela 1 estão apresentadas informações a respeito do tipo de esgotamento sanitário adotado nas grandes regiões do Brasil.

Tabela 1 Tipo de esgotamento sanitário segundo as Grandes Regiões do Brasil.

<b>Brasil e regiões</b>	<b>Rede de esgoto (%)</b>	<b>Fossa séptica (%)</b>	<b>Outro (%)</b>
Brasil	55,45	11,61	30,30
Região Norte	13,98	18,84	62,55
Região Nordeste	33,97	11,24	46,98
Região Sudeste	81,06	5,45	13,10
Região Sul	45,78	25,68	28,07
Região Centro-Oeste	38,38	13,15	47,84

Fonte: Adaptado de IBGE, 2010.

Dos 42% de domicílios brasileiros que utilizavam Sistemas Individuais de Tratamento e Disposição de Esgotos (SITDE) para o tratamento de seus efluentes, aproximadamente 23% utilizam tanques sépticos e 19% fossas rudimentares (IBGE, 2010).

De acordo com a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico – PNSB - (IBGE, 2008), verifica-se a falta de rede coletora em 2.495 municípios, distribuídos pelas Unidades da Federação, com exceção do Estado de São Paulo, onde apenas uma cidade não possuía o

serviço de esgotamento através de rede coletora, conforme apresentado na Figura 1.

Figura 1 Municípios com serviço de rede coletora de esgoto - Brasil (2008).



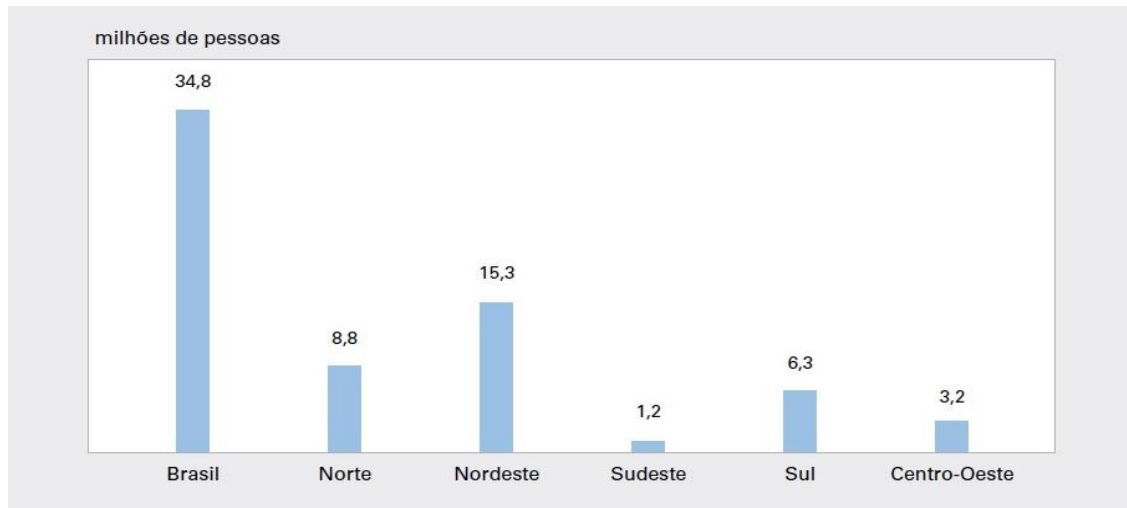
Fonte: Adaptado de IBGE, Diretoria de Pesquisas, Coordenação de População e Indicadores Sociais, Pesquisa Nacional de Saneamento Básico, 2008.

Segundo IBGE (2010), o contingente populacional sem a cobertura desse serviço, considerando-se apenas os municípios sem rede coletora, era de aproximadamente 34,8 milhões de pessoas, ou seja, em 2008, cerca de 18% da população brasileira estava exposta ao risco de contrair doenças em decorrência da inexistência de rede coletora de esgoto. O Nordeste era a região onde a falta de rede coletora de esgotamento sanitário era mais grave, atingindo valor próximo a 15,3 milhões de habitantes. Em segundo lugar, destacou-se a região Norte do País, seguida pelas regiões Sul, Centro-Oeste e Sudeste (Figura 2).

A principal solução alternativa adotada para suprir a inexistência desse serviço foi a construção de fossas sépticas. Segundo Andreoli e Pompeo (2009), a população brasileira, em sua maioria, faz uso de fossas rudimentares. Esse tipo de solução, mesmo não sendo a ideal, implica na redução do lançamento dos dejetos em valas a céu aberto, fossas secas e em corpos d'água, o que ameniza de forma significativa os impactos ambientais decorrentes da falta de

rede coletora de esgoto (IBGE, 2008).

Figura 2 Número de pessoas sem acesso à rede coletora de esgoto, segundo as Grandes Regiões – 2008.



Fonte: IBGE, Diretoria de Pesquisas, Coordenação de População e Indicadores Sociais, Pesquisa Nacional de Saneamento Básico, 2008.

A PNSB, realizada no ano de 2008, indica que em 55,6% dos municípios as prefeituras executaram o serviço de forma exclusiva, e 41,6% dos municípios tinham a execução desse serviço sob a responsabilidade de outras entidades. Na região Centro-Oeste, essa forma de execução foi praticada em 81,1% dos municípios.

Com relação aos resíduos sólidos, segundo estudos da Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE, 2011), em 2011 foram gerados quase 62 milhões de toneladas de resíduos em todo território nacional, 1,8% a mais que em 2010. Este percentual é duas vezes maior que a taxa de crescimento da população no mesmo período. De acordo com o estudo mencionado, do total de resíduos gerado mais de 23 milhões de toneladas seguiram para lixões e aterros controlados; outras 6,4 milhões de toneladas, que encheriam 45 estádios do Maracanã, sequer foram coletadas. Dos 5.565 municípios brasileiros, 58,6% afirmaram ter iniciativas de coleta seletiva, o que significa um aumento de 1% em relação a 2010.

O estudo realizado pela ABRELPE revela, ainda, desigualdades regionais na gestão de resíduos sólidos no Brasil. Na região Norte, a geração cresceu 5,7% e a coleta, 4,2%, três vezes mais que a média nacional. Por outro lado, o Centro-Oeste permaneceu com o pior desempenho no que diz respeito à destinação final, com 70,6% dos resíduos coletados

encaminhados para lixões e aterros controlados. A região Sudeste com uma geração diária de mais de 97 mil toneladas, ou 1,293 kg por habitante por dia, ainda figura como a região que tem a melhor cobertura de coleta (96,52%) e que melhor trata seus resíduos. Do total coletado em 2011, 72,2% tiveram como destino final os aterros sanitários, com uma quantidade 2,6% superior à do ano anterior. Entretanto, o percentual com tratamento inadequado, apesar de ser bem menor em relação a outras regiões do País, representa um volume absoluto de 26 mil toneladas/dia, que degradam o meio ambiente. Quando consideradas as cidades que não tratam adequadamente seus resíduos, o percentual sobe para 51,5%, o equivalente a 860 municípios da região.

A saúde e o saneamento se relacionam diretamente. Quanto maiores os investimentos nesta área, menores os índices de mortalidade infantil e de doenças de veiculação hídrica. Outras medidas associadas, como a prática da medicina preventiva e a educação sanitária também contribuem para melhoria da saúde pública (JORDÃO e PESSÔA, 2011).

### **3.2 Sistemas Individuais de Tratamento e Disposição de Esgoto Doméstico - SITDE**

Os sistemas de disposição local de excretas, também denominados Sistemas Individuais de Tratamento e Disposição de Esgoto Doméstico (SITDE), surgiram devido à necessidade de suprir a ausência, total ou parcial, de serviços públicos de esgotos sanitários, sendo necessária a implantação de algum dispositivo local que auxilie no controle da contaminação do solo, da água e também na prevenção de efeitos nocivos à saúde devido à decomposição da matéria orgânica e possível presença de microrganismos patogênicos (JORDÃO; PESSÔA, 2011).

Segundo Andreoli e Pompeo (2009), os SITDE podem ser classificados em sistemas sem transporte hídrico - sem a utilização de água para o transporte dos dejetos - e com transporte hídrico. Estes últimos são os mais utilizados pela população brasileira e dividem-se em fossas absorventes ou poços absorventes, tanques sépticos e fossas químicas.

Os SITDE podem apresentar formatos e tipos de tratamentos diferentes como a fossa estanque, a fossa rudimentar conhecida como a fossa negra, valas e poços de infiltração ou tanques sépticos.

Na fossa estanque, não há infiltração do material retido, funcionando como uma caixa seca. Nas valas e poços de infiltração, como o sumidouro, ocorre apenas a disposição final do efluente no solo. A principal diferença entre uma fossa rudimentar e um tanque séptico é o fato do tanque ser uma unidade de tratamento de esgotos, ocorrendo à infiltração de seu

efluente no solo através de sumidouros ou valas de infiltração, enquanto a fossa rudimentar é utilizada como unidade única onde também ocorre a disposição final dos esgotos (HARTMANN *et al.*, 2009).

Muitas das unidades de disposição e tratamento individuais de efluentes existentes no país são erroneamente chamadas de tanques sépticos, embora na verdade constituem-se de fossas rudimentares. Este fato é ocasionado pelo desconhecimento técnico das normas e padrões, pois os tanques sépticos devem ser construídos conforme normativas específicas. (RIOS, 2010).

### 3.2.1 Tanques Sépticos

Os primeiros tanques sépticos foram construídos a partir dos trabalhos de Mouras, na França, por volta do ano de 1860 e ainda hoje são amplamente utilizados como alternativa para o tratamento do esgoto sanitário em regiões não atendidas por redes coletoras (CHERNICHARO, 1997).

Para Jordão e Pessôa (2011), tanque séptico é uma câmara construída para reter esgotos sanitários por um determinado período de tempo, definido por critérios técnicos, permitindo a sedimentação dos sólidos, a retenção de materiais graxos e a degradação e estabilização bioquímicas de determinadas substâncias presentes no esgoto.

No Brasil, a aplicação pioneira parece ter sido o grande tanque construído em Campinas-SP para o tratamento de esgoto urbano em 1982, mas começaram a ser difundidos a partir dos últimos anos da década de 1930 e hoje os tanques sépticos se encontram em grande quantidade, porém a maioria apresenta falhas de projeto, execução e operação. A maioria atende habitações unifamiliares, mas são também empregados para vazões maiores (ANDRADE NETO, 1997).

De acordo com Nuvolari *et al.* (2003), fossas sépticas ou decanto-digestores, consistem de uma câmara, cuja função é permitir a sedimentação, o armazenamento dos sólidos sedimentáveis (lodo) e a sua digestão, que ocorre em ambiente anaeróbio. Dessa decomposição, é gerado o gás natural ( $\text{CH}_4 + \text{CO}_2$ ), além de pequenas quantidades de gás sulfídrico ( $\text{H}_2\text{S}$ ), mercaptanas, escatóis etc. Ainda fazem um paralelo com o tratamento convencional através de lodos ativados, afirmando que a fossa séptica estaria, ao mesmo tempo, substituindo o decantador primário e o digestor de lodos de uma estação convencional, sem nenhum consumo de energia.

Jordão e Pessoa (2005) definem o funcionamento de fossas sépticas nas seguintes

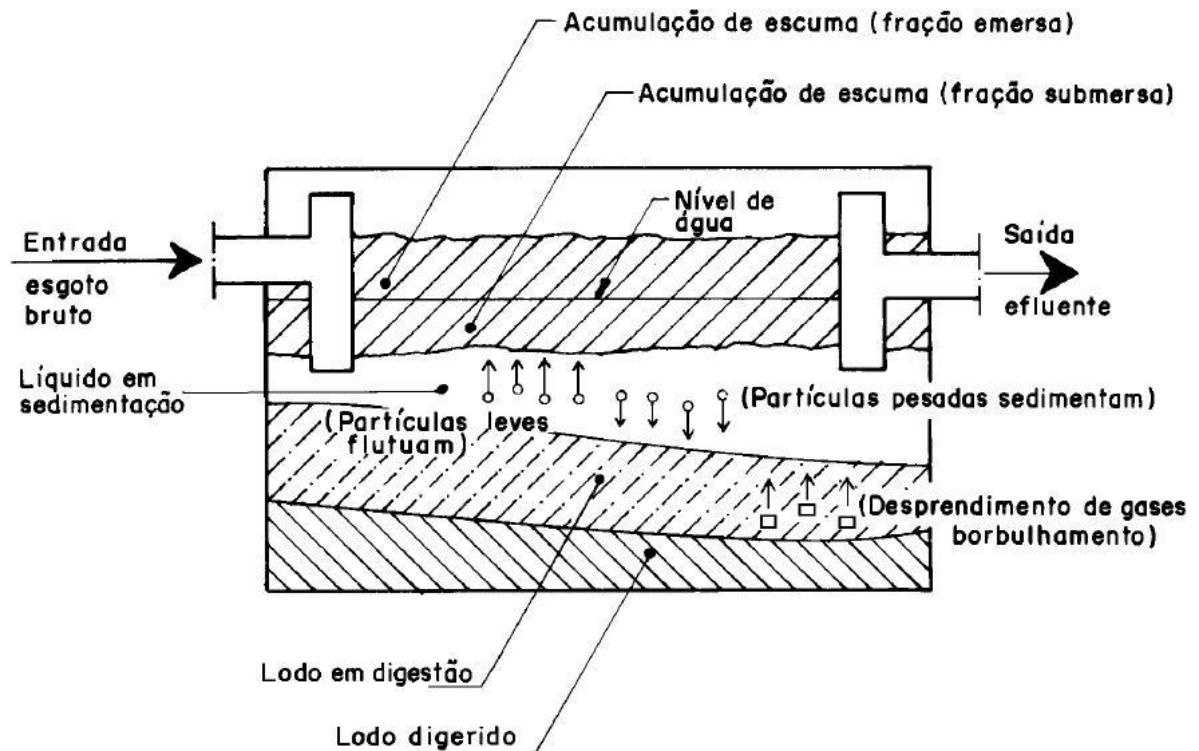
fases:

- **retenção do esgoto:** o esgoto fica retido em um período que varia de 24 a 12 horas, dependendo das contribuições afluentes;
- **decantação do esgoto:** nessa fase ocorre uma sedimentação de 60 a 70% dos sólidos em suspensão - exceto óleos, graxas, gorduras - formando o lodo;
- **digestão anaeróbia do lodo:** o lodo e a espuma formada por óleos, graxas e gorduras, são atacados por bactérias anaeróbias, provocando destruição total ou parcial de material volátil e organismos patogênicos;
- **redução do volume de lodo:** devido à digestão anaeróbia, resultam gases, líquidos e sólidos retidos e digeridos, que adquirem características estáveis, permitindo que o líquido sobrenadante saia com melhores condições de segurança.

A Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), por meio da Norma Brasileira Registrada (NBR 7229/93) “Projeto, Construção e Operação de Sistemas de Tanques Sépticos” define tanque séptico como sendo uma unidade cilíndrica ou prismática retangular de fluxo horizontal, para tratamento de esgoto por processos de sedimentação, flotação e digestão. São normalmente enterrados, principalmente os tanques cilíndricos que propiciam uma menor área útil em favor da profundidade, já os prismáticos retangulares são empregados onde seja desejável maior área horizontal e menor profundidade. Podem ainda ser simples (uma câmara única), com câmara em série (compartimentos horizontais) ou câmaras sobrepostas (compartimentos verticais), dotados de aberturas para entrada do esgoto bruto e saída do efluente tratado.

Existem outras normas da ABNT que orientam a utilização de tanques sépticos, que são as seguintes: NBR 13969, de setembro de 1997, “Tanques Sépticos – Unidades de Tratamento Complementar e Disposição Final dos Efluentes Líquidos – Projeto Construção e Operação”; A NBR 8160 – “Sistemas prediais de esgoto sanitário”. O funcionamento geral de um tanque séptico está ilustrado na Figura 3.

Figura 3 Funcionamento geral de um tanque séptico.



Fonte: ABNT, 1993.

Quando da execução da limpeza dos SITDE, geralmente efetuada por caminhões “limpa-fossa”, surge à problemática da destinação adequada deste resíduo, tendo em vista que o material removido não apresenta as características típicas dos esgotos nem do que se conhece normalmente como lodo, na terminologia da engenharia sanitária, e requer definição própria (LUPATINI *et al.*, 2009).

### 3.2.1.1 Eficiência de tanques sépticos

De acordo com Andrade (1997), a eficiência dos tanques sépticos depende de vários fatores, os principais são: carga hidráulica, geometria, compartimentos, dispositivos de entrada e saída, temperatura, e condições de operação. A eficiência de remoção de DBO varia entre 40 e 70% e 50 a 80% na remoção de sólidos suspensos.

A eficiência é normalmente expressa em função dos parâmetros comumente adotados nos diversos processos de tratamento, os Sólidos em Suspensão e a DBO. Os parâmetros como cloretos, nitrogênio amoniacal, material graxo e outras substâncias podem interessar em

casos particulares (JORDÃO e PESSOA, 2005).

Na Tabela 2 encontram-se apresentados os resultados percentuais de remoção e/ou redução observada, em fossas bem projetadas e operadas com análise de outros parâmetros.

Tabela 2 Eficiência das fossas sépticas

Parâmetro	% de remoção
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) (mg/L)	40 a 60
Demanda Química de Oxigênio (DQO) (mg/L)	30 a 60
Sólidos Sedimentáveis (SS) (mg/L)	85 a 95
Sólidos em Suspensão (mg/L)	50 a 70
Graxas e Gorduras (mg/L)	70 a 90
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	0 a 10
Nitrogênio Total (mg/L)	0 a 10
Coliformes totais (NMP 100 mL <sup>-1</sup> )	20 a 60

Fonte: Nascimento Filho e Castro, (2005).

Na Tabela 3 é apresentada a eficiência em faixas prováveis de remoção dos poluentes, conforme o tipo de tratamento do efluente, consideradas em conjunto com o tanque séptico.

Tabela 3 Faixas prováveis de remoção dos poluentes, conforme o tipo de tratamento, consideradas em conjunto com o tanque séptico (em %) <sup>1, 2, 3</sup>

Processo Parâmetro	Filtro anaeróbio submerso	Filtro aeróbio	Filtro de areia	Vala de infiltração	Lodo ativado por batelada	Lagoa com plantas
DBO <sub>5,20</sub> (mg/L)	40 a 75	60 a 95	50 a 85	50 a 80	70 a 95	70 a 90
DQO (mg/L)	40 a 70	50 a 80	40 a 75	40 a 75	60 a 90	70 a 85
Sólidos Não Filtráveis (mg/L)	60 a 90	80 a 95	70 a 95	70 a 95	80 a 95	70 a 95
Sólidos sedimentáveis (mg/L)	70 ou mais	90 ou mais	100	100	90 a 100	100
Nitrogênio amoniacal (mg/L)	-	30 a 80	50 a 80	50 a 80	60 a 90	70 a 90
Nitrato (mg/L)		30 a 70	30 a 70	30 a 70	30 a 70	50 a 80
Fosfato (mg/L)	20 a 50	30 a 70	30 a 70	30 a 70	50 a 90	70 a 90
Coliformes fecais (NMP 100 mL <sup>-1</sup> )			99 ou mais	99,5 ou mais		

1) Para obtenção de melhores resultados, deve haver combinações complementares.

2) Os valores limites inferiores são referentes a temperaturas abaixo de 15°C; os valores limites superiores são para temperaturas acima de 25°C, sendo também influenciados pelas condições operacionais e grau de manutenção.

3) As taxas de remoção dos coliformes não devem ser consideradas como valores de aceitação, mas apenas de referência, uma vez que 0,5% residual de coliformes do esgoto representa centenas de milhares destes.

Fonte: ABNT, 1997.

Com base nos valores de eficiência citados, observam-se variações com os diversos parâmetros de interesse, mas mesmo assim mostra que tanques sépticos é uma boa alternativa para tratamento de esgoto.

Segundo Andreoli et al (2006), as vantagens dos tanques sépticos em comparação com outros reatores anaeróbios, e de resto com todas as opções de tratamento de esgoto, estão na construção muito simples, na operação, extremamente simples e eventual, e nos baixos custos. Para vazões pequenas e médias, os custos e a simplicidade são incomparáveis. Em muitas situações, os tanques sépticos são suficientes para resolver os problemas de tratamento de esgoto, mas é importante ressaltar que estes não apresentam alta eficiência, principalmente na remoção de matéria orgânica dissolvida e de patógenos, salvo quando se tem um tratamento complementar.

### **3.2.1.2 Características do lodo séptico**

Pode-se afirmar que os resíduos de tanques sépticos não têm sido alvo habitual de pesquisas no âmbito do saneamento básico, embora sejam resíduos bastante importantes tanto do ponto de vista quantitativo e qualitativo, destacando também o fato de os resíduos de tanques sépticos, usualmente esgotados por caminhões limpa-fossa, que causam enormes problemas ambientais e sanitários, não terem uma definição específica. Na bibliografia existente sobre o assunto, esses tipos de resíduos são tratados em alguns casos como se fosse esgoto e, em outros como lodos, sendo também comum encontrar na literatura internacional referências a tais resíduos como lodos fecais devido a sua origem tipicamente doméstica, dentre outras formas de referencia, dificultando a revisão de dados em face das definições incertas (ANDREOLI *et al.*,2006).

Segundo a *Environmental Protection Agency* (EPA, 1993 *apud* ANDREOLI *et al.*,2006), o lodo séptico é composto de diferentes substâncias, dependendo do sistema de tratamento adotado. É composto por água (maior composição), esgoto, material inorgânico, como areia e matéria orgânica fecal e pode conter quantidades pequenas de surfactantes provenientes da “limpeza caseira” e baixa quantidade de metais e demais poluentes. Essa heterogeneidade na composição pode ser influenciada pela frequência de limpeza, características do efluente e mistura nos caminhões “limpa-fossa”.

Na Tabela 4 são apresentados os valores de alguns parâmetros físico-químicos de interesse para caracterização dos lodos de tanques sépticos.

Tabela 4 Características de lodos de tanques sépticos

Parâmetro	Faixa típica (mg/L)	Concentração típica (mg/L)
DBO	2000-30000	6000
SST	2000-100000	15000
SSV	120-14000	7000
NTK	100-1600	7000
NH <sub>3</sub> -N	50-800	400
P	50-800	250
Óleos e graxas	5000-10000	8000

Fonte: Jordão e Pessoa, (2005).

Segundo Leite, Ingunza, e Andreoli (2006 apud GONÇALVES, 2008), o lodo séptico pode ser classificado quanto à estabilidade (alta ou baixa) de acordo com o grau de digestão sofrida e que o tempo em que o lodo permanece na fossa séptica é o responsável pela estabilização. A Tabela 5 mostra as características do lodo séptico de acordo com esta classificação.

Tabela 5 Características, classificação e comparação gerais entre lodos sépticos de países tropicais como: África (exceto os extremos norte e sul), a Ásia das monções (sul e sudeste asiáticos), o norte da Austrália, o México, a América Central e a maior parte da América do Sul (centro e norte), além de centenas de ilhas dos oceanos Pacífico, Atlântico e Índico.

Item	Tipo "A" (baixa estabilidade)	Tipo "B" (alta estabilidade)	Esgoto Doméstico
Amostra	Banheiro público ou químico	Tanque séptico	Esgoto tropical (de países tropicais)
Caracterização	Alta concentração, lodo séptico fresco, estocado por dias ou semanas apenas	Lodo séptico de baixa concentração, geralmente estocado por anos, mais estabilizado que o tipo "A"	
DQO mg/l	20000-50000	< 15000	500 – 2500
DQO/DBO	5:1...10:1	...	2:1
NH <sub>4</sub> - N mg/l	2000 – 5000	< 1000	30 -70
ST mg/l	3,5 %	< 3%	< 1%
SS mg/l	30000	≈ 7000	200 – 700
Ovos helmintos	20000 – 60000	≈4000	300 – 2000

Fonte: Leite, Ingunza, e Andreoli, (2006 apud Gonçalves, 2008).

