



UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE – UFCG
CENTRO DE TECNOLOGIA E RECURSOS NATURAIS - CTRN
PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL - PPGECA

**ANÁLISE DO COMPORTAMENTO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS
URBANOS E DESENVOLVIMENTO DE MODELOS ESTATÍSTICOS
PARA PREVISÃO DAS DEFORMAÇÕES DE ATERROS SANITÁRIOS**

CLÁUDIO LUIS DE ARAÚJO NETO

Campina Grande – PB

Abril de 2016

CLÁUDIO LUIS DE ARAÚJO NETO

**ANÁLISE DO COMPORTAMENTO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS
URBANOS E DESENVOLVIMENTO DE MODELOS ESTATÍSTICOS
PARA PREVISÃO DAS DEFORMAÇÕES DE ATERROS SANITÁRIOS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Campina Grande - UFCG, como exigência a obtenção do título de mestre em Engenharia Civil e Ambiental.

Área de Concentração: Geotecnia

Orientadora: Prof.^a Dr.^a. Veruschka Escarião Dessoles Monteiro

Coorientador: Prof. Dr. William de Paiva

Campina Grande – PB

Abril de 2016

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL DA UFCG

- A663a Araújo Neto, Cláudio Luis de.
Análise do comportamento dos resíduos sólidos urbanos e desenvolvimento de modelos estatísticos para previsão das deformações de aterros sanitários / Cláudio Luis de Araújo Neto. – Campina Grande, 2016.
162 f. : il. Color.
- Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais.
"Orientação: Prof.^a Dr.^a Veruschka Escarião Dessoles Monteiro, Prof. Dr. William de Paiva".
- Referências.
1. Resíduos Sólidos. 2. Célula Experimental. 3. Modelagem Estatística. 4. Recalques. I. Monteiro, Veruschka Escarião Dessoles. II. Paiva, William de. III. Título.

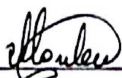
CDU 628.4(043)

**ANÁLISE DO COMPORTAMENTO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS
URBANOS E DESENVOLVIMENTO DE MODELOS ESTATÍSTICOS
PARA PREVISÃO DAS DEFORMAÇÕES DE ATERROS SANITÁRIOS**

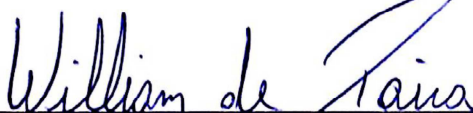
CLÁUDIO LUIS DE ARAÚJO NETO

DISSERTAÇÃO APRESENTADA AO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL DA UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA
GRANDE, COMO EXIGÊNCIA A OBTENÇÃO DO TÍTULO DE MESTRE EM
ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL.

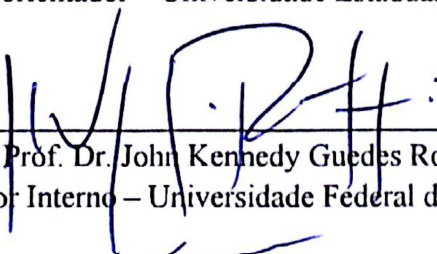
Examinada por:



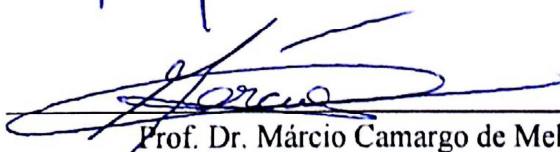
Prof.^a Dr.^a Veruschnka Escarião Dessoles Monteiro
(Orientadora – Universidade Federal de Campina Grande)



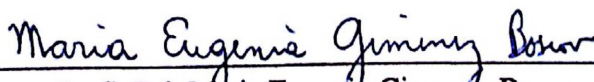
Prof. Dr. William de Paiva
(Coorientador – Universidade Estadual da Paraíba)



Prof. Dr. John Kennedy Guedes Rodrigues
(Examinador Interno – Universidade Federal de Campina Grande)



Prof. Dr. Márcio Camargo de Melo
(Examinador Interno – Universidade Federal de Campina Grande – *Campus Cuité*)



Prof.^a Dr.^a Maria Eugenia Gimenez Boscov
(Examinadora Externa – Universidade de São Paulo)

Campina Grande – PB

Abril de 2016

Dedicatória

Dedico ao meu pai Cláudio Arnaldo (in memoriam), que infelizmente não pode estar presente, fisicamente, neste momento tão feliz de minha vida, mas não poderia deixar de compartilhar esta vitória com ele, ensinaste-me a prosseguir na realização dos meus sonhos, mesmo em momentos difíceis, mostrando-me que seria capaz de alcançar, não só essa, mas muitas outras vitórias em minha vida. Muito obrigado! Saudades eternas!