No estudo realizado por Tosetto (2009) para avaliar a disposição do lodo séptico de estação de tratamento de esgoto em reatores anaeróbios, o lodo caracterizado para o experimento, coletado de três tanques sépticos diferentes na cidade de São Carlos, SP, apresentou concentrações significativas de DQO e DBO, alcalinidade total e sólidos e concentrações pequenas de alguns metais pesados. A Tabela 6 mostra os valores médios

obtidos.

Tabela 6 Caracterização do lodo séptico utilizado por Tosetto (2009).

Parâmetros	Resultado	Unidade
pH	7,17	-
DQO	1556,00	mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup>
DBO	886,00	mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup>
Alcalinidade total	1021,00	mg CaCO <sub>3</sub> L <sup>-1</sup>
Ácidos voláteis	30,0	mg CaCO <sub>3</sub> L <sup>-1</sup>
Fósforo Total	73,0	mg PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup> L <sup>-1</sup>
NTK	597,00	mg N L <sup>-1</sup>
Nitrogênio Amoniacal	14,00	mg N L <sup>-1</sup>
Sólidos Totais	3440,00	mg L <sup>-1</sup>
Sólidos Totais fixos	2164,00	mg L <sup>-1</sup>
Sólidos totais voláteis	11276,00	mg L <sup>-1</sup>
Sólidos suspensos totais	2893,00	mg L <sup>-1</sup>
Sólidos suspensos fixos	1943,00	mg L <sup>-1</sup>
Sólidos suspensos voláteis	950,00	mg L <sup>-1</sup>
Sólidos dissolvidos totais	547,00	mg L <sup>-1</sup>
Sólidos dissolvidos fixos	221,000	mg L <sup>-1</sup>
Sólidos dissolvidos voláteis	336,00	mg L <sup>-1</sup>
Zinco	1,15	mg Zn L <sup>-1</sup>
Chumbo	0,39	mg Pb L <sup>-1</sup>
Cádmio	0,05	mg Cd L <sup>-1</sup>
Níquel	0,18	mg Ni L <sup>-1</sup>
Ferro total	138,00	mg Fe L <sup>-1</sup>
Manganês total	0,83	mg Mn L <sup>-1</sup>
Cobre	0,44	mg Cu L <sup>-1</sup>
Cromo total	0,10	mg Cr L <sup>-1</sup>

Fonte: Tosetto (2009).

### 3.2.1.3 Resíduos de fossas e tanque séptico (RFTS)

No presente trabalho será utilizada a terminologia RFTS para resíduos de fossas e tanques sépticos e para resíduos de lodo séptico ou lodo fecal.

A parcela de matéria orgânica não estabilizada presente no RFTS atribui-lhe um potencial de poluição elevado, contribuindo ainda para a geração de odores desagradáveis e para a atratividade de vetores. Neste resíduo, também podem ser encontradas concentrações

de bactérias e helmintos causadores de doenças (LUPATINI *et al.*, 2009).

Meneses, Ingunza e Câmara (2002) realizaram uma avaliação físico-química e microbiológica dos RFTS na cidade de Natal, Rio Grande do Norte. As autoras concluíram que os RFTS apresentavam grande variabilidade, resultado que foi atribuído aos diferentes tempos de permanência e procedências do RFTS. As amostras de resíduos procedentes de tanque séptico com intervalos prolongados de limpeza apresentaram maiores concentrações do que as amostras de tanques com intervalos menores de limpeza. As concentrações de poluentes também foram maiores para as amostras oriundas de sistemas instalados em estabelecimentos comerciais do que para unidades residenciais.

#### **a) Aspectos quantitativos e qualitativos para resíduos de fossas e tanques sépticos - RFTS**

No Brasil, Andreoli (2009) estimou uma produção de 79.000 m<sup>3</sup> por dia de RFTS. De acordo com a NBR 7.229 (ABNT, 1993), estima-se que a taxa de produção de RFTS fresco é da ordem de até 1,0 litro.hab<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup> para o esgoto tipicamente doméstico.

Das características importantes do lodo séptico, os agentes patogênicos são de grande interesse. No esgoto sanitário estão presentes cinco grupos de organismos: helmintos, protozoários, bactérias, vírus e fungos. Estes microrganismos estão presentes no lodo porque durante o tratamento do esgoto eles aderem às partículas sólidas e a concentração desses patógenos no lodo depende do nível de contaminação da população que pode variar de acordo com as condições socioeconômicas e sanitárias da mesma. São responsáveis por patologias, adquiridas por via oral e nasal, como diarreia, gastroenterite, hepatite, meningite, infecções respiratórias, neurocisticercose, ascaridíase, etc (ANDREOLI *et al.*, 2006).

O número de coliformes fecais termotolerantes e ovos viáveis de helmintos usualmente são utilizados como indicadores da qualidade sanitária do lodo séptico. Segundo Andreoli *et al.* (2006), de acordo com a norma norte americana, o lodo tipo B deve ter no máximo 2106 coliformes NMP/gST e o nível de helmintos não será controlado, já para o tipo A, admite-se: coliformes fecais < 250NMP/gMS, salmonella sp. < 0,75 NMP/gMS, vírus entéricos < 0,25/gMS e ovos de helmintos viáveis < 0,25 ovos /gMS.

Belli Filho *et al.* (2004) realizaram a caracterização físico-química de 25 amostras de RFTS provenientes de diferentes tanques sépticos em Florianópolis, Santa Catarina, e observaram significativa heterogeneidade das amostras diante das variáveis analisadas. Os autores encontraram variações de 300 a 7.400 mg.L<sup>-1</sup> para DBO, de 36 a 278 mg.L<sup>-1</sup> para

nitrogênio amoniacal, de 7,2 a 215,90 mg.L<sup>-1</sup> para fósforo total, de 516 a 33.292 mg.L<sup>-1</sup> para sólidos totais, de 18 a 6.982 mg.L<sup>-1</sup> para óleos e graxas e o parâmetro pH manteve-se na faixa de 5,48 a 7,60.

Ratis (2009) realizou a caracterização dos RFTS na cidade de Natal, Rio Grande do Norte. As coletas foram realizadas semanalmente de cinco caminhões diferentes e de cada caminhão foram tomadas cinco amostras para formar uma amostra composta do caminhão. Foram realizadas análises de temperatura, pH, condutividade elétrica, DBO, DQO, Nitrogênio (orgânico e amoniacal), alcalinidade, óleos e graxas, fósforo, sólidos, coliformes termotolerantes e helmintos. A autora concluiu que os RFTS apresentam concentrações mais elevadas que as indicadas na literatura para o esgoto doméstico, exceto o parâmetro de coliformes termotolerantes que apresentou concentração de 1,38E+07. A autora ainda destacou os resultados dos valores medianos identificados para DQO (3.549 mg.L<sup>-1</sup>), DBO (973 mg.L<sup>-1</sup>) e ST (3.557 mg.L<sup>-1</sup>). No mesmo estudo, foi identificado que a fração volátil do RFTS representa cerca de 70% dos sólidos totais deste tipo de resíduo.

Em estudo realizado pelo Prosab no ano de 2005 na caracterização do lodo séptico produzido em Curitiba - PR e região metropolitana foi avaliada a presença de coliformes fecais e ovos de helmintos. A Tabela 7 apresenta os resultados encontrados.

Tabela 7 Presença de patógenos indicadores da sanidade em lodos de tanques sépticos da cidade de Curitiba - PR

Valores	Coliformes Fecais (NMP/ml)	Helmintos totais (ovos/gMS)	Helmintos viáveis (ovos/gMS)
Média	7568,49	18,14	1,23
Desvio	14051,21	39,98	2,26
Mínimo	< 0,3	0,0	0,00
Maximo	46000,00	357,42	56,40

Fonte: Andreoli *et al* (2006).

#### **b) Opções de tratamento e disposição final dos resíduos de fossas e tanque séptico**

Uma alternativa para o RTFS é o cotratamento com esgoto sanitário em ETE's. A disposição desses resíduos em estação de tratamento de esgoto é uma opção barata e ambientalmente vantajosa, porém essa prática pode acarretar em aumento de custos de operação e manutenção, uma vez que os RFTS possuem concentrações de componentes físico-químicos e microbiológicos de 10 a 100 vezes maiores que os esgotos sanitários (STRAUSS *et al.*, 1997).

Nesse contexto, é de suma importância realizar estudos nessa área, já que as Estações de Tratamento de Esgoto (ETE's) são projetadas para tratar somente esgotos. Os problemas que podem ser gerados pela codisposição desses resíduos em ETE's são: o aumento na geração de resíduos sólidos; geração de odor; aumento da carga orgânica; formação de espuma; aumento na geração de lodo; aumento no volume requerido para a disposição final do lodo formado e aumento nas exigências de manutenção (AECOM; SANDEC, 2010).

Outra alternativa para tratamento de RFTS é a compostagem. Cofie *et al.* (2009) e Silva (2008) concluíram que é viável realizar a co-compostagem de resíduos de fossa e tanque séptico juntamente com resíduos sólidos urbanos. Para a realização deste trabalho, os resíduos orgânicos domiciliares foram previamente triturados e os lodos de tanque séptico foram submetidos à secagem natural. O experimento foi realizado com a utilização de quatro reatores de polietileno, com três repetições, totalizando 12 ensaios amostrais. Em cada reator foi adicionado 50 kg de resíduo em função da fração de lodo: 0%, 10%, 20% e 30%. Os resultados indicaram a total destruição de ovos de helmintos e a transformação média de 54,06% de lodos e de resíduos orgânicos em biossólidos classe A e classe B, com características favoráveis ao uso em culturas agrícolas em 91 dias.

Em alguns municípios que não possuem ETE, os RFTS são destinados para os lixões dos municípios para codisposição nas trincheiras e/ou nas lagoas de tratamento do chorume. Valencia *et al.* (2009) verificaram que a disposição de RFTS em um biorreator que simulava as condições de um aterro sanitário proporcionou aumento da umidade e da população de bactérias, o que provou ser benéfico para o processo de biodegradação dos resíduos sólidos urbanos.

Dentre as possibilidades apresentadas para o tratamento e disposição final de RFTS, cabe a cada município realizar avaliação da viabilidade econômica e operacional de cada sistema, além da exigência de terra e as condições e necessidades locais para definir qual é o tratamento melhor para aquela região (AECOM; SANDEC, 2010).

### **3.3 Resíduos Sólidos Urbanos**

De acordo com a norma brasileira NBR-10.004/2004 (ABNT, 2004) são denominados resíduos sólidos aqueles nos estados sólidos ou semi-sólidos, 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 d'água, ou exijam para isso soluções técnicas e economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia disponível.

São várias as formas possíveis de se classificar os resíduos sólidos. A norma brasileira NBR-10.004/2004 (ABNT, 2004) traz a classificação destes materiais quanto a sua periculosidade, conforme apresentado no Quadro 1.

Quadro 1 Classificação dos resíduos sólidos urbanos quanto à periculosidade.

<b>Categoria</b>	<b>Especificação dos Resíduos</b>	
Classe I - Perigosos	São resíduos que podem representar risco à saúde pública e ao meio ambiente, ou apresentam uma das seguintes características: inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade e patogenicidade.	
Classe II - Não perigosos	II A - Não inertes	São aqueles que não se enquadram nas classificações de resíduos classe I ou de resíduos classe II B. Os resíduos classe II A podem apresentar as seguintes propriedades: combustibilidade, biodegradabilidade ou solubilidade em água.
	II B - Inertes	São os resíduos que ao sofrerem contato dinâmico e estático com água destilada ou deionizada, à temperatura ambiente, conforme NBR-10006, não tiverem nenhum de seus componentes solubilizados a concentrações superiores aos padrões de potabilidade de água, excetuando-se aspecto, cor, turbidez, dureza e sabor.

Fonte: ABNT, 2004.

Segundo a Lei nº 12.305 (BRASIL, 2010), que instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), são denominados resíduos sólidos urbanos (RSU) os materiais originários de atividades domésticas em residências urbanas; da varrição, limpeza de logradouros e vias públicas e de outros serviços de limpeza urbana; e de estabelecimentos comerciais que sejam equiparados aos resíduos domiciliares pelo poder público.

Os RSU são compostos por frações constituídas por materiais orgânicos, recicláveis e rejeitos. Levando em conta a origem do RSU, vários fatores influenciam na caracterização desses resíduos como região, cultura, economia, clima, período, classe social entre outros.

O descarte inadequado dos RSU traz muitos impactos negativos e danos ambientais, muitas vezes contaminando o solo e os recursos hídricos, além da atração de vetores, geração de odores e poluição visual. O acondicionamento, armazenamento e destinação correta desses resíduos são de suma importância para a conservação do meio ambiente e para a segurança da saúde pública da população.

A necessidade de saneamento básico, principalmente coleta e tratamento de esgoto sanitário e dos resíduos sólidos urbanos, está intensamente ligada à saúde pública da

população. Diante disso, Teixeira e Guilhermino (2006) identificaram que a mortalidade infantil decorrente de diarreia aguda e doenças infecciosas está associada à inexistência ou precariedade dos serviços de saneamento básico, principalmente o esgotamento sanitário. O mesmo resultado foi confirmado por Teixeira *et al.* (2011). Perante a esse cenário, a necessidade da implantação e execução de saneamento básico em todos os municípios brasileiros.

Com relação à destinação dos resíduos sólidos urbanos gerados no Brasil, tem-se um quadro alarmante: apenas 27,7% dos municípios possuem aterro sanitário. Na maioria das cidades brasileiras, 50,8% ainda é detectado o despejo de resíduos em vazadouros a céu aberto, prática que gera sérios impactos ambientais e sociais (PNSB, 2008).

Segundo Moravia (2007), o aterro sanitário tem sido aceito como um dos meios de disposição dos resíduos sólidos urbanos mais adequados quando corretamente implantados e monitorados, de modo a minimizar os efeitos negativos ao meio ambiente e à saúde pública causada pela disposição inadequada de tais resíduos. Atualmente no Brasil, observa-se uma tendência do incentivo do emprego da redução na fonte, da reciclagem, da compostagem aeróbia e da incineração como alternativas de tratamento e destinação final dos resíduos.

### 3.4 Aterros Sanitários

De acordo com (Gomes, 2006), aterro sanitário é um biodigestor construído segundo normas de engenharia. É uma estrutura encapsulada utilizada para a atenuação das características nocivas dos resíduos sólidos, favorecendo a biodegradação anaeróbia e a consequente estabilização dos resíduos sólidos armazenados, na maior parte das vezes, entre camadas isolantes de material compactado, usualmente solo local.

A norma NBR 8419 (ABNT, 1992) define aterro sanitário como:

Técnica de disposição de resíduos sólidos domiciliares no solo sem causar danos à saúde pública e à sua segurança, minimizando os impactos ambientais. Este método utiliza princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos à menor área possível, cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho, ou a intervalos menores, se for necessário. (ABNT, 1992, p. 1).

Na escolha do método construtivo do aterro há três fatores a considerar - topografia, tipo de solo, e profundidade do lençol freático. Os três métodos construtivos usuais são:

- **Método da Trincheira** – É a técnica mais apropriada para terrenos que sejam planos ou

pouco inclinados, e onde o lençol freático esteja situado a uma profundidade maior em relação à superfície.

- **Método da Rampa** – Indicado quando a área a ser aterrada é plana, seca e com um tipo de solo adequado para servir de cobertura. A permeabilidade do solo e a profundidade do lençol freático confirmarão ou não o uso desta técnica.
- **Método da Área** – É uma técnica adequada para zonas baixas, onde dificilmente o solo local pode ser utilizado como cobertura. Será necessário retirar o material de jazidas que, para economia de transporte, devem estar localizadas o mais próximo possível do local a ser aterrado. No mais, os procedimentos são idênticos ao método da rampa (MONTEIRO et al., 2001).

O aterro sanitário é o método mais adequado hoje para destinação dos resíduos sólidos urbanos, para o Brasil considerado um país em desenvolvimento. Em muitos países de baixa e média renda, essa técnica de destinação final dos resíduos é a mais adotada, e é pouco provável que essa realidade venha a se modificar em um curto prazo. Mesmo em países desenvolvidos, onde há uma forte política de minimização, reciclagem, reuso e incineração de resíduos, o aterro sanitário é a opção preferencial no tratamento de RSU (ALLEN, 2003).

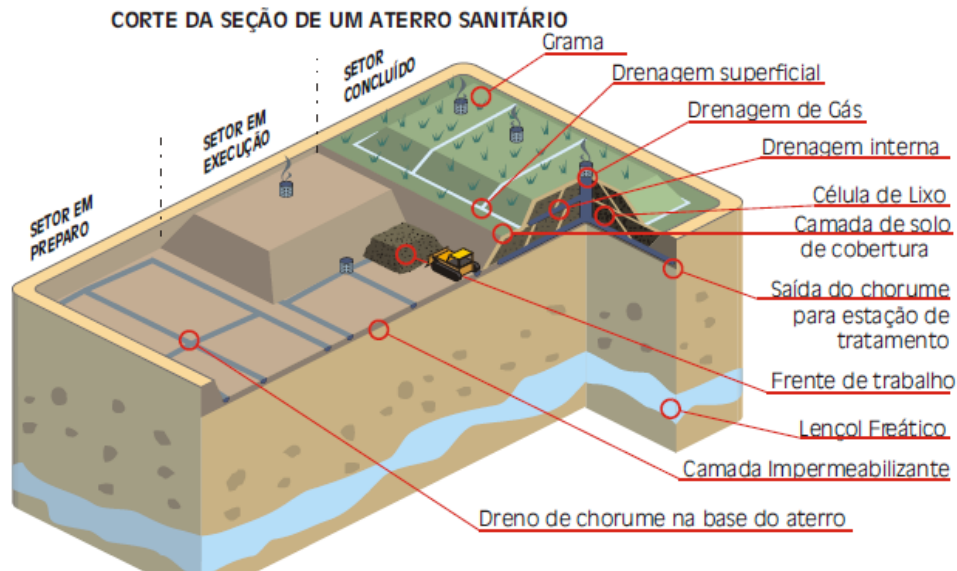
De acordo com Lange *et al.* (2003), a concepção do projeto do aterro deve considerar o sistema de operação, drenagem das águas pluviais, impermeabilização da base do aterro, cobertura final, sistemas de coleta de líquidos percolados e gases gerados, análise de estabilidade dos maciços de terra e resíduos, sistema de monitoramento e fechamento do aterro. No projeto e dimensionamento de um aterro sanitário fazem parte também à cerca viva, portaria, balança, iluminação, almoxarifado, garagem para máquinas e veículos, acesso interno e externo.

Devido à crescente urbanização, a quantidade de áreas adequadas ambiental e economicamente disponíveis para a instalação de aterros sanitários torna-se cada vez menor, exigindo uma abordagem técnica mais precisa. As considerações dos aspectos técnicos, ambientais e socioeconômicos, aliadas às técnicas de geoprocessamento, permitem a obtenção de algumas alternativas para a localização desses aterros, visando garantir a minimização dos impactos ambientais oriundos desse tipo de empreendimento (CALIJURI *et al.*, 2002).

Os aterros sanitários devem possuir uma vida útil superior a 10 anos, prevendo-se ainda o seu monitoramento por alguns anos após o seu encerramento. No processo de decomposição dos resíduos sólidos, ocorre a liberação de gases e líquidos (lixiviado) muito poluentes, o que leva um projeto de aterro sanitário a exigir cuidados como

Impermeabilização, implantação de sistemas de drenagem eficazes, evitando assim contaminação da água, do solo e do ar, como pode ser vista na Figura 4.

Figura 4 Corte da seção de um aterro sanitário.



Fonte: Conder, 2013.

Apesar dos aterros sanitários serem considerados uma solução segura para a disposição de resíduos sólidos, este tratamento gera rejeitos que causam impactos ambientais significativos, tais como lixiviados e biogás, os quais necessitam ser drenados, coletados e tratados de forma adequada, para que não sejam dispostos no meio ambiente trazendo prejuízo ao solo, ar, águas subterrâneas e superficiais (MORAVIA, 2007).

### 3.4.1 Degradação dos RSU em aterros sanitários

De acordo com Marques (2001), os aterros sanitários podem ser entendidos como verdadeiros reatores biológicos heterogêneos, tendo como principais componentes de entrada e alimentação os resíduos e a água, e como principais elementos de saída o lixiviado e o biogás.

Existem vários modelos que descrevem a decomposição dos resíduos sólidos urbanos em aterros sanitários, porém as diferenças se estabelecem apenas nos níveis de detalhamento de cada classificação e não conceitualmente. Atualmente o modelo adotado consiste de cinco fases distintas e sequenciais descritos Pohland e Harper (1985), a saber:

- a) Fase I – **ajustamento inicial**: está associada à disposição recente dos resíduos sólidos urbanos com início de acúmulo de umidade no aterro. Nesta fase ocorre decomposição microbiana em condições aeróbias;
- b) Fase II – **transição**: é nesta fase que ocorre a passagem do ambiente aeróbio para o anaeróbio. Condições redutoras são estabelecidas, de acordo com a mudança dos aceptores de elétrons de oxigênio para nitratos e sulfatos e substituição pelo dióxido de carbono. Ao final desta fase, as concentrações de DQO e ácidos graxos voláteis tornam-se detectáveis no lixiviado;
- c) Fase III – **formação de ácidos**: ocorre a hidrólise dos RSU, seguida pela conversão microbiológica dos compostos orgânicos biodegradáveis, resultando na produção dos ácidos graxos voláteis em concentrações bastante elevadas. Nesta fase é observada uma diminuição do pH e mobilização e complexação de espécies metálicas e um consumo de nitrogênio e fósforo em função do crescimento de microrganismos associados à produção de ácidos;
- d) Fase IV - **fermentação metanogênica**: os ácidos intermediários são consumidos pelas arqueias metanogênicas, sendo convertidos a metano e dióxido de carbono. Aumenta a produção de gases enquanto decresce a carga orgânica do lixiviado. O pH se eleva, sendo controlado pela capacidade tampão do sistema bicarbonato, o que suporta o crescimento das bactérias metanogênicas. Os metais são removidos do lixiviado por complexação e precipitação. Quanto o potencial de óxido-redução, este se encontra em valores baixos e consumo de nutrientes. Sulfatos e nitritos são reduzidos a sulfito e a amônia, respectivamente;
- e) Fase V – **maturação**: nesta fase torna-se limitante a concentração de substrato e nutrientes disponíveis com um adormecimento da atividade microbiana. A produção de gases sofre decaimento e o lixiviado com uma baixa concentração de carga orgânica. Há a formação de moléculas e ácidos húmicos. O oxigênio e espécies oxidadas podem reaparecer com um aumento do potencial redox.

Segundo Castilho (2003), o processo de degradação dos compostos orgânicos e inorgânicos constituintes dos resíduos é um fenômeno constituído essencialmente pela superposição de mecanismos biológicos e físico-químicos, catalisados pelo fator água, presente nos resíduos pela umidade inicial e pelas águas que infiltram ou são recirculadas.

Os principais fatores que influenciam a cinética dos processos de biodegradação dos resíduos são: granulometria, composição, idade, umidade, peso específico e grau de

compactação dos resíduos, aspectos quantitativos e qualitativos de nutrientes, temperatura e pH dos líquidos, presentes no aterro. (PARKER, 1983).

### **3.4.2 Lixiviado de aterros sanitários**

De acordo com Gomes (2009), os lixiviados de aterros sanitários podem ser definidos como o líquido resultante da umidade natural 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.

Para El-Fadel et.al.(2002), os lixiviados são formados quando o teor de umidade dos resíduos contidos no aterro excede sua capacidade de campo. É a máxima umidade que é retida em um meio poroso sem a produção de percolado. São influenciados por fatores que contribuem diretamente ao teor de umidade como precipitação, teor de umidade inicial, recirculação, etc. e por aqueles que afetam os lixiviados ou a umidade dos resíduos aterrados como compactação, permeabilidade, granulometria, peso específico, camadas de cobertura, etc.

As seguintes denominações são atribuídas aos líquidos originados em locais de disposição de resíduos sólidos, como aterros sanitários: chorume, sumeiro, chumeiro, lixiviado e percolado (IPT/CEMPRE, 2000).

Mesmo em situação de tempo seco, o líquido gerado em aterros sanitários pode ser ainda identificado como lixiviado. O lixiviado é um líquido escuro, turvo e malcheiroso que exige alta demanda de oxigênio para estabilização (GOMES, 2006).

Ainda segundo GOMES (2006), as características físicas, químicas e biológicas dos lixiviados dependem do tipo de resíduo aterrado, do grau de compactação, clima, estação do ano, idade do aterro, profundidade do resíduo aterrado, tipo de operação do aterro, entre outros. Os principais parâmetros utilizados na caracterização dos líquidos lixiviados são carbono orgânico total (COT), a demanda bioquímica de oxigênio (DBO), a demanda química de oxigênio (DQO), o pH, o nitrogênio total e amoniacal, série de sólidos, ácidos orgânicos voláteis, cloretos e metais pesados. O Quadro 2 mostra a composição de lixiviado em aterros brasileiros incluindo outros parâmetros, com destaque para a DBO e DQO, com valores máximos de 30.000 e 80.000, respectivamente.

O tempo de aterramento influi sobre a qualidade do lixiviado de aterro sanitário, de forma que o seu potencial poluidor decresce com o tempo de aterramento. A quantidade de

substâncias químicas no resíduo é finita e, sendo assim, a qualidade do lixiviado alcança um limite de diversidade de seus componentes depois de aproximadamente dois ou três anos, seguidos pelo declínio gradual nos anos seguintes (PAES, 2003).

Quadro 2 Principais fatores que influenciam a composição dos lixiviados de aterro sanitários.

Principais fatores que influenciam a composição de lixiviado de aterro sanitário	
Características dos resíduos	Composição; granulometria; umidade; idade do resíduo; pré-tratamento;
Condições ambientais	Geologia; regime pluviométrico; temperatura; clima.
Características do aterro	Aspectos construtivos das células; balanço hídrico; grau de compactação dos resíduos; propriedades do terreno; codisposição de resíduos líquidos; irrigação; recirculação.
Processos internos	Hidrólises; adsorção; biodegradação; especiação; dissolução; diluição; redução; troca iônica; tempo de contato; partição; geração e transporte de gás.

Fonte: El Fadel *et al.*, 2002; Kjeldsen *et al.*, 2002.

Com todos esses fatores que podem influenciar na característica do lixiviado fica difícil definir e/ou classificar um lixiviado peculiar. O lixiviado recebe várias contribuições de inúmeros tipos de resíduos sólidos urbanos podendo muitas vezes interferir nos resultados obtidos. Devemos levar em consideração que o lixiviado pode alterar de um aterro para o outro aterro, de trincheiras, épocas do ano e até mesmo do período seco e do chuvoso.

A geração do lixiviado acontece quando o teor de umidade dos resíduos excede sua capacidade de campo, que é definida como a máxima umidade que é retida em um meio poroso sem produzir percolação (EL-FADEL *et al.*, 2002).

Segundo Morais (2010), o processo de geração do lixiviado pode ser influenciado por fatores climáticos (precipitação pluviométrica, evapotranspiração e temperatura), hidrogeológicos (escoamento superficial, infiltração, topografia, geologia e recirculação do lixiviado), pelas características da camada de cobertura (umidade, vegetação, declividade), características dos resíduos (composição gravimétrica, compactação, permeabilidade, granulometria, peso específico, etc.) e pelo método de impermeabilização de fundo do local.

Morais (2010) ainda afirma que uma estimativa aproximada da quantidade de lixiviado gerado é necessária para o dimensionamento dos sistemas de drenagem, armazenamento e tratamento de efluentes em um aterro sanitário. Além disto, um melhor entendimento do fluxo de umidade no aterro é particularmente importante para a avaliação da degradação dos resíduos e produção de biogás.

A caracterização de efluentes biológicos em geral pode ser realizada em três níveis: a determinação de parâmetros coletivos específicos e não específicos, a identificação individual dos compostos e a identificação de classes de compostos (BARKER *et al.*, 1999).

Os principais parâmetros físico-químicos utilizados na caracterização do lixiviado dos aterros sanitários são: o potencial hidrogeniônico (pH), a demanda bioquímica de oxigênio (DBO), a demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio amoniacal (N-NH<sub>3</sub>), fósforo, série sólidos entre outros.

*i. pH*

O pH representa a concentração de íons hidrogênio H<sup>+</sup> em escala anti-logarítmica, indicando condições de acidez, neutralidade ou alcalinidade do meio. Nos processos de biodegradação, o desenvolvimento dos microrganismos está relacionado diretamente às faixas predominantes de pH. Os ácidos orgânicos voláteis são excelentes indicadores do grau de degradabilidade e do andamento dos processos anaeróbios, pois estes são gerados na fase acidogênica (células novas) e consumidos na fase metanogênica (células antigas). O desenvolvimento de bactérias metanogênicas (que atuam na formação de metano) ocorre em faixas de pH entre 6,6 e 7,3 (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993).

*ii. Matéria orgânica e DBO*

A matéria orgânica no lixiviado pode ser quantificada de forma indireta pelo seu potencial poluidor através da DBO e DQO. A DBO pode ser definida como a quantidade de oxigênio necessária para estabilizar, por meio de processos bioquímicos, a matéria orgânica carbonácea, diferente da DQO, que utiliza um agente oxidante (dicromato de potássio) em meio ácido, para a oxidação química da matéria orgânica (MORAIVA, 2010). Neste estudo utilizou a DBO padrão, ou seja, DBO<sub>5</sub> dias a 20°C.

De acordo com Kjeldsen (2002), aterros novos possuem relação DBO/DQO na ordem de 0,4 - 0,5, valores semelhantes aos característicos de efluentes sanitários, enquanto que em aterros antigos esta relação é menor do que 0,1. Mostrando assim que a relação DBO/DQO é um indicador do nível de degradação do lixiviado.

*iii. Nutrientes*

O ecossistema biológico requer, além da matéria orgânica, macronutrientes como nitrogênio e fósforo, e micronutrientes como cálcio, magnésio, enxofre, potássio,

ferro, zinco, cobre, cobalto dentre outros. Estes nutrientes são encontrados na maioria dos aterros sanitários, contudo, nos casos em que há limitação de nutrientes para a degradação biológica, o fósforo é o elemento limitante mais comum (WARITH e SHARMA, 1998).

iv. *Sólidos*

Todos os contaminantes da água, com exceção dos gases dissolvidos, contribuem para a carga de sólidos (VON SPERLING, 1995). O termo ‘sólidos sedimentáveis’ é aplicado aos sólidos em suspensão que sedimentam, sob condições específicas, em razão da influência da gravidade. A distinção entre sólidos dissolvidos e suspensos refere-se ao tamanho das partículas e sua capacidade para passar por um papel filtro de tamanho específico ( $< 2 \mu\text{m}$ ). Ao submeter os sólidos a uma temperatura elevada ( $550 \pm 50 \text{ }^\circ\text{C}$ ), a fração orgânica é volatilizada, permanecendo, após combustão apenas a fração inorgânica. Portanto, os sólidos voláteis representam uma estimativa da matéria orgânica nos sólidos, ao passo que os sólidos não voláteis (fixos) representam a matéria inorgânica ou mineral (MORAVIA, 2007).

v. *DQO*

A identificação das características do efluente com ênfase na matéria orgânica faz parte da estratégia operacional do tratamento biológico. Um dos parâmetros mais amplamente usados para esta identificação é a DQO. Enquanto este parâmetro é preferido por prover um balanço de elétrons e energia entre o substrato orgânico, biomassa e oxigênio utilizado, por outro lado ele não diferencia a matéria orgânica entre biodegradável e inerte. (GERMILI *et al.*, 1991).

Os lixiviados originários de aterros sanitários contêm altas concentrações de substâncias orgânicas e inorgânicas e possui um grande potencial poluidor de águas subterrâneas e superficiais. Estudos demonstram que efeitos adversos podem ser observados no solo, mesmo a grandes distâncias do local de contaminação, assim como alterações na biota aquática, principalmente nas imediações da descarga (KJELDSEN *et al.*, 2002).

Um dos principais desafios no tratamento de lixiviado é a variabilidade da composição deste efluente. A maioria dos aterros sanitários brasileiros não possui nenhum tipo de tratamento para o lixiviado gerado ou trata de maneira ineficiente (MANNARINO *et al.*, 2006).

Geralmente, os processos biológicos são indicados para tratar lixiviado com alta

relação DBO/DQO face ao baixo custo operacional. Os métodos físico-químicos têm sido sugeridos para tratamento de lixiviado antigo e diluído com baixa biodegradabilidade, que necessitam de tratamento químico mais agressivo para redução do teor de matéria orgânica dissolvida (MARTTINEN *et al.*, 2002).

Para o tratamento do lixiviado é necessário o dimensionamento do sistema de tratamento. A capacidade de instalação dependerá da extensão do aterro e de sua vida útil. Na tabela 8 é apresentada a variação da composição do lixiviado gerado nos aterros do Brasil.

Tabela 8 Variação da composição do lixiviado gerado em aterros brasileiros

Variável	Faixa máxima	Faixa mais provável	FVMP (%)
pH	5,7 - 8,6	7,2 - 8,6	78
Alcalinidade total (mg/L de CaCO <sub>3</sub> )	750 - 11.400	750 - 7.100	69
Dureza (mg/L de CaCO <sub>3</sub> )	95 - 3.100	95 - 2.100	81
Condutividade (µS/cm)	2950 - 2.500	2950 - 17.660	77
DBO (mg/L de O <sub>2</sub> )	< 20 - 30.000	< 20 - 8.600	75
DQO (mg/L de O <sub>2</sub> )	190 - 80.000	190 - 22.300	83
Óleos e graxas (mg/L)	10 - 480	10 - 170	63
Fenóis (mg/L de C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> 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
N-nitrito (mg/L de N)	0 - 50	0 - 15	69
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 (mg/L)	630 - 20.000	630 - 5.000	60
Sólidos totais voláteis (mg/L)	2.100 - 14.500	2.100 - 8.300	74
Sólidos suspensos totais (mg/L)	5 - 2.800	5 - 700	68
Sólidos suspensos voláteis (mg/L)	5 - 530	5 - 200	62
Ferro (mg/L)	0,01 - 260	0,01 - 65	67
Manganês (mg/L)	0,04 - 2,6	0,04 - 2,0	79
Cobre (mg/L)	0,005 - 0,6	0,05 - 0,15	61
Níquel (mg/L)	0,03 - 1,1	0,03 - 0,5	71
Cromo (mg/L)	0,003 - 0,8	0,003 - 0,5	89
Cádmio (mg/L)	0 - 0,26	0 - 0,065	67
Chumbo (mg/L)	0,01 - 2,8	0,01 - 0,5	64
Zinco (mg/L)	0,01 - 8,0	0,01 - 1,5	70

FVMP: frequência de ocorrência dos valores mais prováveis.

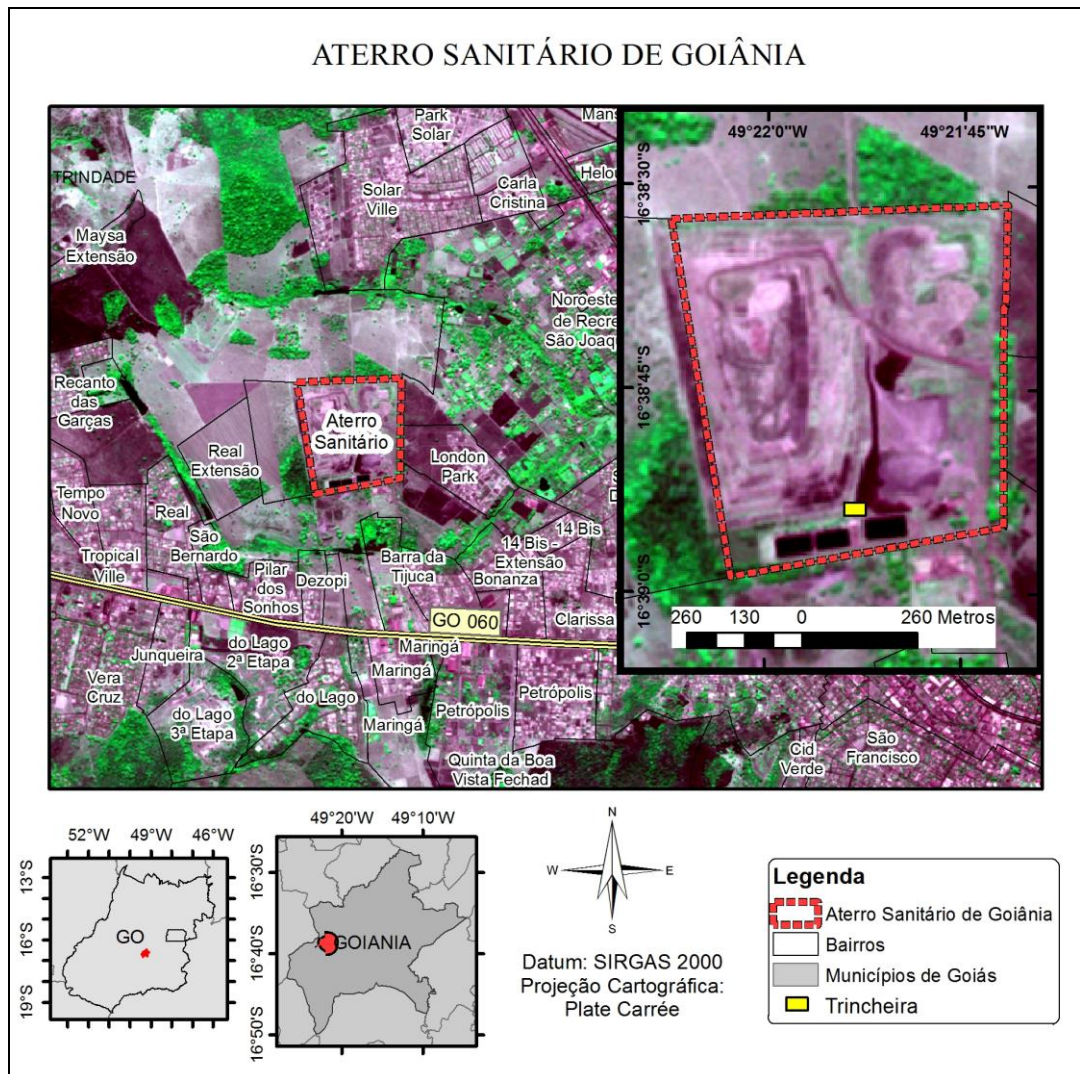
Fonte: Adaptado de Souto e Povinelli, (2007).

## 4 MATERIAL E MÉTODOS

### 4.1 Localização da área de estudo

O estudo foi desenvolvido no Aterro Sanitário de Goiânia, situado na rodovia GO-060 (saída para o município de Trindade), Chácara São Joaquim, Km 03, Goiânia-Goiás, Região Centro-Oeste do Brasil, com coordenadas geográficas centrais correspondentes a  $-16^{\circ}38'45''$  de Latitude, e  $-49^{\circ}21'53''$  de Longitude, referenciadas ao Datum Sirgas2000 (Figura 5). Considerado um aterro de médio porte, recebe, em média, 11 toneladas por dia de Resíduos Sólidos Urbanos – RSU da capital. O trabalho, realizado em escala piloto, contou com o apoio logístico da Companhia de Urbanização de Goiânia (Comurg).

Figura 5 Localização do Aterro Sanitário de Goiânia e da área das trincheiras experimentais.



Fonte: Mapa Urbano Básico Digital de Goiânia. Organizado pela autora.

#### 4.1.1 Característica do clima na região

Goiânia, capital do estado de Goiás e localizada na região Centro-oeste, apresenta clima tropical. O verão é mais chuvoso que o inverno. A temperatura média é de 23,1 °C e o valor da pluviosidade média é de 1414 mm. A tabela 9 mostra as temperaturas máxima e mínima e a precipitação nos meses do ano.

Tabela 9 Dados climatológicos de Goiânia e Região.

Dados Climatológicos de Goiânia e Região												
Mês	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
Temperatura (°C)	24,2	24,3	23,7	<b>22</b>	<b>20,4</b>	<b>20,2</b>	<b>22</b>	<b>24,1</b>	24,9	24,4	23,9	23,3
Temperatura mínima (°C)	19,5	19,3	18,4	<b>16,3</b>	<b>13,9</b>	<b>13,4</b>	<b>15</b>	<b>18</b>	19,3	19,4	19,5	17,9
Temperatura máxima (°C)	28,9	29,3	29,1	<b>27,8</b>	<b>26,9</b>	<b>27</b>	<b>29,1</b>	<b>30,2</b>	30,5	29,4	28,4	28,7
Precipitação (mm)	240	194	190	<b>111</b>	<b>27</b>	<b>6</b>	<b>5</b>	<b>15</b>	44	146	190	246

Fonte: adaptado de Climate, 2013.

Quando comparados, o mês mais seco tem uma diferença de precipitação de 241 mm em relação ao mês mais chuvoso. As temperaturas médias variam 4,7 °C durante o ano. Analisando o período de realização do estudo (de abril a agosto de 2013), a precipitação varia de 5 mm a 111 mm e a temperatura varia de 20,2 °C a 24,1 °C. O mês mais chuvoso no período do experimento foi abril e o com menor precipitação foi julho. Quanto à temperatura, o mês mais quente foi agosto e o mais ameno foi o mês de junho.

#### 4.2 Dimensionamento das células experimentais

Antes da construção das células experimentais, determinou-se a quantidade de resíduo de fossa e tanque séptico a ser disposto em cada célula por meio de dados fornecidos pela Saneamento de Goiás S/A (SANEAGO) e Secretaria do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos de Goiás (SEMARH) no ano de 2011, referentes ao volume mínimo, médio e máximo de RFTS recebido nas ETEs operadas por elas.

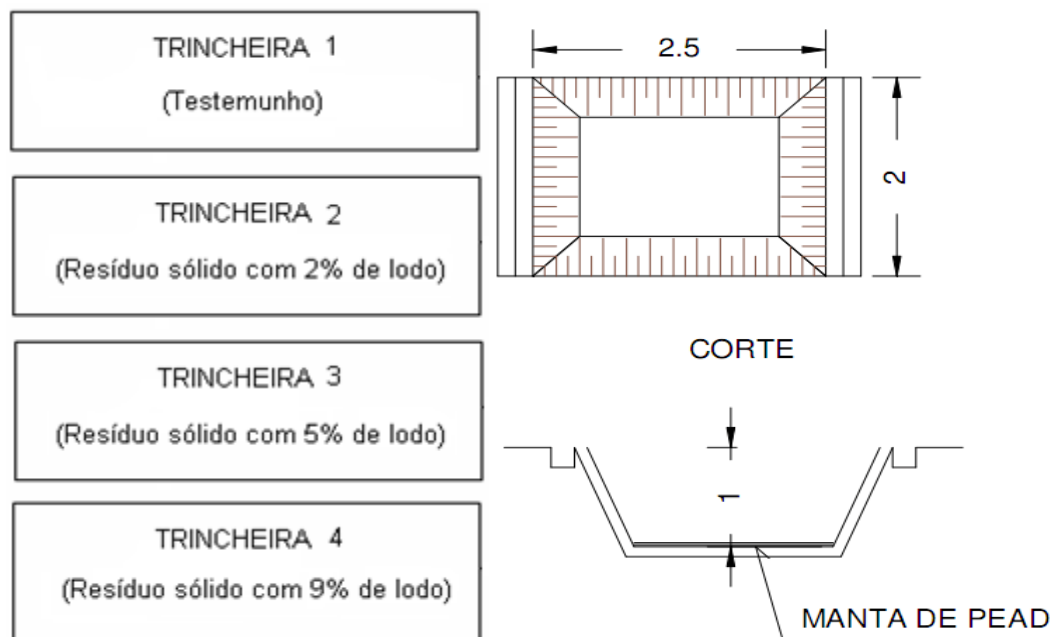
Para tanto, verificou-se a variação, em percentual, do volume de RFTS coletado nos 30 municípios do Estado, que possuem aterros sanitários ou controlados com disposição de

RFTS, pela quantidade de resíduos sólidos urbanos coletados nos mesmos municípios.

Por meio dos cálculos efetuados observou-se variação em torno de 2 a 9% de RFTS dispostos nos aterros sanitários ou controlados dos municípios citados. Portanto, foi definida a construção de quatro células experimentais denominadas neste estudo de 1, 2, 3 e 4, para receberem, respectivamente, os seguintes percentuais de lodo: 0%, 2%, 5% e 9%. Desta forma, os volumes de RFTS lançados em cada trincheira foram os seguintes: a Trincheira 1 não recebeu RFTS, a Trincheira 2 recebeu 4 L/dia, a Trincheira 3 recebia 8 L/dia e a trincheira 4 recebia 18 L/dia. As células foram construídas a céu aberto simulando assim um aterro sanitário convencional.

As dimensões definidas para as células pilotos, construídas no Aterro Sanitário de Goiânia, foram as seguintes: 1 metro de profundidade, 2 metros de largura e 2,5 metros de comprimento (Figura 6). As trincheiras experimentais foram dotadas de todos os cuidados necessários para evitar qualquer tipo de contaminação da área. Assim, todas as trincheiras foram providas dos elementos necessários para tal, como impermeabilização de base por meio da instalação de manta de Polietileno de Alta Densidade (PEAD) de 1 mm (Figura 7), dreno para coleta e transporte de percolado, dreno de gases, bombona de 40 L para armazenamento do lixiviado gerado e recobrimento regular dos resíduos com uma camada de solo.

Figura 6 Esquema das trincheiras experimentais construídas na área do aterro sanitário de Goiânia



Fonte: Autora, 2015.

Figura 7 Ancoragem das geomembranas nas trincheiras experimentais



Fonte: Autora, 2013.

### 4.3 Caracterização dos Resíduos Sólidos do Município

A caracterização dos resíduos sólidos urbanos gerados no município de Goiânia foi realizada em dois dias, 29 de junho de 2013 e 09 de agosto de 2013, com duas amostragens para obtenção da composição gravimétrica através da técnica do quarteamento, conforme orientações contidas na NBR 10007 - Amostragem de resíduos sólidos (ABNT, 2004).

Cada amostragem foi realizada na área do próprio aterro em estudo utilizando-se a carga de um veículo coletor do serviço de coleta municipal, não havendo uma seleção do veículo. O primeiro veículo coletor que chegava ao aterro sanitário após as 08h00min da manhã era destinado para o local da caracterização. A capacidade do caminhão coletor era de 8m<sup>3</sup> e um quarto deste volume foi separado para a realização do quarteamento.

Os resíduos do veículo amostrado foram descarregados sobre o solo previamente coberto com lona plástica para evitar qualquer tipo de contaminação da área. Os sacos foram rasgados com pás, inchadas, rastelos e alguns com as mãos e, em seguida, os resíduos foram misturados e quarteados até obtenção de um lote de 400L, utilizado para a caracterização dos resíduos sólidos urbanos.

Os 400L foram divididos em quatro partes de 100L cada (Figura 8). Em seguida,

realizou-se a seleção de dois lotes opostos para a composição gravimétrica, assim determinando os percentuais de matéria orgânica, papel/papelão, plástico, vidro, metais e outros. Posteriormente, encaminharam-se esses RSU para as trincheiras experimentais.

Figura 8 Quarteamento realizado para determinação da composição gravimétrica



Fonte: Autora, 2013.

Aproximadamente dois quilos dos RSU foram selecionados e encaminhados ao Laboratório de Saneamento da Universidade Federal de Goiás (UFG) para determinações do teor de umidade e sólidos voláteis.