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por ter proporcionado esta experiência em minha vida, por me dar força e mostrar os melhores caminhos, principalmente nos momentos difíceis.

A minha família, em especial a minha mãe, Rita e a minha irmã, Ruana que sempre me apoiaram e incentivaram em todas as etapas da minha vida e ao meu pai Cláudio (*in memoriam*) que deixou grandes ensinamentos e eternas saudades. A minha tia Goret, que, com seu jeito de mãe, sempre esteve procurando o melhor para mim.

Aos meus avós Antônio e Irene, que além de me educarem, não mediram esforços para concretização deste sonho.

A minha noiva, Amanda, por toda paciência, compreensão, carinho, amor. Você foi a pessoa que compartilhou comigo os momentos de tristezas e alegrias.

A dona Jordânia e seu Geraldo (sogros) e a Ana Carolina e Beatriz (cunhadas) por sempre me incentivarem, acolherem e compartilharem diversos momentos. Amo vocês de mais!

A todos que compõem o GGA, excepcional espaço de aprendizagem! O conhecimento adquirido como aluno de iniciação científica e mestrando, que totalizam 6 anos de GGA, será eternizado. Obrigado por terem me recebido tão bem e me agraciado com tantas oportunidades boas.

Aos meus amigos Breno, Pablo, Raquel, Arthur, Raul, Jisla, Libânia, Alessandra, Jonny e Natalya pela ajuda constante durante todo período acadêmico. Foram madrugadas de estudos, finais de semanas e feriados no laboratório, artigos que se eternizaram mesmo sem terem sido publicados, coletas de dados no campo e em laboratório, reuniões constantes e outras aventuras que proporcionaram a construção dessas amizades!

Aos meus orientadores, Professora Veruschka Monteiro e Professor William de Paiva, pelo apoio, paciência, cooperação, amizade, compreensão, confiança, disposição e dedicação nesta jornada acadêmica que não acaba aqui!

Aos funcionários e professores do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, principalmente àqueles que fazem parte do Laboratório de Engenharia de

Pavimentos e Geotécnica, pelo apoio, orientação, amizade, paciência e conhecimentos transmitidos durante minha trajetória acadêmica, que contribuíram para o meu desenvolvimento intelectual e formação profissional.

Aos professores Jhon Kennedy Guedes Rodrigues, Márcio Camargo de Melo e Maria Eugenia Boscov, por aceitarem o convite para participar da comissão examinadora deste trabalho, pela atenção, sugestões e críticas propostas com o intuito de aprimorar a pesquisa desenvolvida.

A Prefeitura Municipal de Campina Grande-PB pela disponibilização dos equipamentos fundamentais para o enchimento da nossa célula.

Ao CAPES pelo apoio financeiro para a construção do biorreator, compra de equipamentos e pela bolsa concedida.

Enfim, a todos que contribuíram direta ou indiretamente com esta vitória, deixo aqui meu MUITO OBRIGADO!