#### **4.4 Caracterização de Lodo Séptico Gerado no Município**

Os resíduos de fossa e tanque séptico utilizados na pesquisa foram coletados na Estação de Tratamento de Esgoto Dr. Hélio Seixo de Britto, Goiânia, Goiás no momento em que eram efetuados os esgotamentos dos caminhões limpa-fossa no sistema. Os RFTS eram oriundos de caminhões limpa fossa que atendem a capital e região metropolitana. No total, coletaram-se amostras de 12 caminhões. A caracterização dos RFTS coletados foi realizada no Laboratório de Saneamento da Universidade Federal de Goiás (UFG).

Para cada caminhão foi definido um total de 05 alíquotas simples proporcionais à vazão de descarga - para caminhões de 16 m<sup>3</sup> de capacidade, a coleta das amostras simples ocorreu a cada 3 minutos. Para caminhões de 10 m<sup>3</sup> de capacidade, a coleta das amostras simples ocorreu a cada 1' e 50". e para os caminhões de 8 m<sup>3</sup>, a coleta foi efetuada com

intervalos de 1'. 30".

Com a finalidade de definir alíquotas individuais proporcionais à vazão de descarga do caminhão, foram utilizadas as equações 1, 2, 3 e 4.

$$V = \sqrt{2gh} \quad \text{Equação (1)}$$

Onde: V = velocidade de descarga (m/s)  
g = aceleração da gravidade (m/s<sup>2</sup>)  
h = lâmina do RFTS dentro do caminhão (m)

$$A = \frac{\pi d^2}{4} \quad \text{Equação (2)}$$

Onde: d = diâmetro do mangote do caminhão (150 mm)  
A = Área da seção do mangote do caminhão (m<sup>2</sup>)

$$Q = V \times A \quad \text{Equação (3)}$$

Onde: Q = vazão (150 m<sup>3</sup>/s)  
V = velocidade (m/s)  
A = Área da seção do mangote (m<sup>2</sup>)

$$V = \left( \frac{Q_i}{\Sigma Q} \right) v \quad \text{Equação (4)}$$

Onde: V = volume das alíquotas individuais ser coletado (mL)  
Q<sub>i</sub> = Vazão inicial (m<sup>3</sup>/s)  
ΣQ = Somatório das vazões (m<sup>3</sup>/s)  
v = Volume final da amostra composta (mL)

O pH foi medido no momento da coleta de cada amostra utilizando o peagâmetro portátil. As amostras foram acondicionadas em garrafas polietileno com capacidade de um litro e armazenadas em caixas de isopor, conservadas a 4°C, de acordo com norma brasileira NBR 9.898 (ABNT, 1987), e levadas ao Laboratório de Saneamento da Universidade Federal de Goiás (UFG) – Goiânia (GO), local onde se realizou as análises pautadas no *Standard Methods* (APHA, 2005).

Os parâmetros elegidos para a caracterização dos RFTS foram embasados na

legislação específica de lodo, Resolução CONAMA nº 375/2006 (BRASIL, 2006), na legislação estadual de padrão de lançamento de efluentes, Decreto Lei nº 1745/1979 (BRASIL, 1979). Na tabela 10 estão apresentados os parâmetros selecionados e seus respectivos métodos de análise.

Tabela 10 Parâmetros selecionados para a caracterização dos resíduos de fossas e tanque séptico gerados no município de Anápolis e seus respectivos métodos de análise.

<b>Parâmetro</b>	<b>Método</b>
Potencial Hidrogeniônico (pH)	Método Pontenciométrico SM <sup>(1)</sup> :4500-H+ B
Demanda química de oxigênio (DQO)	Método colorimétrico SM:5220 D
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	Incubação por 5 dias SM:5210 B
Nitrogênio Total	Método Macro Kjeldahl SM:4500 B
Sólidos Totais	Método Gravimétrico SM:2540 B
Sólidos Totais Fixos e Voláteis	Método Gravimétrico SM:2540 B
Sólidos Suspensos Totais	Método Gravimétrico SM:2540 D
Sólidos Suspensos Voláteis e Fixos	Método Gravimétrico SM:2540 D
Sólidos Sedimentáveis	Visualização em Cone Imhoff; SM:2540 F
Coliformes Totais e <i>Escherichia coli</i>	Método Enzimático SM: 9222
Fósforo total	Método do ácido ascórbico SM:4500-P E

<sup>(1)</sup>SM: Standard Methods (APHA, 2005).

Após a caracterização, o lodo foi descarregado em três tanques de homogeneização de 250 m<sup>3</sup> cada e armazenado na área do aterro.

#### **4.5 Operações de espalhamento e compactação dos resíduos sólidos urbanos**

Com base no volume individual das trincheiras (5 m<sup>3</sup>), definiu-se a disposição de 40 kg/dia de RSU em cada trincheira, três vezes por semana (segunda, quarta e sexta-feira), durante cinco meses, de abril a agosto de 2013. Esse procedimento foi adotado para que os RSU lançados nas trincheiras fossem provenientes de diferentes setores da coleta municipal (Morada Nova, Urias Magalhães, Chácara do Governador, Jardim Itatiaia, Jardim América, Setor Bela Vista, Jardim Nova Era, Recanto do Bosque, Setor Leste Universitário, Goiânia 2 entre outros), representando, assim, os resíduos recebidos no aterro sanitário de Goiânia.

O preenchimento das trincheiras experimentais com os RSU foi realizado observando-se os procedimentos convencionais recomendados para um aterro sanitário – da base até a superfície e de trás para frente das trincheiras. Os resíduos foram retirados de caminhões que realizam a coleta convencional em Goiânia e se dirigem ao aterro sanitário para

descarregamento. Logo após o descarregamento dos resíduos pelo caminhão de coleta, os mesmos eram pesados até que se obtivesse a quantidade estipulada para lançamento nas trincheiras (Figura 9). Os resíduos não foram tirados dos sacos plásticos utilizados para acondicioná-los; entretanto, antes do lançamento nas trincheiras, estes foram rasgados para simular o efeito da compactação realizada pelo trator nos aterros sanitários. Em seguida, fazia-se o lançamento do resíduo de fossa séptica sobre os sacos de lixo que eram, posteriormente, compactados manualmente (Figura 10) e recobertos com uma camada de solo.

Figura 9 (a) Resíduos descarregados pelo caminhão coletor (b) Pesagem dos resíduos para lançamento nas trincheiras



Fonte: Autora, 2013.

Figura 10 (a) Lançamento do lodo de fossa sobre os resíduos (b) Compactação manual dos resíduos dispostos na trincheira 1



Fonte: Autora, 2013.

Para a confecção do artefato utilizado para compactação dos resíduos, utilizou-se de um garrafão de água de 20 litros vazio, sendo o mesmo preenchido com massa de cimento e munido de um cano com diâmetro de cinco centímetros no meio do garrafão. Posteriormente soldou-se o cabo ao garrafão com barras de alumínio para o manuseio e rolagem do compactador.

#### 4.6 Decomposição da fração orgânica presente nos resíduos sólidos urbanos

A avaliação da decomposição da fração orgânica foi feita com base na concentração de sólidos voláteis, determinada conforme o método gravimétrico estabelecido pela norma NBR 10.664 (ABNT, 1989). Para tanto, foram retiradas amostras simples (Figura 11) dos resíduos dispostos na porção posterior das quatro trincheiras nas seguintes profundidades: superfície (resíduos dispostos na semana da coleta), 0,3 m e 1,0 m de profundidade (resíduos lançados no início da operação).

Figura 11 (a) coleta dos resíduos sólidos na superfície da trincheira; (b) resíduos sólidos armazenados em saco plástico.



Fonte: Autora, 2013.

As coletas dos RSU foram realizadas nove vezes, de junho de 2013 a janeiro de 2015, posteriormente encaminhadas para o Laboratório de Saneamento da Universidade Federal de Goiás (UFG) para determinação de teor de umidade e sólidos voláteis desses resíduos.

Aproximadamente 10 g de cada amostra simples coletada nas diferentes profundidades foi pesada e depois levada a uma estufa a 105 °C por 24 horas. Após a estabilização do peso, o material foi resfriado em um dessecador a vácuo e pesado novamente. Através da Equação

(5) determinou-se o teor de umidade dos resíduos.

$$h = ((P_i - P_f) / P_i) \times 100 \quad \text{Equação (5)}$$

Sendo que:

$h$  = teor de umidade em %;

$P_i$  = peso inicial;

$P_f$  = peso da amostra seca a 105 °C.

Em seguida, a amostra seca na estufa foi colocada em uma mufla a 550 °C por 2 horas e depois novamente resfriada em um dessecador a vácuo e pesada. Através da Equação (6) determinou-se o teor de sólidos voláteis dos resíduos.

$$SV = ((P_i - P_f) / P_i) \times 100 \quad \text{Equação (6)}$$

Sendo que:

$SV$  = teor de sólidos voláteis em %;

$P_i$  = peso da amostra seca na estufa;

$P_f$  = peso da amostra seca a 550 °C.

#### **4.7 Aspectos qualitativos e quantitativos do lixiviado**

Para avaliação das características do lixiviado gerado, realizaram-se sete coletas em torno de dois litros de lixiviado de todos os recipientes acoplados às trincheiras no decorrer do projeto, no período de chuva e de seca, respectivamente de 29 de junho a 07 de novembro de 2013 (Figura 12).

Ressalta-se que as amostras coletadas correspondem ao lixiviado gerado durante os dias que antecederam cada coleta já que o mesmo não era descartado, mas sim acumulado.

A primeira coleta foi realizada 82 dias (29 de junho de 2013) depois da primeira codisposição de RSU e RFTS (dia 08 de abril de 2013). As coletas posteriores foram realizadas com 88, 109, 115, 146, 186 e 213 dias.

As análises foram realizadas utilizando o *Standard Methods* (APHA, 2005). Os parâmetros elegidos para a caracterização dos RFTS foram embasados na legislação específica de lodo, Resolução CONAMA nº 375/2006 (BRASIL, 2006), na legislação estadual de padrão de lançamento de efluentes, e Decreto Lei nº 1745/1979 (BRASIL, 1979). Na Tabela 11 estão apresentados os parâmetros selecionados e seus respectivos métodos de análise.

Figura 12 (a) Instalação do dreno de coleta de lixiviado da trincheira experimental à bombona utilizada para armazenamento do líquido; (b) Detalhe da bombona utilizada.



Fonte: Autora, 2013.

Tabela 11 Parâmetros selecionados para a caracterização dos resíduos de fossas e tanque séptico gerados no município de Goiânia e seus respectivos métodos de análise

Parâmetro	Método
Potencial Hidrogeniônico (pH)	Método Pontenciométrico SM <sup>(1)</sup> :4500-H+ B
Demanda química de oxigênio (DQO)	Método colorimétrico SM:5220 D
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	Incubação por 5 dias SM:5210 B
Nitrogênio Total	Método Macro Kjeldahl SM:4500 B
Sólidos Totais	Método Gravimétrico SM:2540 B
Sólidos Totais Fixos e Voláteis	Método Gravimétrico SM:2540 B
Sólidos Suspensos Totais	Método Gravimétrico SM:2540 D
Sólidos Suspensos Voláteis e Fixos	Método Gravimétrico SM:2540 D
Sólidos Sedimentáveis	Visualização em Cone Imhoff; SM:2540 F
Coliformes Totais e <i>Escherichia coli</i>	Método Enzimático SM: 9222
Fósforo total	Método do ácido ascórbico SM:4500-P E

<sup>(1)</sup>SM: Standard Methods (APHA, 2005).

#### **4.8 Estatística utilizada**

Para avaliação dos resultados obtidos como: umidade e sólidos voláteis nos resíduos sólidos; e a relação: do nitrogênio com o pH e do fósforo com pH para o lixiviado utilizou-se o teste ANOVA, que é uma coleção de modelos estatísticos no qual a variância amostral é particionada em diversos componentes devido a diferentes fatores (variáveis) que, nas aplicações, estão associados a um processo, produto ou serviço. Através desta partição, a ANOVA estuda a influência destes fatores na característica de interesse.

Para os outros parâmetros avaliados no lixiviado como: sólidos; DBO; DQO; E.coli; e coliformes totais foi utilizada a regressão linear. Segundo Peternelli (2014), a análise de regressão consiste na realização de uma análise estatística com o objetivo de verificar a existência de uma relação funcional entre uma variável dependente com uma ou mais variáveis independentes. Em outras palavras, consiste na obtenção de uma equação que tenta explicar a variação da variável dependente pela variação do(s) nível(is) da(s) variável(is) independente(s). Em resumo, por este método a soma de quadrados das distâncias entre os pontos do diagrama e os respectivos pontos na curva da equação estimada é minimizada, obtendo-se, desta forma, uma relação funcional entre X e Y, para o modelo escolhido, com o mínimo de erro possível.

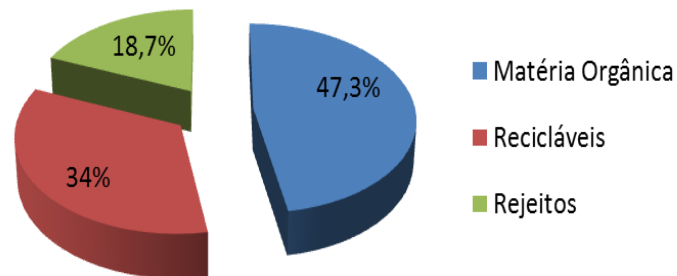
O processo de regressão significa, portanto, que os pontos plotados no gráfico são definidos, modelados ou regredidos, a uma reta que corresponde à menor distância possível entre cada ponto plotado e a reta.

### **5 RESULTADOS E DISCUSSÕES**

#### **5.1 Caracterização dos resíduos sólidos e do lodo de fossa séptica**

O resultado médio da composição gravimétrica obtido para as duas caracterizações efetuadas encontra-se apresentado na Figura 13. Em termos gerais, a composição do lixo no Brasil varia muito, pois existe uma relação com as atividades desenvolvidas nos municípios, mas em estudo comparativo com outros três países realizado por Monteiro *et al.* (2001), o Brasil foi classificado como o maior gerador de resíduos orgânicos chegando próximo de 65% da geração total de resíduos. Considerando a data de realização do citado estudo, certamente os dados são obsoletos, o que denota maiores estudos.

Figura 13 Composição gravimétrica média dos resíduos sólidos dispostos nas trincheiras experimentais.



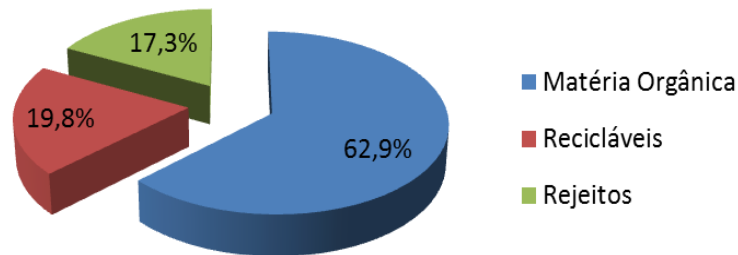
Fonte: Autora, 2013.

Os materiais passíveis de reciclagem como papel/papelão, plástico, vidro e metais representaram 34% dos resíduos amostrados. Este percentual encontra-se próximo à média nacional (30%), o que não era esperado já que a coleta seletiva no município de Goiânia começou a ser implantada em novembro de 2008. Tal fato indica que a população não está separando seus materiais recicláveis da forma adequada, que continuam sendo destinados ao aterro sanitário em grandes quantidades, ao invés de serem encaminhados para as cooperativas de catadores cadastradas no programa, diminuindo, dessa forma, o volume de recicláveis no aterro sanitário.

Na matéria orgânica se observou restos de alimentos, folhas, galhos, poda entre outros. No estudo, considerou-se rejeito tudo que não é passível a reciclagem e/ ou utilização, o que representou 1/5 do volume total. Nas duas caracterizações realizadas no aterro foi notada uma grande quantidade de fraldas descartáveis, que mesmo sendo consideradas resíduos domésticos, são compostas por resíduos infectantes (Cussioli *et al.*, 2006), e dessa forma, representam um aumento da possibilidade de contaminação de lençóis freáticos pela veiculação de organismos com atividade infecciosa.

Na Figura 14 encontra-se apresentada a composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos coletados no município de Goiânia realizado pela Companhia Municipal de Urbanização de Goiânia (COMURG) no ano de 2009. Observa-se que os valores obtidos nesse estudo encontram-se relativamente diferentes quando comparados com os dados obtidos na presente pesquisa - 2013.

Figura 14 Composição geral dos resíduos domiciliares coletados no município de Goiânia.



Fonte: Adaptado de COMURG, 2009.

Vários fatores podem ter contribuído para as diferenças existentes nos percentuais obtidos para a matéria orgânica e recicláveis: época da coleta, região, setor ou bairro, classe social, clima entre outros.

No que concerne à caracterização dos Resíduos de Fossa e Tanques Sépticos (RFTS) utilizados neste estudo, os resultados obtidos encontram-se discriminados na Tabela 12.

Tabela 12 Caracterização da amostra composta do lodo de fossa séptica utilizado na pesquisa

Parâmetros Analisados	Valores obtidos
pH	7,15
DBO (mg/L)	1.796
DQO (mg/L)	5.420
Sólidos Totais (mg/L)	3.853
Sólidos totais Fixos (mg/L)	1.369
Sólidos Totais Voláteis (mg/L)	2.484
Sólidos Suspensos Total (mg/L)	2.165
Sólidos Suspensos Fixos (mg/L)	611
Sólidos Suspensos Voláteis (mg/L)	1.553
Sólidos Sedimentáveis (mg/L)	70,9
Turbidez (NTU)	159
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	103,4
Fósforo (mg/L)	0,31125

Fonte: Autora, 2013.

Comparando os resultados dos parâmetros demonstrados na tabela 11 com os resultados obtidos por Tossetto em 2009 (ver tabela 9), observa-se que o pH das amostras utilizadas nos

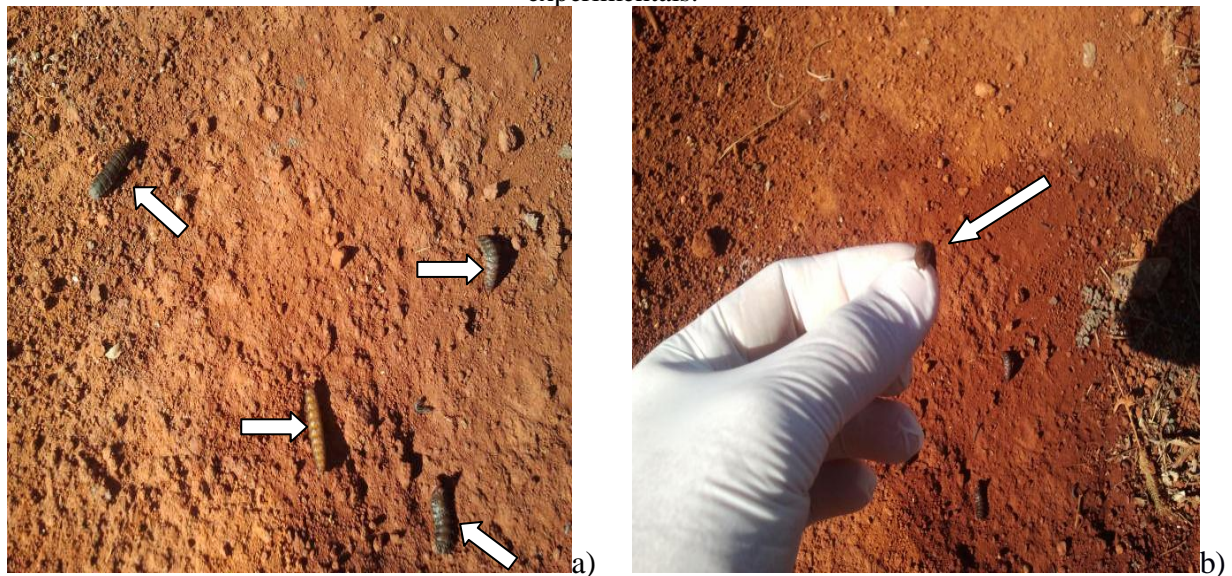
dois estudos ficaram próximas, já os valores de DBO e DQO demonstraram diferença significativa. Alguns fatores podem contribuir para essa diferença como: esgoto doméstico gerado em municípios de diferentes climas; contribuição efetiva *per capita* de água (L.hab/dia); número de alíquotas, sendo que no presente trabalho foram utilizados 12 caminhões de limpa fossa e Tosetto utilizou três fossas sépticas do município de São Carlos – SP. Os resultados de sólidos totais e sólidos suspensos totais obtidos nos dois trabalhos desenvolvidos ficaram próximos. Já para sólidos suspensos voláteis ocorreu uma diferença significativa, mostrando que no presente trabalho a amostra contém um volume maior de proteínas, gorduras, carboidratos entre outros. Corelacionando os resultados obtidos para nitrogênio amoniacal, observa-se que os valores apresentaram diferença significativa: o resultado obtido no presente estudo está dentro da faixa típica mostrada na tabela 4 segundo Jordão e Pessoa (2005).

## **5.2 Interferências da disposição de lodo séptico na operação de aterramento dos resíduos e na decomposição da fração orgânica**

A presença do lodo de fossa séptica, em diferentes proporções, não dificultou a compactação dos resíduos, que foi realizada manualmente com um compactador confeccionado exclusivamente para esse estudo.

Também não se observou alterações significativas quanto ao odor, predominando as condições características encontradas em um aterro sanitário. Com relação à presença de vetores, destaca-se a presença de larvas da mosca doméstica (*Musca domestica*) (Figura 15) em todas as trincheiras e em todos os recipientes utilizados para armazenar o lixiviado.

Figura 15 a) e b) Presença de larvas de mosca doméstica (*Musca domestica*) nas trincheiras experimentais.



Fonte: Autora, 2013.

Embora a presença deste vetor também ocorra corriqueiramente nos aterros sanitários em geral, observa-se que, 70 dias após o início do trabalho, o número de larvas observadas na Trincheira 4, que recebeu maior contribuição do lodo de fossa séptica, foi superior ao encontrado nas demais trincheiras. Esta situação foi alterada cerca de 30 dias depois, quando o número de larvas na Trincheira 4 diminuiu significativamente – cerca de 70%. Em contrapartida, observou-se que, na mesma ocasião, a Trincheira 3 passou a apresentar um número de larvas bastante superior às demais (aproximadamente 50%), condição que permaneceu até o encerramento das trincheiras no dia 09 de agosto de 2013.

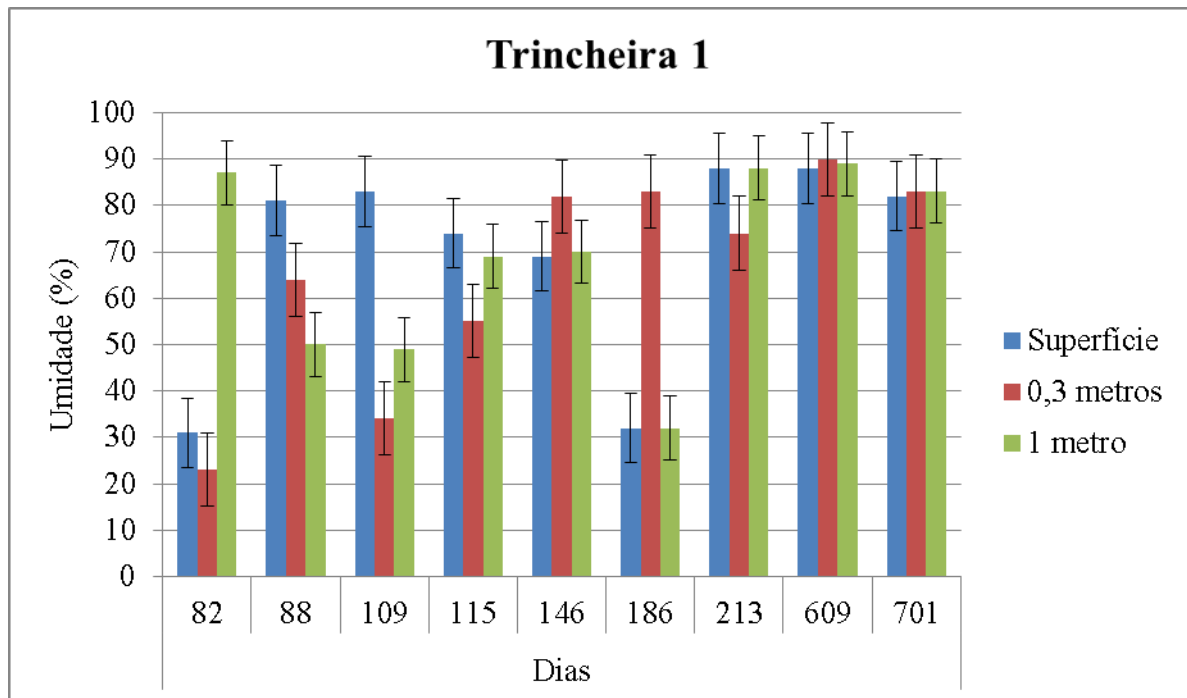
Acredita-se que o fato da Trincheira 4 ter recebido um maior percentual de lodo tenha favorecido um ambiente mais anaeróbico em comparação às demais trincheiras, o que não constitui um ambiente atrativo para o desenvolvimento das larvas.

Os resultados obtidos para a Trincheira 1 apontam para um comportamento cíclico em termos de umidade, o que indica uma diferença significativa no início da incubação entre a superfície e as profundidades. Apenas após seis meses de incubação se observa que não há variações expressivas entre a superfície e a profundidade. Este comportamento pode ter uma relação com o comportamento da ação da microbiota e disponibilização da matéria orgânica, bem como na capacidade de produção de água para completar seu metabolismo (Ponnamperuma, 1984).

Na figura 16 encontra-se apresentada a evolução temporal do teor de umidade da fração orgânica disposta na trincheira 1, em diferentes profundidades. Na tabela 13, são

apresentados os resultados obtidos com a utilização do teste ANOVA para este parâmetro.

Figura 16 Evolução temporal do teor umidade na fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos dispostos na trincheira experimental 1 (profundidades de coleta: superfície, trinta centímetros e um metro).



Fonte: Autora, 2015.

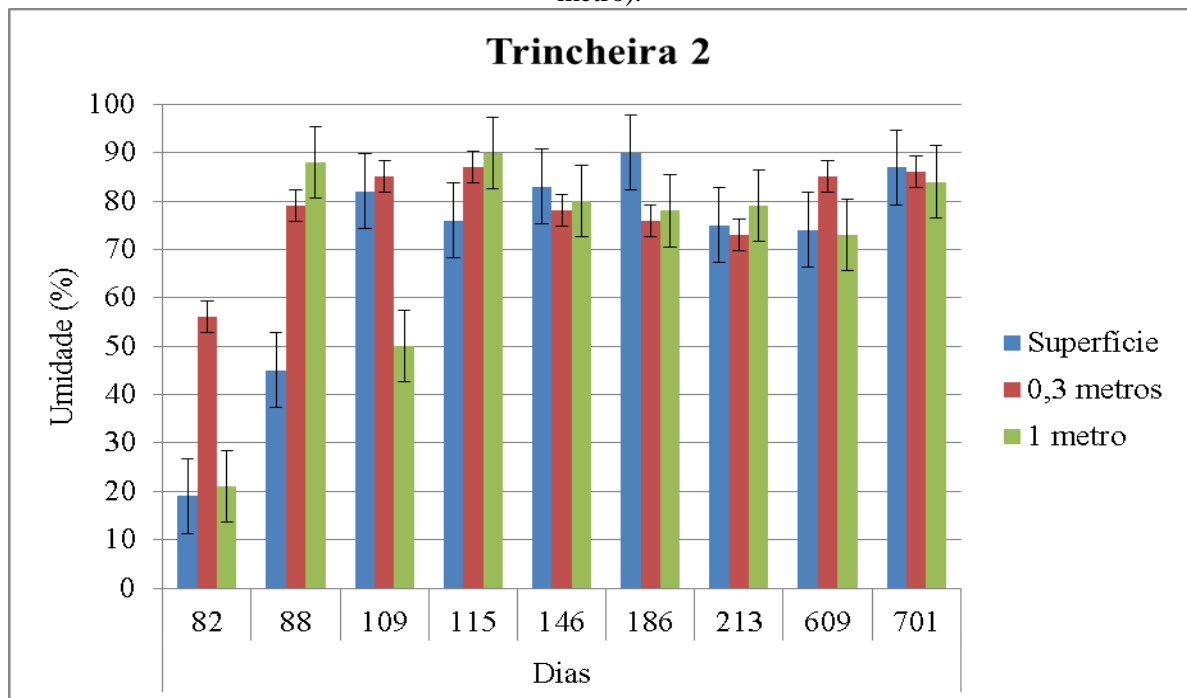
Tabela 13 Análise ANOVA na Trincheira 1 para teor de Umidade com repetição, sob 5% de aceitação pelo Teste F.

Teor de Umidade – Trincheira Experimental 1						
ANOVA						
Fonte da variação	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>Valor-P</i>	<i>F crítico</i>
Em profundidade	94,88889	2	47,44444	0,12154	0,886366	3,633723
Na incubação	5696	8	712	1,823952	0,145743	2,591096
Erro	6245,778	16	390,3611			
Total	12036,67	26				

Fonte: Autora, 2015.

Em termos de umidade, a Trincheira 2 apresentou um comportamento de maior produção, quando comparada à Trincheira 1. Em cerca de três meses os resultados já apontaram para uma elevação da umidade com potencial formação de chorume. Apresenta-se na figura 17 a evolução temporal do teor de umidade na Trincheira 2. Este resultado foi obtido através da tabela 14 com o teste ANOVA.

Figura 17 Evolução temporal do teor de umidade na fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos dispostos na trincheira experimental 2 (profundidades de coleta: superfície, trinta centímetros e um metro).



Fonte: Autora, 2015.

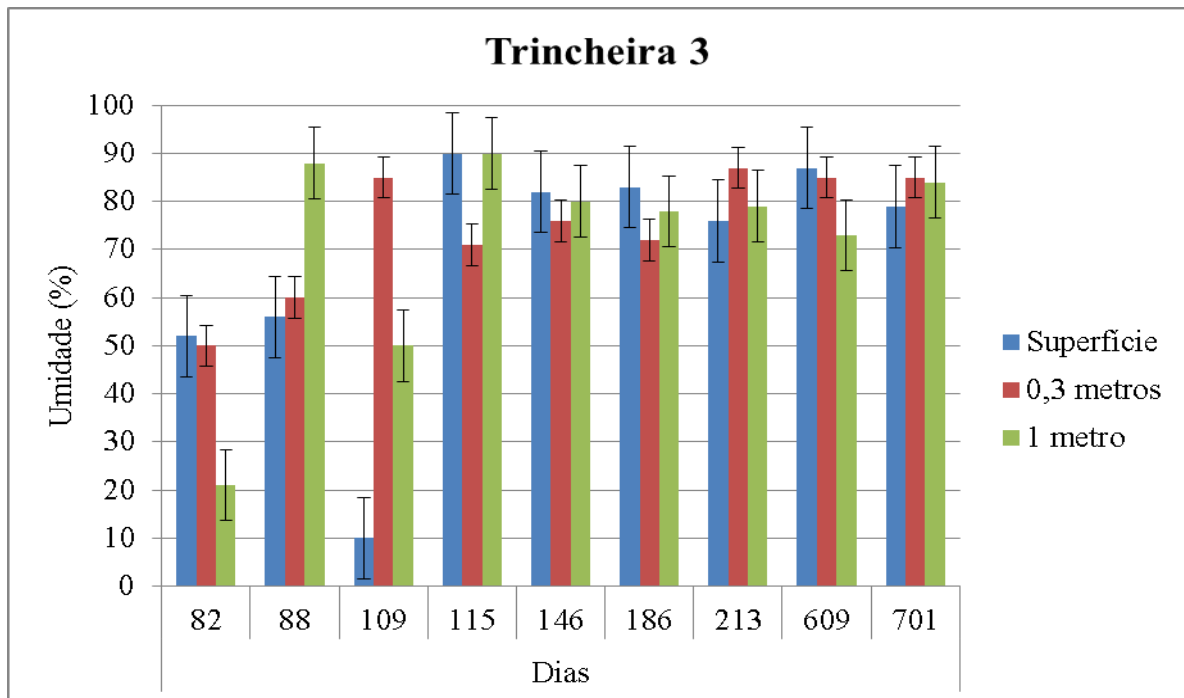
Tabela 14 Análise ANOVA na Trincheira 2 para teor de Umidade com repetição, sob 5% de aceitação pelo Teste F.

Teor de Umidade – Trincheira Experimental 2						
ANOVA						
Fonte da variação	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>Valor-P</i>	<i>F crítico</i>
Em profundidade	350,5185	2	175,2593	1,060244	0,369488	3,633723
Na incubação	6372,296	8	796,537	4,818709	0,003669	2,591096
Erro	2644,815	16	165,3009			
Total	9367,63	26				

Fonte: Autora, 2015.

Em cerca de quatro meses de incubação é notada uma estabilização de produção de umidade ao longo de todo perfil na Trincheira 3. Comparativamente, nota-se uma maior eficiência na produção de umidade por este sistema, quando comparado aos outros dois sistemas. Na Figura 18 está ilustrada a evolução temporal do teor de umidade na Trincheira 3, cujo resultado foi obtido através da tabela 15 com o teste ANOVA.

Figura 18 Evolução temporal do teor umidade na fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos dispostos na trincheira experimental 3 (profundidades de coleta: superfície, trinta centímetros e um metro).



Fonte: Autora, 2015.

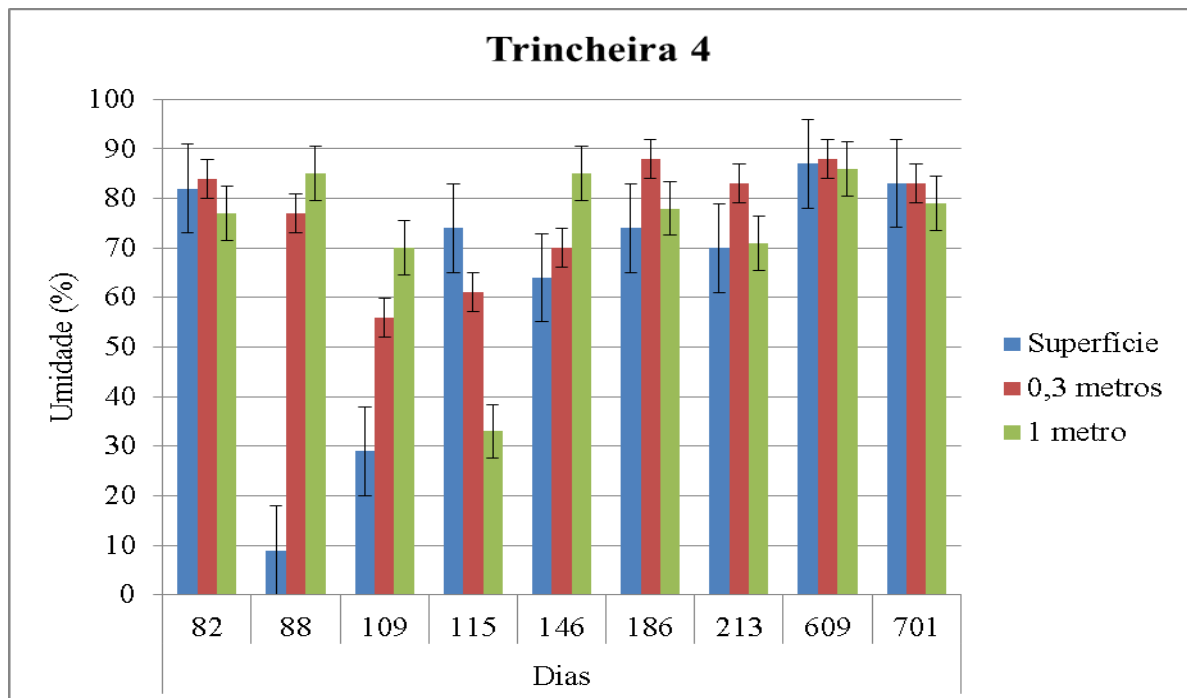
Tabela 15 Análise ANOVA na Trincheira 3 para teor de Umidade com repetição, sob 5% de aceitação pelo Teste F.

Teor de Umidade – Trincheira Experimental 3						
ANOVA						
Fonte da variação	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>Valor-P</i>	<i>F crítico</i>
Em profundidade	174,2222	2	87,11111	0,318764	0,731559	3,633723
Na incubação	6116	8	764,5	2,79752	0,038039	2,591096
Erro	4372,444	16	273,2778			
Total	10662,67	26				

Fonte: Autora, 2015.

No quarto sistema proposto, a umidade diminui drasticamente em aproximadamente três meses. Este resultado pode estar associado a algum problema de amostragem, o que descaracteriza qualquer ocorrência indevida. Entretanto, quando comparado aos outros sistemas, este em questão apresenta similaridades no comportamento à Trincheira 3. A evolução temporal do teor de umidade na Trincheira 4 pode ser observada na Figura 19, o resultado obteve-se através da tabela 16 com o teste ANOVA.

Figura 19 Evolução temporal do teor umidade na fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos dispostos na trincheira experimental 4 (profundidades de coleta: superfície, trinta centímetros e um metro).



Fonte: Autora, 2015.

Tabela 16 Análise ANOVA na Trincheira 4 para teor de Umidade com repetição, sob 5% de aceitação pelo Teste F.

Teor de Umidade – Trincheira Experimental 4						
ANOVA						
Fonte da variação	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>Valor-P</i>	<i>F crítico</i>
Em profundidade	216058,3	3	72019,44	5,499863	0,005081	3,008787
Na incubação	135810,2	8	16976,28	1,296417	0,29181	2,355081
Erro	314274,4	24	13094,77			
Total	666143	35				

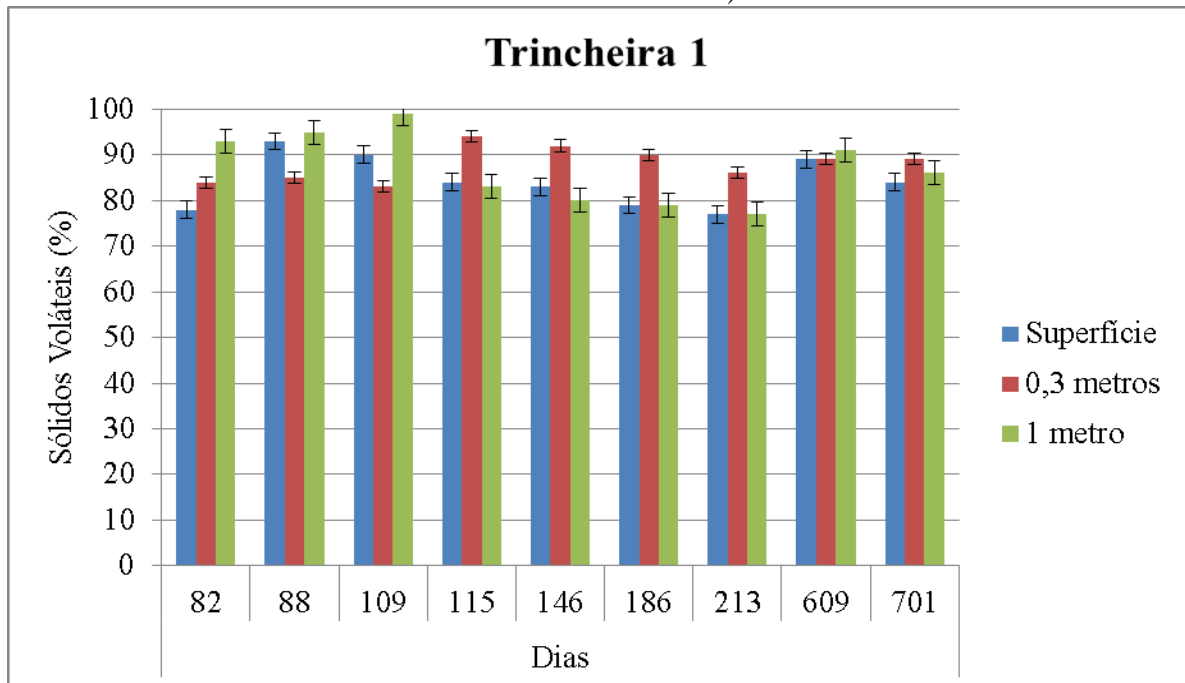
Fonte: Autora, 2015.

A partir dos resultados de teor de umidade obtidos nas trincheiras experimentais estudadas a um metro de profundidade observou-se que o teor de umidade aumentou com o tempo de incubação dos RSU. Para os resultados de sólidos voláteis verificou-se que os mesmos permaneceram constantes no decorrer dos dias de incubação.

No que tange aos sólidos voláteis, não houve variações significativas ao longo da incubação. Logo, a profundidade não influencia na produção de sólidos voláteis de matéria orgânica. Apresenta-se na Figura 20 a evolução temporal da concentração de sólidos voláteis

na Trincheira 1, o resultado obteve-se através da tabela 17 com o teste ANOVA.

Figura 20 Evolução temporal da concentração de sólidos voláteis na fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos dispostos na trincheira experimental 1 (profundidades de coleta: superfície, trinta centímetros e um metro).



Fonte: Autora, 2015.

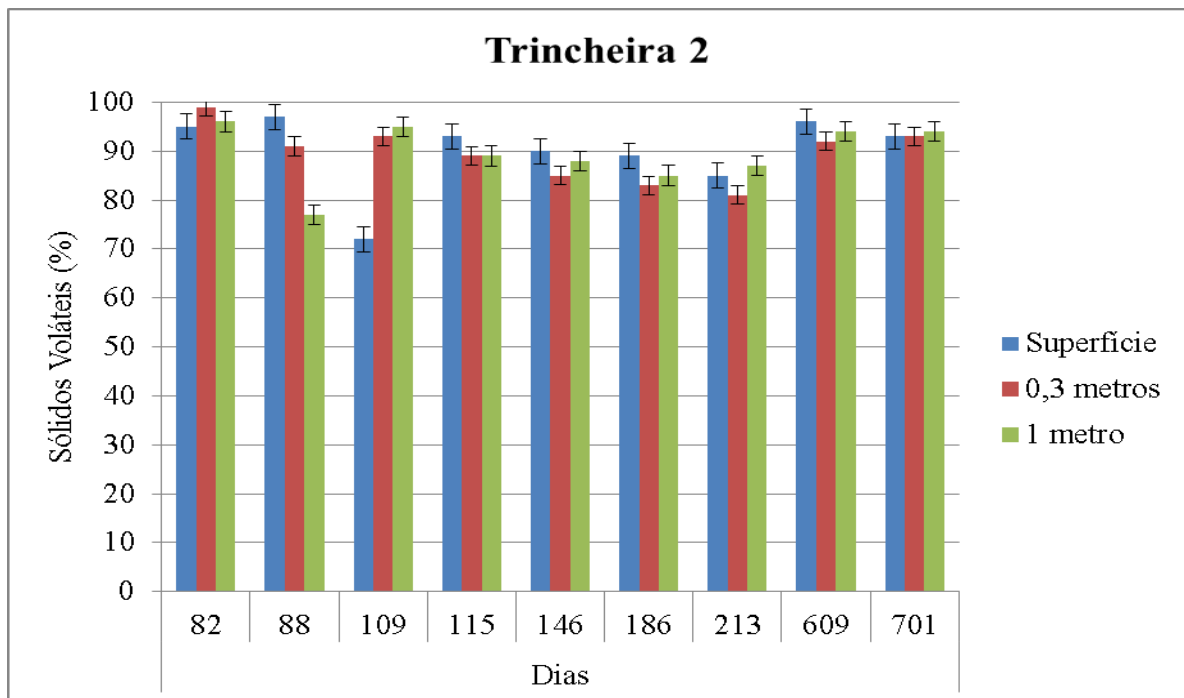
Tabela 17 Análise ANOVA na Trincheira 1 para Sólidos Voláteis com repetição, sob 5% de aceitação pelo Teste F.

Sólidos Voláteis – Trincheira Experimental 1						
ANOVA						
Fonte da variação	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>Valor-P</i>	<i>F crítico</i>
Em profundidade	73,40741	2	36,7037	1,113796	0,352473	3,633723
Na incubação	327,6296	8	40,9537	1,242765	0,337256	2,591096
Erro	527,2593	16	32,9537			
Total	928,2963	26				

Fonte: Autora, 2015.

Assim como a Trincheira 1, a Trincheira 2 não apresentou variações expressivas no que concerne à produção de sólidos voláteis, o que aponta que o sistema usado, não altera as produções deste parâmetro. Na Figura 21 apresenta-se um gráfico da evolução temporal da concentração de sólidos voláteis na Trincheira 2, o resultado obteve-se através da tabela 18 com o teste ANOVA.

Figura 21 Evolução temporal da concentração de sólidos voláteis na fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos dispostos na trincheira experimental 2 (profundidades de coleta: superfície, trinta centímetros e um metro).



Fonte: Autora, 2015.

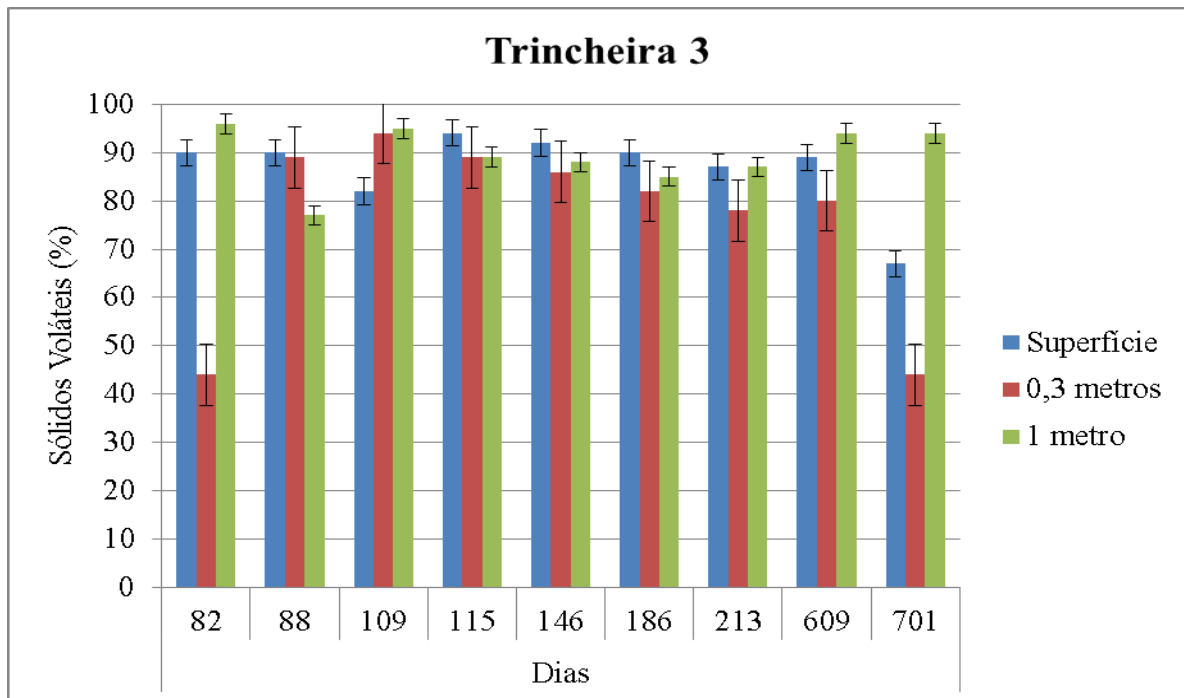
Tabela 18 Análise ANOVA na Trincheira 2 para Sólidos Voláteis com repetição, sob 5% de aceitação pelo Teste F.

Sólidos Voláteis – Trincheira Experimental 2						
ANOVA						
Fonte da variação	<i>SQ</i>	<i>Gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>Valor-P</i>	<i>F crítico</i>
Em profundidade	1,555556	2	0,777778	0,020341	0,979889	3,633723
Na incubação	422,6667	8	52,83333	1,381765	0,276332	2,591096
Erro	611,7778	16	38,23611			
Total	1036	26				

Fonte: Autora, 2015.

Na produção de sólidos voláteis, nota-se uma variação apenas no início e no fim da avaliação. Isso pode estar relacionado com o tipo de material que é depositado, oferecendo uma condição de menor produção de sólidos voláteis. A evolução temporal da concentração de sólidos voláteis na Trincheira 3 está ilustrada na Figura 22, o resultado obteve-se através da tabela 19 com o teste ANOVA.

Figura 22 Evolução temporal da concentração de sólidos voláteis na fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos dispostos na trincheira experimental 3 (profundidades de coleta: superfície, trinta centímetros e um metro).



Fonte: Autora, 2015.

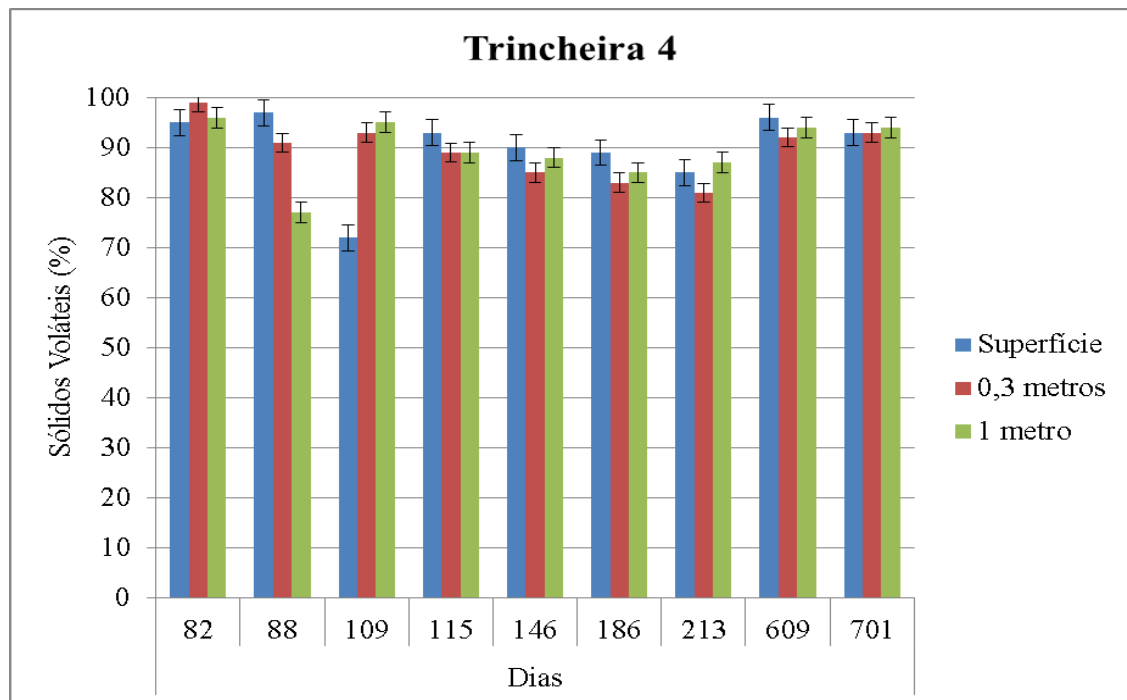
Tabela 19 Análise ANOVA na Trincheira 3 para Sólidos Voláteis com repetição, sob 5% de aceitação pelo Teste F.

Sólidos Voláteis – Trincheira Experimental 3						
ANOVA						
Fonte da variação	<i>SQ</i>	<i>Gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>Valor-P</i>	<i>F crítico</i>
Em profundidade	880,0741	2	440,037	2,905423	0,083865	3,633723
Na incubação	1270,074	8	158,7593	1,048236	0,442632	2,591096
Erro	2423,259	16	151,4537			
Total	4573,407	26				

Fonte: Autora, 2015.

Analisando o comportamento em todas as trincheiras experimentais 1; 2; 3; e 4, verificou-se que na superfície o teor de umidade aumentou no decorrer dos dias de incubação dos resíduos sólidos urbanos. Os resultados obtidos para sólidos voláteis no decorrer dos dias de incubação permaneceram constantes. Apresenta-se na Figura 23 a evolução temporal da concentração de sólidos voláteis na Trincheira 4, o resultado obteve-se através da tabela 20 com o teste ANOVA.

Figura 23 Evolução temporal da concentração de sólidos voláteis na fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos dispostos na trincheira experimental 4 (profundidades de coleta: superfície, trinta centímetros e um metro).



Fonte: Autora, 2015.

Tabela 20 Análise ANOVA na Trincheira 4 para Sólidos Voláteis com repetição, sob 5% de aceitação pelo Teste F.

Sólidos Voláteis – Trincheira Experimental 4						
ANOVA						
Fonte da variação	<i>SQ</i>	<i>Gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>Valor-P</i>	<i>F crítico</i>
Em profundidade	698	2	349	1,828023	0,192748	3,633723
Na incubação	3866	8	483,25	2,531209	0,054195	2,591096
Erro	3054,667	16	190,9167			
Total	7618,667	26				

Fonte: Autora, 2015.

Na profundidade de trinta centímetros constatou-se que, em todas as trincheiras experimentais, o teor de umidade aumentou no decorrer dos dias de incubação dos RSU. Os sólidos voláteis, também na mesma profundidade, aumentaram no decorrer do tempo de incubação.

Embora outros estudos já realizados por diferentes autores tenham concluído pela aceleração da decomposição da fração orgânica dos RSU quando codispostos com lodo de fossa séptica observa-se que, na presente pesquisa, foram mantidos todos os itens que compõem os RSU e não apenas a fração orgânica para que a representação de um aterro sanitário fosse o mais próximo possível do real. Também por este motivo, os itens

classificados como orgânicos e lançados nas trincheiras eram bastante heterogêneos, ou seja, as amostras retiradas para análise não eram compostas pelos mesmos resíduos.

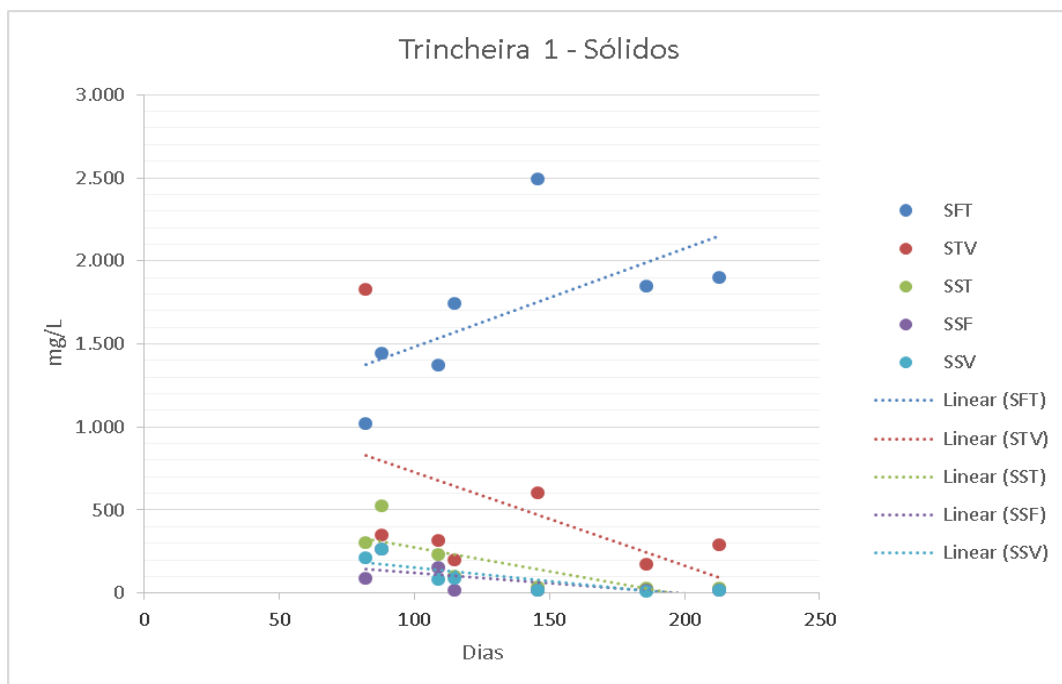
Salienta-se, ainda, que embora os sacos plásticos que acondicionavam os RSU tenham sido rasgados, provavelmente os mesmos impediram que o lodo tivesse uma interferência significativa nos mesmos.

Ressalva cabe aos resultados obtidos com os resíduos da Trincheira 4, localizados a profundidade de 1,0 m, ou seja, dispostos no início da operação, que podem indicar uma degradação mais acelerada dos resíduos em função da adição do lodo.

As trincheiras 2, 3 e 4, que receberam a contribuição do resíduo de fossa séptica, começaram a gerar lixiviado no mesmo período (um mês após o início da operação) e na mesma proporção – inicialmente, cerca de 1,5 L cada. A Trincheira 1 (testemunho) somente começou a gerar lixiviado uma semana depois, posteriormente a um dia de precipitação na área. Após esse período, os volumes de lixiviado gerados nas quatro trincheiras mantiveram-se praticamente na mesma proporção.

É importante observar que o experimento foi iniciado no mês de abril, época de início da estação seca na região com pouquíssima precipitação pluviométrica e alta evaporação. Nas Figuras 24, 25, 26 e 27 encontram-se apresentados, respectivamente, os valores obtidos para os parâmetros sólidos, por dias de incubação nas Trincheiras 1, 2, 3 e 4.

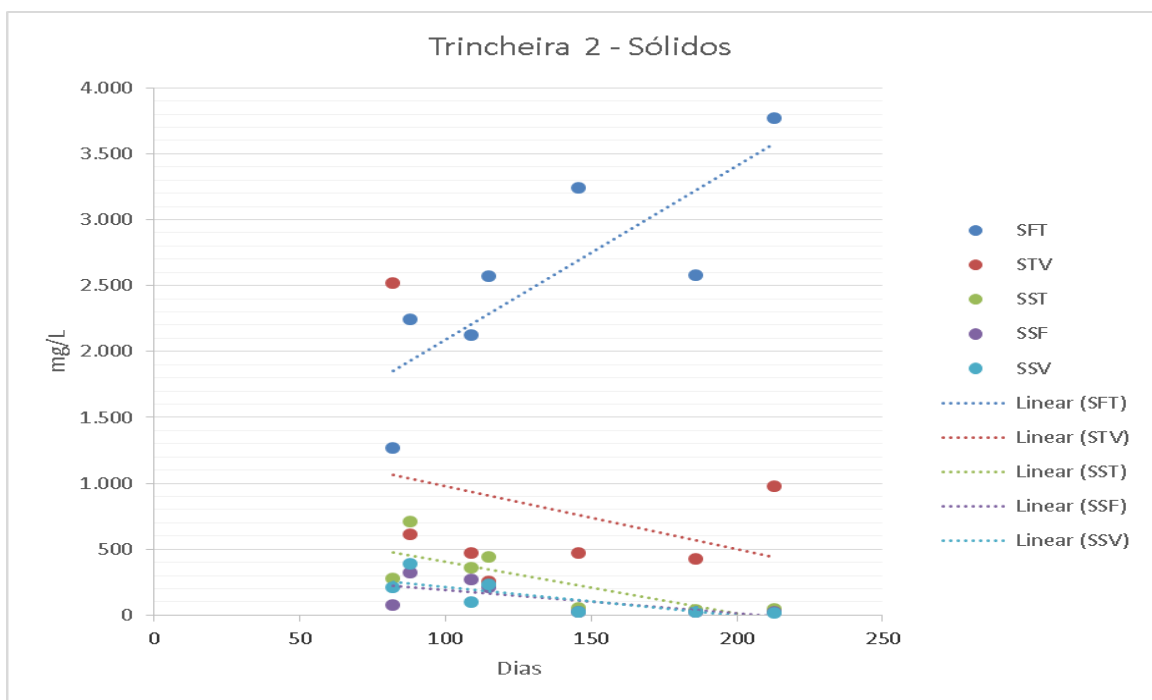
Figura 24 Evolução temporal da concentração de sólidos nos lixiviados gerados na Trincheira 1 experimental



Fonte: Autora, 2015.

Em relação ao  $R^2$  obtido nas análises da regressão linear referente à Trincheira 1, os resultados para sólidos demonstram uma correlação em média de 61% a 68% para Sólidos Suspensos Totais (SST) e Sólidos Suspensos Voláteis (SSV). Para os outros parâmetros, a correlação é, em média, de 35%. Com o passar dos dias de incubação nota-se que a concentração dos sólidos STV; SST; SSF; e SSV tende a diminuir. Apenas a concentração de Sólidos Fixos Totais (SFT) aumentou com o passar dos dias.

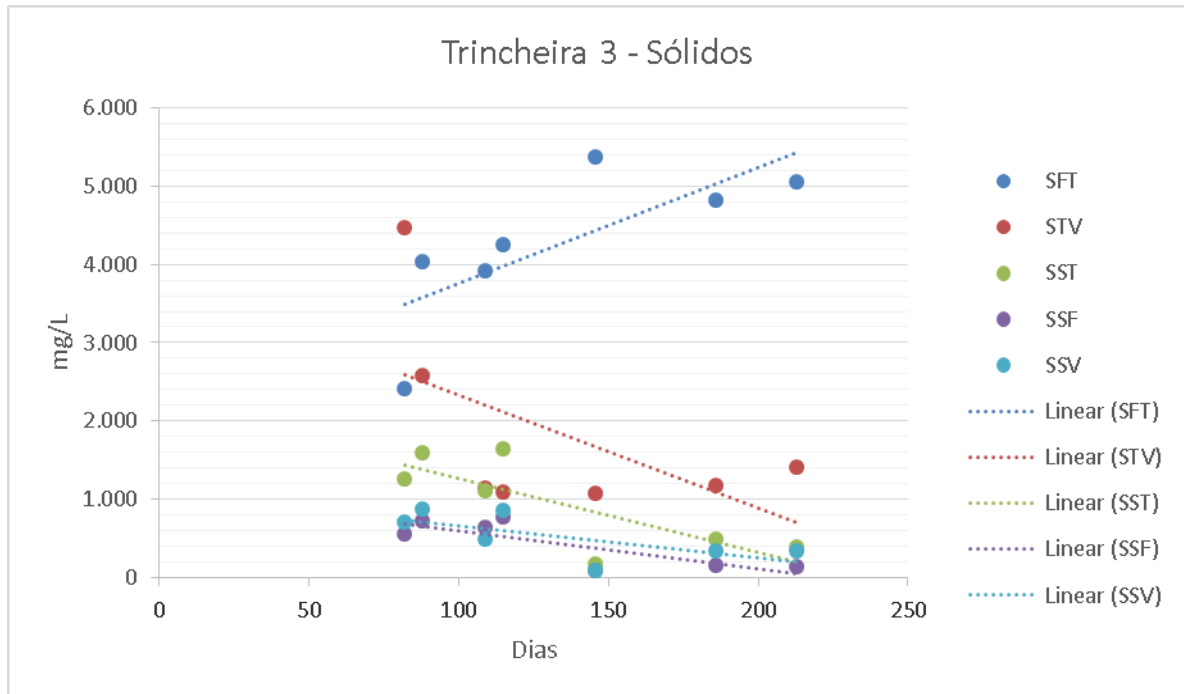
Figura 25 Evolução temporal da concentração de sólidos nos lixiviados gerados na Trincheira 2 experimental



Fonte: Autora, 2015.

Os resultados para sólidos na Trincheira 2 demonstram uma correlação em média de 60% a 67% para os Sólidos Suspensos Totais (SST) e os Sólidos Fixos Totais (SFT). Para os outros parâmetros a correlação é em média de 35% assim como na Trincheira 1. Nota-se que as Trincheiras 1 e 2 se comportaram de maneira semelhante.

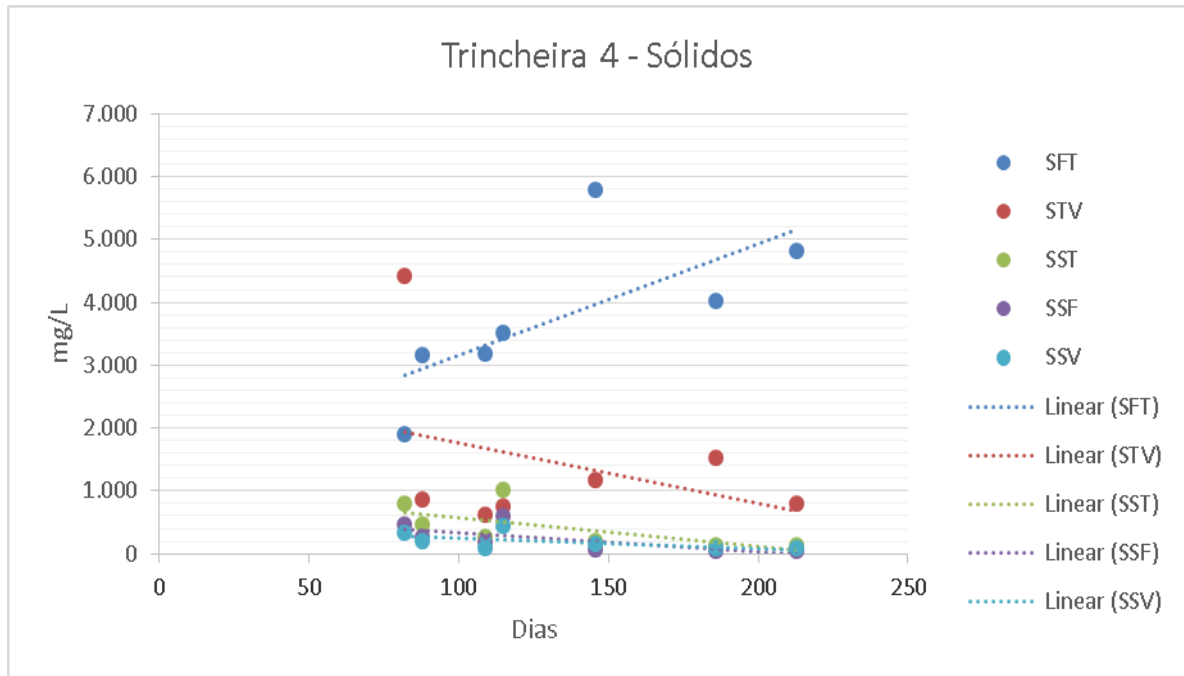
Figura 26 Evolução temporal da concentração de sólidos nos lixiviados gerados na Trincheira 3 experimental



Fonte: Autora, 2015.

Para a Trincheira 3, que recebeu um percentual de lodo de fossa séptica de 5% os resultados para sólidos demonstram uma correlação em média de 62% a 67% para Sólidos Suspensos Totais (SST) e os Sólidos Suspensos Voláteis (SSV). Para os outros parâmetros a correlação é em média de 45%. Com o passar dos dias de incubação nota-se que a concentração dos sólidos: STV; SST; SSF; e SSV tende a diminuir. Apenas a concentração de Sólidos Fixos Totais (SFT) assim como nas demais trincheiras (1;2) aumentou com o passar dos dias.

Figura 27 Evolução temporal da concentração de sólidos nos lixiviados gerados na Trincheira 4 experimental



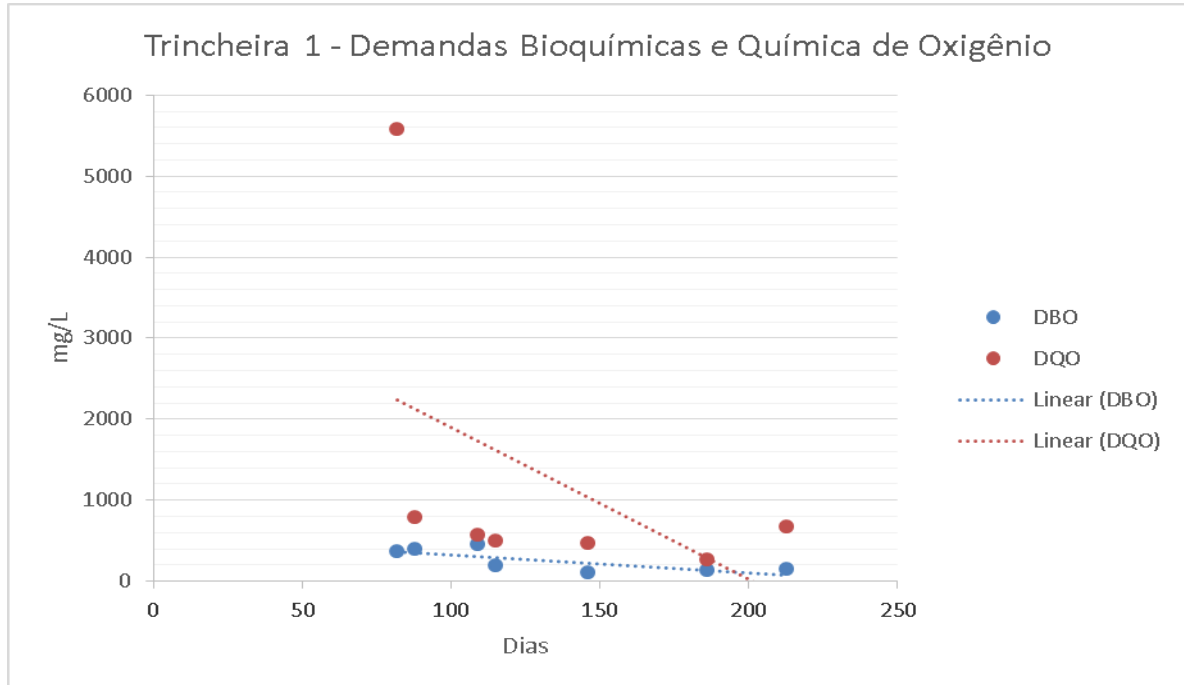
Fonte: Autora, 2015.

Já para a Trincheira 4, que recebeu o maior percentual de lodo de fossa séptica, os resultados para sólidos demonstram uma correlação em média de 48% a 50% para Sólidos Suspensos Fixos (SSF) e os Sólidos Fixos Totais (SFT). Para os outros parâmetros, a correlação é, em média, de 31%. Notadamente, apenas a concentração de Sólidos Fixos Totais (SFT) aumentou com o passar dos dias de incubação, assim como nas Trincheiras 1, 2 e 3.

Observa-se que o Decreto Estadual 1.745 (GOIÁS, 1979) não determina padrão de emissão para sólidos totais, fixos e voláteis. A Resolução 430 (CONAMA, 2011) também não estabelece limites de emissão para estes parâmetros.

Com relação ao parâmetro DBO (Figuras 28 e 29), nota-se que as concentrações obtidas para as Trincheiras 1 (testemunho) e 2 (adição de 2% de lodo de fossa) foram bastante semelhantes, não indicando interferência do lodo. Entretanto, para as outras trincheiras que receberam maiores percentuais de lodo, é possível observar uma interferência significativa que, no caso da Trincheira 4, apresentou um aumento de concentração variando entre 34 e 95%.

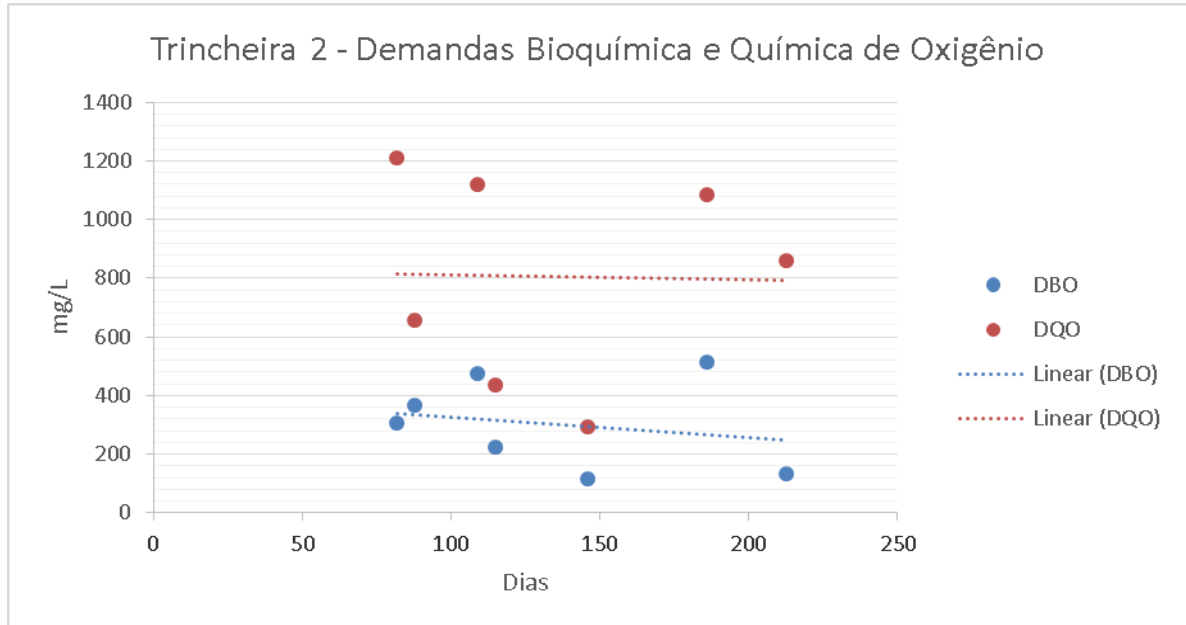
Figura 28 Evolução temporal da concentração de DBO e DQO nos lixiviados gerados na Trincheira 1 experimental



Fonte: Autora, 2015.

Quanto ao resultado obtido na Trincheira 1 para DBO, nota-se uma correlação de apenas 24% com o tempo de incubação. A concentração de DBO no lixiviado gerado nesta trincheira permaneceu constante com o decorrer do tempo. Nos primeiros dias de incubação, as concentrações de DQO mostraram-se maiores e, com o passar dos dias, essa concentração teve um decréscimo. A correlação de DQO na Trincheira 1 é de aproximadamente 58%, de acordo a regressão linear adotada.

Figura 29 Evolução temporal da concentração de DBO e DQO nos lixiviados gerados na Trincheira 2 experimental

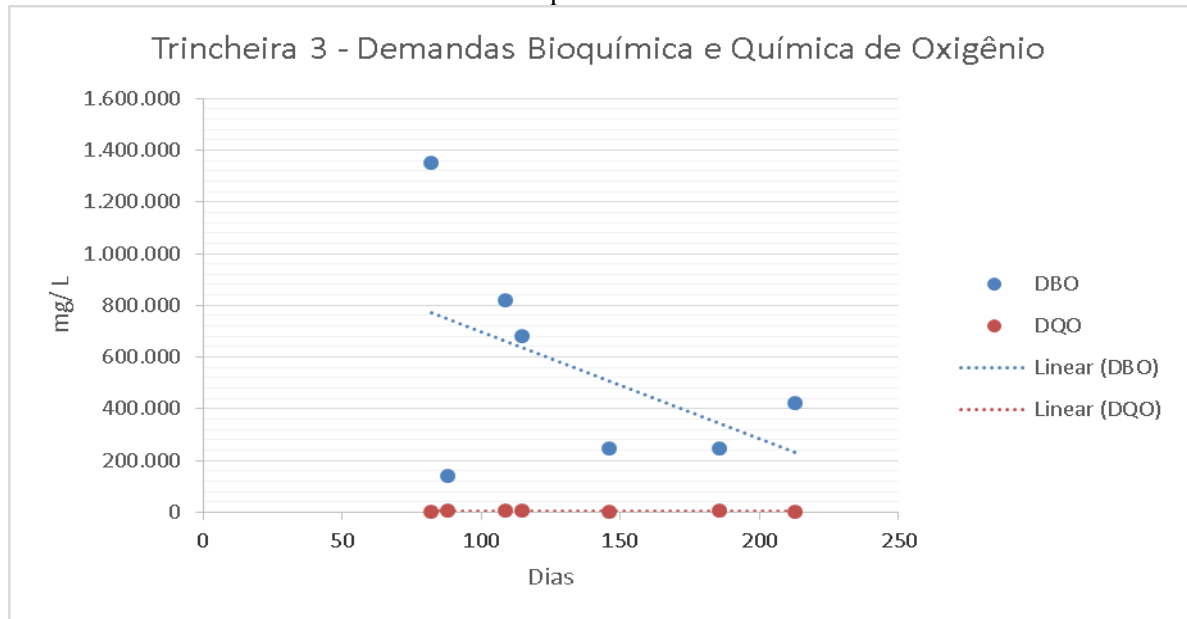


Fonte: Autora, 2015.

Para DBO o resultado da regressão linear apresentou uma correlação muito baixa, de apenas 0,4% (nota-se que a concentração de DBO na Trincheira 2 permaneceu constante com o passar dos dias). Para o resultado de DQO a concentração decresceu com o passar dos dias, sendo que sua correlação também apresentou valor baixo, em média de 5%.

Situação semelhante pode ser observada também para o parâmetro DQO. Neste caso, as maiores diferenças podem ser observadas entre as concentrações obtidas para as trincheiras 1 e 3 (variação de 58 a 85%) e 1 e 4 (variação de 28 a 89%) – Figuras 30 e 31.

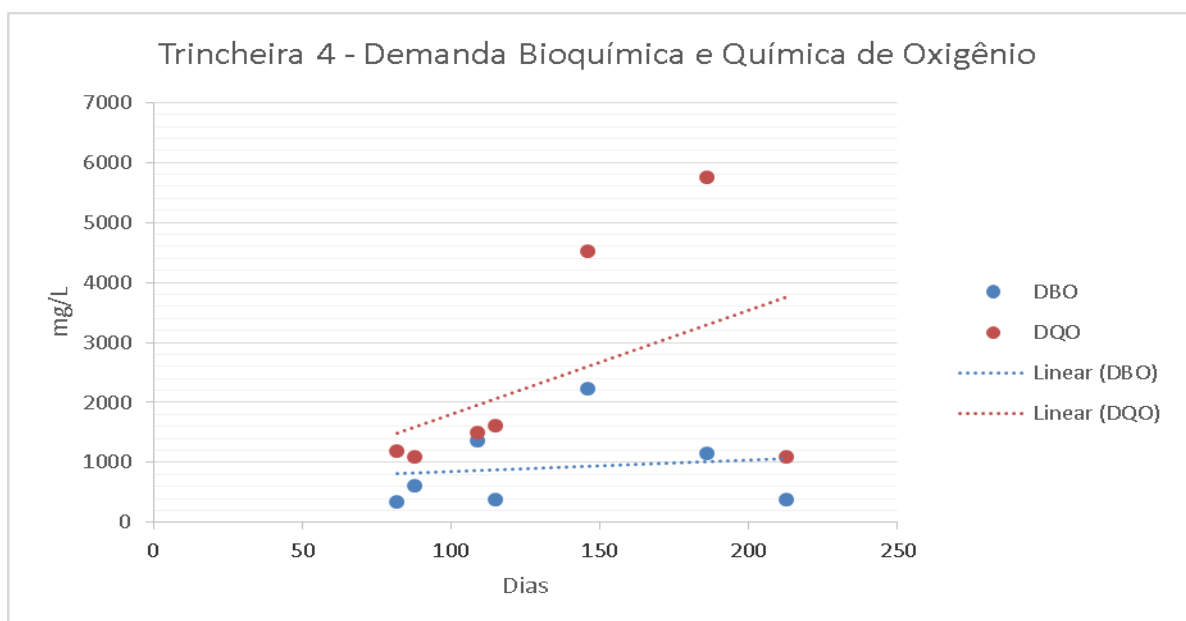
Figura 30 Evolução temporal da concentração de DBO e DQO nos lixiviados gerados na Trincheira 3 experimental



Fonte: Autora, 2015.

Na Trincheira 3 os resultados para DBO demonstram a correlação de 23% relacionado com o tempo (250 dias). A maior concentração de BDO foi encontrada próximo a 100 dias da codisposição de 5% de lodo de fossa séptica e, com o passar do tempo, essa concentração diminui. Já a DQO permaneceu constante com o passar dos dias, apresentando uma correlação baixa, em média de apenas 4%.

Figura 31 Evolução temporal da concentração de DBO e DQO nos lixiviados gerados na Trincheira 4 experimental

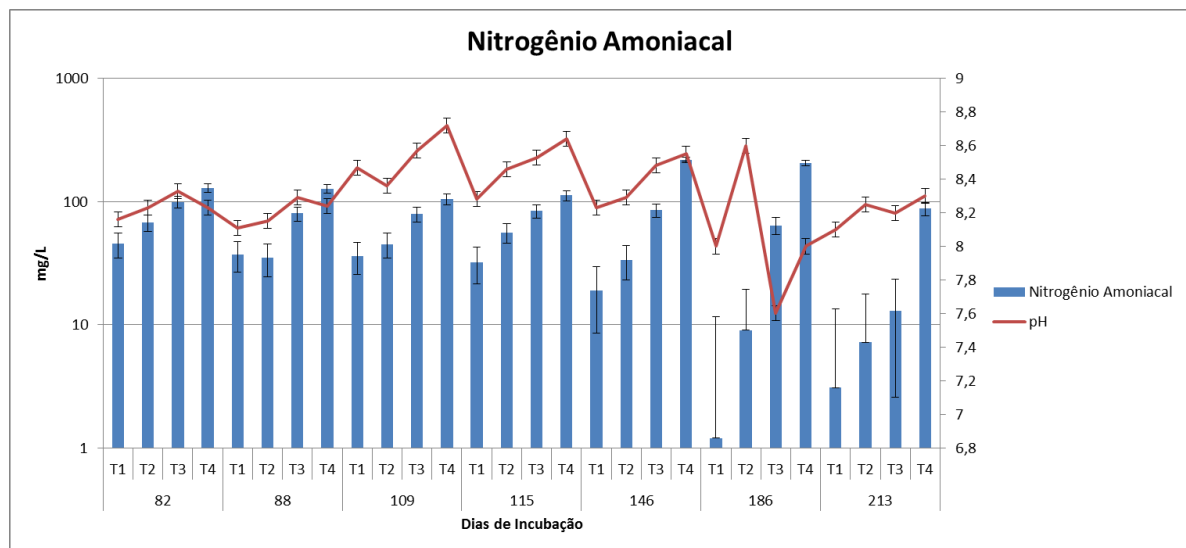


Fonte: Autora, 2015.

A Trincheira 4 que recebeu a maior concentração de lodo de fossa séptica (18 litros) demonstra que a correlação em DBO com o passar dos dias é de 20%. Ressalva cabe que, ao contrário das demais Trincheiras, essa trincheira apresentou uma concentração maior de DBO e DQO com o passar dos dias. Sendo que para DQO sua correlação foi abaixo da DBO quando comparadas, em torno de 2% somente.

Quanto às análises dos atributos químicos das trincheiras ao longo dos dias de incubação, os resultados obtidos para as análises de nitrogênio amoniacal indicaram, novamente, uma interferência direta da adição do lodo de fossa séptica, o que pode acelerar a degradação anaeróbia devido à maior disponibilidade desse nutriente (Figura 32). Relacionando-se este parâmetro ao pH, pode-se considerar que as variações obtidas não foram significativas e que o mesmo, em todas as situações, manteve-se sempre alcalino. O resultado que se obteve através da tabela 21 com o teste ANOVA pode ser observado na Figura 32.

Figura 32 Evolução temporal da concentração de nitrogênio amoniacal e pH nos lixiviados gerados nas trincheiras experimentais



Fonte: Autora, 2015.

Tabela 21 Análise ANOVA com repetição, sob 5% de aceitação pelo Teste F

ANOVA						
Fonte da variação	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>	<i>F crítico</i>
Entre trincheiras	19190,36	3	6396,786	7,163924	0,000344	2,758078
Ao longo dos dias	86753,12	20	4337,656	4,857852	9,64E-07	1,747984
Erro	53574,98	60	892,9164			
Total	159518,5	83				

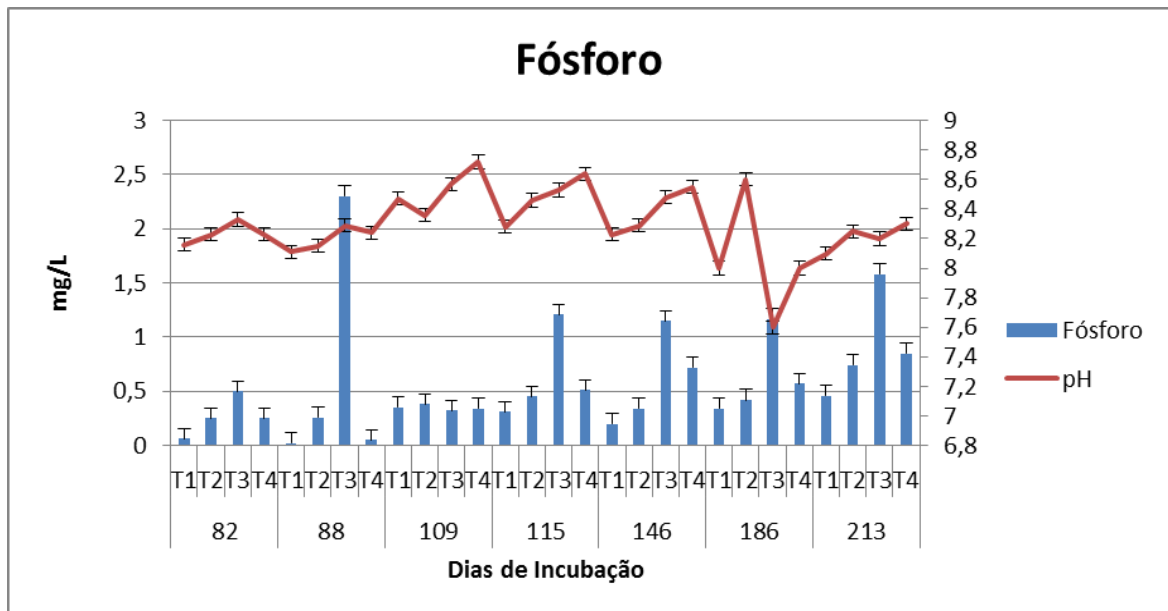
Fonte: Autora, 2015.

A legislação brasileira (Resolução 430 do CONAMA), assim como a legislação estadual goiana (Decreto 1.745), indica como faixa permissível de lançamento em corpos hídricos o valor de pH compreendido entre 5 e 9 (CONAMA, 2011; GOIÁS, 1979).

Para o parâmetro fósforo, percebe-se que a Trincheira 1 que não recebeu contribuição de resíduo de lodo de fossa séptica manteve-se com concentrações baixas, em média 49%, quando comparada com as demais trincheiras no decorrer dos dias. Nota-se que a partir da Trincheira 2 o resíduo de lodo contribui para o aumento da concentração de fósforo no lixiviado. Na Trincheira 3 a concentração de fósforo permaneceu mais elevada no decorrer do tempo comparada com as demais trincheiras (1;2;4). A Trincheira 4 esteve com valores próximos ao da Trincheira 2 em alguns períodos, e em um período (109 dias) esteve abaixo da Trincheira 2.

Ressalta-se que a Trincheira 3 em dois períodos (88 dias e 213 dias) apresentou concentrações significativamente mais elevadas, em média 63%, quando comparada com as trincheiras 1, 2 e 4. Na Figura 33 ilustra-se a evolução temporal da concentração de fósforo e pH nos lixiviados das trincheiras estudadas, o resultado obteve-se através da tabela 23 com o teste ANOVA.

Figura 33 Evolução temporal da concentração de fósforo e pH nos lixiviados gerados nas trincheiras experimentais



Fonte: Autora, 2015.

Tabela 22 Análise ANOVA com repetição, sob 5% de aceitação pelo Teste F

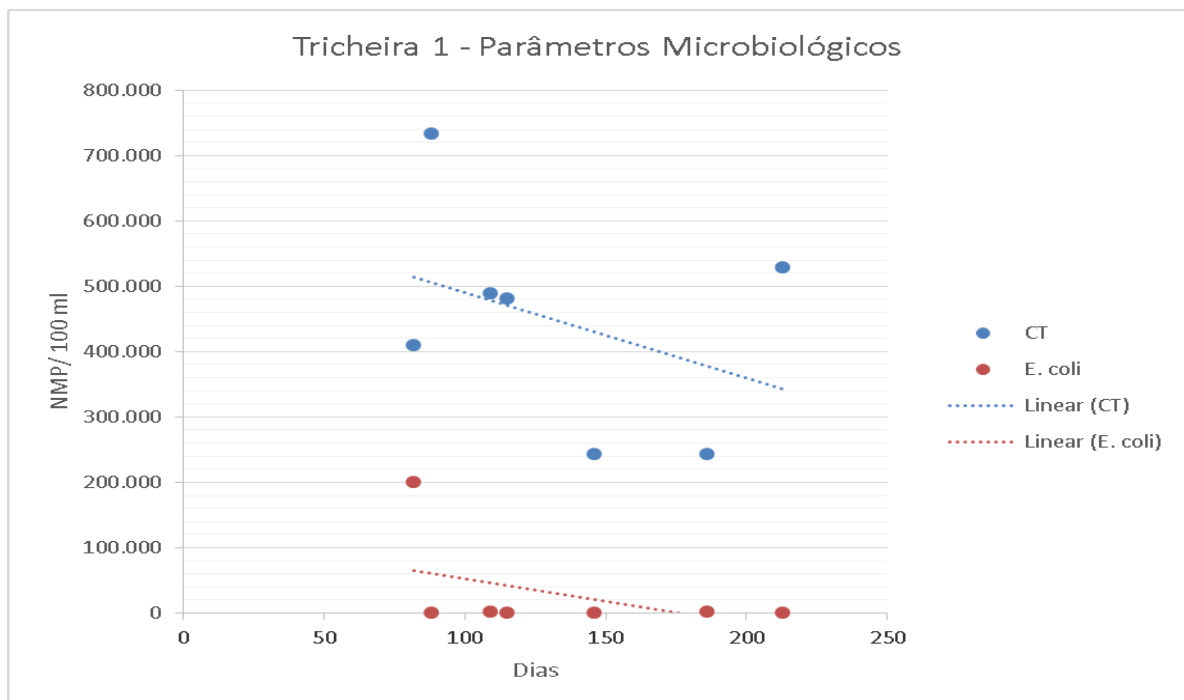
ANOVA						
Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre Trincheiras	3,62E+12	3	1,21E+12	1,109781	0,35678	2,845068
Ao longo dos dias	2,7E+13	13	2,07E+12	1,909047	0,05973	1,980528
Erro	4,24E+13	39	1,09E+12			
Total	7,29E+13	55				

Fonte: Autora, 2015.

Com relação à presença de coliformes totais nos lixiviados gerados, observa-se que, inicialmente, não houve interferência da adição de lodo nas trincheiras visto que na primeira coleta realizada, a Trincheira 1 apresentou os maiores valores. Tal situação não surpreende já que a presença dessas bactérias também é frequente nos resíduos sólidos. Nota-se, ainda, que na última coleta as concentrações de coliformes praticamente se igualam.

No que diz respeito à presença de *Escherichia coli* (Figuras 34, 35, 36 e 37), percebe-se que a adição do lodo de fossa séptica em concentrações mais elevadas teve uma influência mais significativa, notadamente na primeira coleta realizada, mas novamente, esta interferência é diminuída com o tempo.

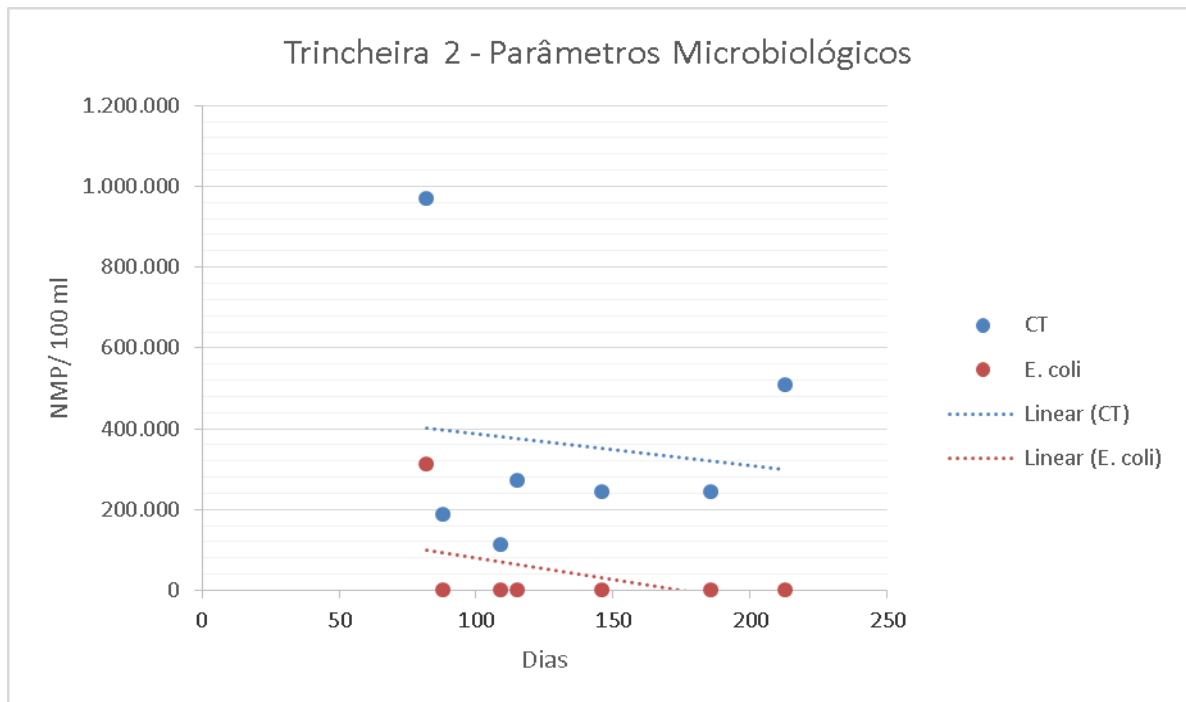
Figura 34 Evolução temporal dos Coliformes Totais e E. coli no lixiviado gerado na Trincheira 1



Fonte: Autora, 2015.

Na Trincheira 1 (Figura 34) a correlação de coliformes totais é de aproximadamente 10% com o tempo. Com o passar dos dias, a concentração de coliformes totais diminui no lixiviado gerado desta trincheira. Relacionando-se este resultado com o obtido para E.coli na mesma trincheira, sua correlação foi de em torno de 21%. Com o passar do tempo, sua concentração foi diminuindo.

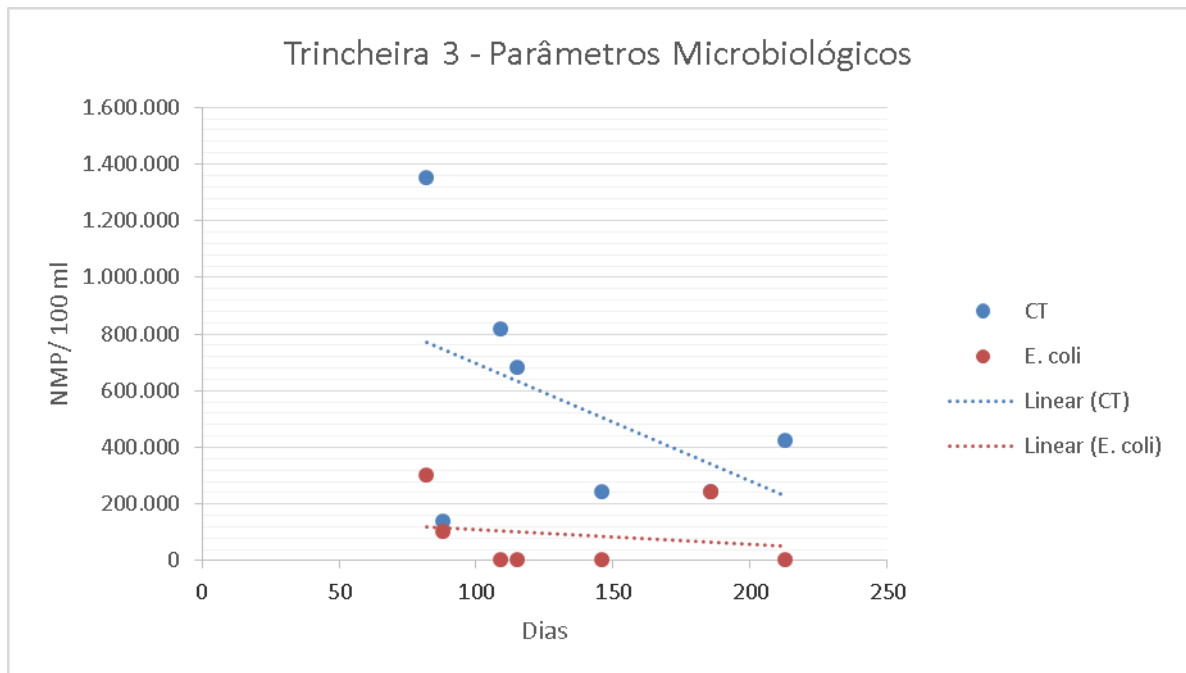
Figura 35 Evolução temporal dos Coliformes Totais e E. coli no lixiviado gerado na Trincheira 2



Fonte: Autora, 2015.

Os resultados microbiológicos obtidos para a Trincheira 2 demonstram que a correlação para coliformes totais é de apenas 1% com o passar dos dias, e que a presença de coliformes totais no lixiviado desta trincheira diminui com o tempo. Já para E.coli sua correlação é em média de 21% e, assim como os coliformes, sua concentração diminui com o passar dos dias (Figura 35).

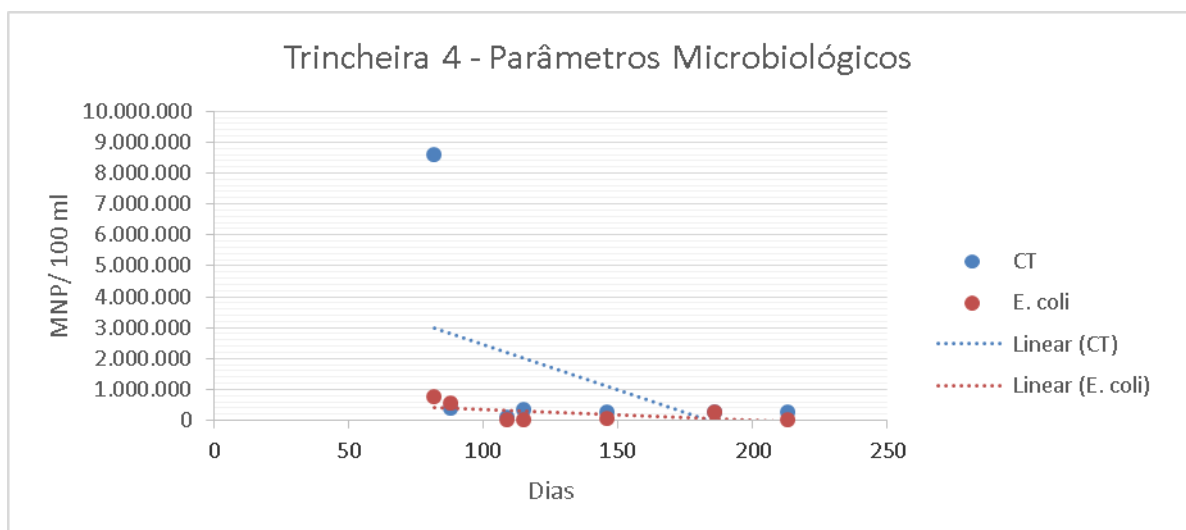
Figura 36 Evolução temporal dos Coliformes Totais e E. coli no lixiviado gerado na Trincheira 3



Fonte: Autora, 2015.

Na Trincheira 3, a concentração de coliformes totais no lixiviado teve um decréscimo significativo como ilustrado na Figura 36, já sua correlação ficou em torno de apenas 3%. Para E.coli a concentração permaneceu constante com o passar dos dias, e sua correlação foi de, aproximadamente, 24%.

Figura 37 Evolução temporal dos Coliformes Totais e E. coli no lixiviado gerado na Trincheira 4



Fonte: Autora, 2015.

Os resultados microbiológicos para a Trincheira 4, que recebeu a maior concentração de resíduo de fossa séptica, demonstram que sua correlação para coliformes totais é de 31%, e que a concentração de coliformes totais no lixiviado gerado na trincheira diminuiu com o passar do tempo. Para os resultados de *E.coli*, a correlação ficou em torno de 21%, e sua concentração teve um pequeno decréscimo com o passar dos dias (Figura 37).

A Resolução Conama nº 357 (CONAMA, 2005) determina que a concentração de coliformes termotolerantes, podendo a *Escherichia coli* ser determinada em substituição deste parâmetro, não poderá elevar a contagem nos corpos receptores classificados como classe 2 acima de 1.000 NMP 100mL-1 e não deverá ser excedido este limite em 80% ou mais de pelo menos seis amostras coletadas durante o período de um ano, com frequência bimestral.

O Decreto Estadual 1.745 (GOIÁS, 1979) determina como limite ao lançamento em corpos hídricos o número mais provável de coliformes de 5.000 em 100 ml, sendo 1.000 o limite para os de origem fecal, para 80% de pelo menos cinco amostras colhidas num período de até cinco semanas consecutivas.

## 6 CONCLUSÕES

De acordo com os resultados obtidos, pode-se concluir que a codisposição do resíduo de fossa e tanque séptico nas proporções utilizadas na pesquisa – 2, 5 e 9%, não interferiu na compactação dos resíduos sólidos urbanos e nem resultou em odores diferenciados do normalmente observado em aterros sanitários. Entretanto, a proliferação de vetores, especificamente da mosca doméstica, foi favorecida com a adição do lodo, em especial na Trincheira 3 que recebeu 5% de lodo.

Ainda apreciando-se os resultados, conclui-se que para uma profundidade equivalente a um metro nas trincheiras experimentais, o teor de umidade aumenta com o tempo de incubação dos resíduos sólidos urbanos. Já os sólidos voláteis, no decorrer da incubação, permaneceram constantes.

Observa-se que, em termos quantitativos, a codisposição dos resíduos de fossa e tanque séptico em diferentes percentuais não interferiu no volume de lixiviado gerado. Com relação à qualidade desses lixiviados, foi observado um aumento das concentrações para os parâmetros sólidos totais, DQO, DBO e nitrogênio amoniacal nas trincheiras que receberam o resíduo de fossa, em especial nas concentrações de 5 e 9%. A presença de coliformes totais e *Escherichia coli* foi estabilizada em valores bastante próximos com o decorrer do tempo, em todas as trincheiras, não indicando um impacto em longo prazo. Para o pH, que permaneceu sempre na faixa alcalina, a adição do lodo não implicou em alterações consideradas significativas.

Há que se ressaltar algumas dificuldades encontradas no decorrer do estudo, devido á vários fatores, entre eles, a mundança de local para o estudo. A princípio o trabalho começou a ser desenvolvido em dois outros lugares para então, ser definido que seria realizado no aterro de Goiânia. Outra dificuldade a ser destacada foi o processo de compra da geomembrana assim como sua instalação e anconragem. De fato, por ser um trabalho desenvolvido em condições que se assemelham a de um aterro real, e assim, a céu aberto, enfrentaram-se situações adversas ao estudo, provocadas seja por ações naturais ou antrópicas, onde um incêndio ocorrido no aterro sanitário de Goiânia afetou sobremaneira a Trincheira 4, comprometendo-a e assim, encerrando as análises. Inclusive houve o tombamento das bombonas por servidores da Comurg que, desinformados do estudo, tinham como intuito o combate à dengue.

Assim, para trabalhos futuros, recomenda-se que se adote um método para quantificação dos vetores, que as amostras dos resíduos sólidos urbanos para determinação do

teor de umidade e sólidos voláteis sejam amostras compostas, sugere-se ainda um maior tempo de incubação dos resíduos para avaliação do parâmetro teor de umidade e que se adote um método que possa avaliar o grau de compactação dos resíduos sólidos.

Por fim, diante do trabalho realizado e dos resultados obtidos, recomenda-se a realização de outros estudos adotando outros níveis de concentração como: 0%, 5%, 10% e 15% de resíduos de fossa e tanque séptico para trincheiras em aterros sanitários, além de um espaçamento da escala logarítma das análises.

## REFERÊNCIAS

AECOM; SANDEC. **A Rapid Assessment of Septage Management in Asia: Policies and Practices in India, Indonesia, Malaysia, the Philippines, Sri Lanka, Thailand, and Vietnam**, p. 143, 2010.

ALLEN, A. **Sustainable landfilling for developing countries**. In: Ninth International Waste Management and Landfill Symposium, 9., 2003, Cagliari. Italy, Cagliari, 2003.

ANDRADE NETO, C. O. de, **Sistemas simples para tratamento de esgotos sanitários: experiência brasileira**. Rio de Janeiro: ABES, 1997.

ANDREOLI, C. V. (coordenador). **Biossólidos: Alternativas de uso de resíduos do saneamento**. PROSAB 4–Programa de Pesquisa em Saneamento Básico. Rio de Janeiro: ABES, 2006.

ANDREOLI, C. V.; POMPEO, R. P. **Introdução. In: Lodo de fossa e tanque séptico: caracterização, tecnologias de tratamento, gerenciamento e destino final**. Cleverson Vitério Andreoli (coord.). Rio de Janeiro: ABES, 2009.

ANTHONISEN, A. C.; LOEHR, R.C.; PRAKASAM, T.B.S.; SRINATH, E.G. Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. **Journal of Water Pollution, Control Federation**, 1976.

Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. (2005). APHA, AWWA, WPCF., 21<sup>th</sup> edition, American Public Health Association, Washington.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS – ABRELPE. **Mais da Metade dos Municípios Brasileiros dinda dão dá destino ddequado dos Resíduos Sólidos Urbanos**. [http://www.abrelpe.org.br/noticias\\_releases\\_detalhe.cfm?NotReleasesID=1218](http://www.abrelpe.org.br/noticias_releases_detalhe.cfm?NotReleasesID=1218) Acesso em 19 de jan de 2015.

BARKER D.J.; MANNUCCHI G.A.; SALVI S. M.L.; STUCKEY D.C. **Characterization of soluble residual chemical oxygen demand (COD) in anaerobic wastewater treatment effluents**. **Water Research**, 1999.

BRASIL. Lei Nº 11.445 de 5 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico; altera as Leis nos 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.036, de 11 de maio de 1990, 8.666, de 21 de junho de 1993, 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; revoga a Lei no 6.528, de 11 de maio de 1978; e dá outras providências. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**. 2007. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2007-2010/2007/lei/111445.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/111445.htm)>. Acesso em: 04 maio 2014.

D'ALMEIDA, M.L.O.; VILHENA, A. **Lixo municipal: manual de gerenciamento integrado**. São Paulo: IPT: CEMPRE, 2000.

\_\_\_\_\_ **Lodo de fossa séptica: caracterização, tecnologias de tratamento, gerenciamento e destino final.** PROSAB 4–Programa de Pesquisa em Saneamento Básico. Rio de Janeiro: ABES 2009.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 7229: Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos.** Rio de Janeiro, 1993.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 8160: Sistemas prediais de esgoto sanitário – Projeto e execução.** Rio de Janeiro, 1999.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 8419: Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos.** Rio de Janeiro, 1992.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 9898: Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores.** Rio de Janeiro, 1987.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 10004: Resíduos Sólidos - Classificação.** Rio de Janeiro, 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **Águas - Determinação de resíduos (sólidos) - Método gravimétrico.** Rio de Janeiro, 1989.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 13969: Tanques sépticos – Unidades de tratamento complementar e disposição finais dos efluentes líquidos – Projeto, construção e operação.** Rio de Janeiro, 1997.

\_\_\_\_\_ **NBR 8419: Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos.** Rio de Janeiro, 1992. BELLI FILHO, P. *et al.* Lodos sépticos – caracterização e tratamento anaeróbio em um digester piloto. In: Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. San Juan, 2004.

BRASIL. Constituição Federal de 1988. **Constituição da República Federativa do Brasil:** Promulgada em 5 de outubro de 1988.

BRASIL. Decreto – Lei 1745, de 06 de dezembro de 1979. Lex: legislação estadual: Goiás, 1979.

D'ALMEIDA, Maria Luiza Otero; VILHENA, André (coord.) **LIXO MUNICIPAL, MANUAL DE GERENCIAMENTO INTEGRADO.** São Paulo, 2000, IPT/CEMPRE.

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

GOIÁS. Decreto nº 1745 de 06 de dezembro de 1979. Aprova o Regulamento da Lei nº8544, de 17 de outubro de 1978, que dispõe sobre a prevenção o controle da poluição do meio ambiente. Disponível em: <[http://www.saneago.com.br/site/agr/estadual/1979\\_1745.pdf](http://www.saneago.com.br/site/agr/estadual/1979_1745.pdf)> Acesso em: 03 mai. 2014

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2008**. Rio de Janeiro, 2010. Disponível em: <[http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaoodevida/pnsb2008/PNSB\\_2008.pdf](http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaoodevida/pnsb2008/PNSB_2008.pdf)>. Acesso em: 05 abril 2014.

CALIJURI, M.; MELO, A.L.O.; LORENTZ, J.F. **Identificação de áreas para a implantação de aterros sanitários com uso de análise estratégica de decisão**. Informática Pública, 2002.

CASTILHOS JR., A.B.; MEDEIROS, P.A.; FIRTA, I.N.; LUPATINI, G.; SILVA, J.D. Principais processos de degradação de resíduos sólidos urbanos. IN: CASTILHOS JR., A.B. (ORG.). **Resíduos Sólidos Urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte**. Brasil, Rio de Janeiro: Rima ABES, 2003.

CASTILHOS JUNIOR, A. B. de. **Tratamento de lixiviado de aterro sanitário em sistema de lagoas**. In: Gomes P. G. Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras. PROSAB 5–Programa de Pesquisa em Saneamento Básico. Rio de Janeiro. ABES, 2009.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios**. 2ª. Ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 1997.

CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução Nº 430, de 13 de maio de 2011. 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 República Federativa do Brasil. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acesso em: 03 Maio de 2014.

COMPANHIA DE DESENVOLVIMENTO URBANO DO ESTADO DA BAHIA (CONDER). Disponível em: < <http://www.conder.ba.gov.br/>>. Acesso em: 03 de maio de 2014

COFIE, O.; KONE, D.; ROTHENBERGER, S.; MOSER, D.; ZUBRUEGG. Co-composting of faecal sludge and organic solid waste for agriculture: Process dynamics. **Water research**, v. 43, n. 18, p. 4665-4675, 2009.

CUSSIOL, N.A.M.; ROCHA, G.H.T.; LANGE, L.C. Gravimetric characterization of potentially infectious material in urban solid waste in southern Belo Horizonte, Minas Gerais State, Brazil. **Cad. Saúde Pública**. v. 22, n. 6, p. 1183-1191, jun, 2006.

HARTMANN, C. M. *et al.* Definições, histórico e estimativas de geração de lodo séptico no Brasil. In: **Lodo de fossa e tanque séptico: caracterização, tecnologias de tratamento, gerenciamento e destino final**. Cleverson Vitório Andreoli (coord.). Rio de Janeiro: ABES, 2009

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB) 2008**. Rio de Janeiro, 2010. 219 p. EL-FADEL, M. *et. al.* **Temporal variation of leachate quality from pre-sorted and baled municipal solid waste with high organic and moisture content**. Waste Management, v.22, p. 269-282. 2002.

GERMILI, E.; ORHON, D.; ARTAN, N. **Assessment of the initial inert soluble COD in industrial wasterwaters**. Water Science and Technology, 1991.

GOMES, L.P. **Processos e Monitoramento da Digestão Anaeróbia de Resíduos Sólidos Urbanos**. In: Castilhos Junior, A. B. de. Gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos com Ênfase na proteção de corpos d' água: prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterros sanitários. PROSAB 4–Programa de Pesquisa em Saneamento Básico. Rio de Janeiro: p. 78. ABES, 2006.

GONÇALVES, C.P. **Impacto do Lançamento de Lodo de Tanque/Fossas Sépticas em Estação de Tratamento de Esgoto com Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo (UASB)**. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento). Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo (EESC/USP), 2008. 160 p

JORDÃO, E. P.; PÊSSOA C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 4 ed. Rio de Janeiro: Associação de Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 6º ed., Rio de Janeiro: ABES, 2011.

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

KURNIAWAN, T.A.; LO, W.; CHAN, G.Y.S. **Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate**. Journal of Hazardous Materials, 2006.

LANGE, L.C.; SIMÕES, G.F.; FERREIRA, C.F.A. Aterro sustentável: um estudo para a cidade de Catas Altas, MG. IN: CASTILHOS JR., A.B. (ORG.). **Resíduos sólidos Urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte**. Rio de Janeiro: Rima ABES, 294p., 2003.

LANZA, V.C.V.; CARVALHO, A.L. **Orientações Básicas para a operação de aterro sanitário**. Fundação Especial do Meio Ambiente. Belo Horizonte, FEAM, 2006, 36 p.

LUPATINI, G. *et al.* Tratamento de lodo de fossa/tanque séptico: In: **Lodo de fossa e tanque séptico: caracterização, tecnologias de tratamento, gerenciamento e destino final**. Cleverson Vitório Andreoli (coord.). Rio de Janeiro: ABES, 2009.

MANNARINO, C.F.; FERREIRA, J.A.; CAMPOS, J.C.; RITTER, E. **Wetland para tratamento de lixiviados de aterros sanitários - experiências no aterro sanitário de Pirai e no aterro metropolitano de Gramacho**. Engenharia Sanitária e Ambiental, 2006

MARQUES, A.C.M. **Compactação e compressibilidade de resíduos sólidos urbanos**. 2001.408p. Tese (Doutorado em Geotecnia). Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo (EESC/USP), 2001.

MARTTINEN, S.K.; KETTUNEN, R.H.; SORMUNEN, K.M.; SOIMASUO, R.M.; RINTALA, J.A. **Screening of physical-chemical methods for removal of organic material**,

**nitrogen and toxicity from low strength landfill leachates.** Chemosphere, 2002.

MENESES, C. G. R.; INGUNZA, M. P. D.; CÂMARA, A. C. J. **Avaliação dos tanques sépticos como sistema de tratamento de águas residuárias em áreas tropicais.** In: Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Cancun, México. 2002.

MENEZES, R.R.; NEVES, G.A.; FERREIRA, H.C. State of the art about the use of wastes as alternative to ceramic raw materials. **Rev. Bras. Eng. Agríc. Ambient.** v. 6, n. 2, Campina Grande, 2002.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (2005). **Classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o enquadramento dos corpos de água superficiais e estabelecimento das condições e padrões de lançamento de efluentes.** Resolução Nº 357, 17 de março de 2005, CONAMA, BRASÍLIA, BRASIL.

MONFORT, E.; ENRIQUE, J.E. Economia energética e vantagens meioambientais de reutilização de resíduos. **Cerâmica Industrial**, v. 1, n. 1, 1996.

MONTEIRO, J.H.P.; ZVEIBIL, V.Z. **Manual de Gerenciamento Integrado de resíduos sólidos** / José Henrique Penido Monteiro ...[et al.]; coordenação técnica Victor Zular Zveibil. Rio de Janeiro: IBAM, 2001. 200 p.

MORAVIA, W.G. **Avaliação do Tratamento de Lixiviado de Aterro Sanitário através de Processo Oxidativo Avançado Conjugado com Sistema de Separação por Membranas.** Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais, 2010.

MORAVIA, W.G. **Estudos de caracterização, tratabilidade e condicionamento de lixiviados visando tratamento por lagoas.** Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais (EE/UFMG), Belo Horizonte, 2007.

NASCIMENTO FILHO, D. G.; CASTRO, D. A. **Influência das fossas sépticas na contaminação do manancial subterrâneo por nitratos e os riscos para os que optam pelo autoabastecimento como alternativa dos sistemas públicos de distribuição de água.** 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Campo Grande: ABES. 2005.

NUVOLARI, A. (coordenador). **Esgoto Sanitário: Coleta, transporte, tratamento e reúso agrícola.** 1. ed. São Paulo, SP: Edgard Blücher. 2003.

PAES, R.F.C. (2003) **Caracterização do chorume produzido no Aterro da Muribeca - PE.** Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Campina Grande. 150 p

PARKER, A. Behavior of wastes in landfill methane generation. In: HOLMES, J.R., ED. **PRACTICAL WASTE MANAGEMENT.** John Wiley & Sons. Chichester, England, p.223-234, 1983.

PETERNELLI, L.A. **Capítulo 9 – Regressão Linear e Correlação.** Programa Analítico. Universidade Federal de Viçosa – Departamento de Informática, 2014.

POHLAND, F.G.; HARPER, S. R. **Critical review and summary of leachate from**

**domestic waste in landfill sites.** Atlanta: Georgia Institute of Technology, School of Civil Engineering.1985.

POLPRASERT, C.; BATHARAI, K.K. **Dispersion model for waste stabilization ponds.** Journal of the Environmental. Engineering Division, ASCE, 111, 1985.

PONNAMPERUMA, F. N. Effects of flooding on soils. Orlando, FL: Academic Press. 1984, 68p

RATIS, A. N. F. A. **Caracterização dos resíduos esgotados de sistemas de tratamento individual de esgotos domésticos de Natal.** Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2009

Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. **Dispõe sobre as condições de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA.** 9 p.

RIOS, F. P. **Avaliação de sistemas individuais de disposição de esgotos e das empresas limpa fossas na região metropolitana de Goiânia.** Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2010.

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

STRAUSS, M.; LARMIE, S. A.; HEINSS, U. Treatment of sludges from on-site sanitation-Low-cost options. **Water Science and Technology**, v. 35, n. 6, p. 129-136, 1997.

TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL S.A. **Integrated solid waste management - engineering principles and management issues.** McGraw-Hill International Editions. ISBN 0-07-063237-5, 1993.

TOSETTO, V. **Avaliação da co-disposição de lodo de tanques sépticos e fração orgânica e resíduos sólidos domiciliares em reatores anaeróbios.** Dissertação de mestrado. Universidade de São Paulo, 2009.

TEIXEIRA, J. C.; GOMES, M. H. R.; DE SOUZA, J. A.. Análise da associação entre saneamento e saúde nos estados brasileiros–estudo comparativo entre 2001 e 2006. **Eng Sanit Ambient**, v. 16, n. 2, p. 197-204, 2011.

TEIXEIRA, J. C.; GUILHERMINO, R. L. Análise da associação entre saneamento e saúde nos estados brasileiros, empregando dados secundários do banco de dados indicadores e dados básicos para a saúde 2003-IDB 2003. **Eng Sanit Ambient**, v. 11, n. 3, p. 277-82, 2006.

VALENCIA, R.; HAMER, D.; KOMBOI, J.; LUBBERDING , H.J.; GIJZEN H.J. Alternative treatment for septic tank sludge: Co-digestion with municipal solid waste in bioreactor landfill simulators. **Journal of environmental management**, v. 90, n. 2, p. 940-945, 2009.

VON. SPERLING, M.(1995). Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; UFMG. Vol

1. 240p

WARITH, M; SHARMA, R. **Technical review of methods to enhance biological degradation in sanitary landfills.** Water Quality Research Journal of Canada, 1998.