RESUMO

Os aterros sanitários são obras de engenharia de alta complexidade, devido, principalmente, à natureza heterogênea do material, às variadas dimensões de suas partículas e à perda de massa sólida durante a biodegradação dos resíduos. Um dos indicadores que melhor expressa o comportamento dos resíduos ao longo do tempo, em aterros sanitários, é o recalque, que corresponde à redução da altura e volume da massa de resíduos. Este trabalho foi realizado com o objetivo de compreender o comportamento dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) para desenvolvimento e validação de modelos estatísticos que expressam as deformações de aterros sanitários. Foi realizada a caracterização dos RSU em termos gravimétricos, volumétricos, granulométricos e densimétricos. Construiu-se e instrumentou-se uma célula experimental de 3,5 m de altura preenchida com RSU da cidade de Campina Grande – PB para monitoramento da magnitude e velocidades dos recalques, assim como das deformações específicas ocorridas no maciço. Também, foram executados ensaios de compressão confinada dos RSU em uma prensa edométrica automatizada com inibição da biodegradação, para obtenção das deformações mecânicas ocorridas no maciço sanitários. Com estas informações foi possível desenvolver modelos estatísticos para previsão de deformação específica de RSU ao longo do tempo e validá-los através de monitoramentos realizados por outros autores. Os resultados de caracterização dos resíduos indicaram que em termos gravimétricos, 46,5% dos RSU produzidos em Campina Grande – PB são materiais putrescíveis, passíveis a degradação ao longo do tempo. O alto percentual, em termos volumétricos, de recicláveis favoreceu os recalques mecânicos e retardou e/ou inibiu os biológicos. O comportamento dos recalques ao longo do tempo foi influenciado pelas características dos resíduos. A velocidade das deformações decresceu com o tempo, porém apresentou uma elevação durante a retroalimentação, o que era esperado devido ao acréscimo de carga. Os resultados dos ensaios de compressão confinada permitiram conhecer e entender melhor o comportamento mecânico dos resíduos sólidos urbanos. A partir das análises dos resultados, foi possível desenvolver novos modelos de previsão de deformações para maciços sanitários. E, finalmente, verificou-se que a aplicação dos novos modelos é satisfatória na simulação de deformações em maciços sanitários, porém faz-se necessário o incremento de outras condições de contorno.

Palavras Chaves: Célula experimental. Modelagem estatística. Recalques. Resíduos sólidos.

ABSTRACT

Landfills are complex engineering constructions mainly due to the heterogeneous nature of the material, the various dimensions of its particles and the loss of solid mass during biodegradation. One of the best indicators that expresses the behavior of waste over time is the settlement. Waste settlement represents the geotechnical term that corresponds to the reduction in height and volume (deformation) of the waste mass. This study was conducted in order to understand the behavior of Municipal Solid Waste (MSW) for the development and validation of statistical models for landfill deformations. The MSW were characterized in terms of gravimetric and volumetric composition, particle size distribution and density. An experimental cell with 3.5m of height was built, instrumented and filled with MSW from the city of Campina Grande – PB in order to monitor the waste settlement and specific deformations. Also, consolidation tests were performed by the means of an automated equipment, in which the MSW biodegradation was inhibited, so that mechanical deformations were obtained. Based on this information, statistical models were developed to predict the specific deformation of MSW over time. To prove their consistency, the results were compared with other author's data. The waste characterization indicated that, in gravimetric terms, 46.5% of the MSW produced in Campina Grande - PB is composed of putrescible materials. The high percentage, in volumetric terms, of recyclable materials enabled the mechanical waste settlement and inhibited the biological ones. The behavior of settlement over time was influenced by the physical, chemical and biological characteristics of the waste. In addition, the deformations velocity decreased with time, but it presented an increase during the refilling phase, which is expected since the loads were increased. The results of confined compression tests allowed knowing and understanding the mechanical behavior of municipal solid waste under the influence of an applied load. From the analysis of the results, it was possible to develop new models to predict landfill deformations. Finally, it was verified that the application of new models to simulate landfill deformations is satisfactory. However, it is necessary the increment of other boundary conditions.

Keywords: experimental cell, statistical modeling, settlement, solid waste.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Divisão esquemática dos RSU em três fases distintas.	27
Figura 2 – Curva teórica de compressão dos resíduos sólidos urbanos.	32
Figura 3 – Diagrama de compressibilidade dos resíduos sólidos urbanos.	33
Figura 4 – Analogia mecânica do adensamento aplicada a maciços sanitários, adaptada da analogia de Terzaghi.....	35
Figura 5 – Ilustração do mecanismo de recalques de aterro sanitário.	37
Figura 6 – Modelo de regressão linear simples.	44
Figura 7 – Regiões do teste de Durbin-Watson.....	51
Figura 8 – Gráfico de resíduos.	52
Figura 9 – Fluxograma das etapas realizadas na pesquisa.....	54
Figura 10 - Localização geográfica do município de Campina Grande - PB.....	55
Figura 11 – Célula Experimental.....	56
Figura 12 – Coleta de RSU nos orifícios da célula experimental.....	56
Figura 13 – Corte transversal da célula experimental	57
Figura 14 – Corte longitudinal da célula experimental.	57
Figura 15 – Piezômetro.	58
Figura 16 – a: termopares no centro da célula experimental; b: termopares; c: termômetro digital; d: monitoramento da temperatura.	58
Figura 17 – Placas para monitoramento dos recalques.....	59
Figura 18 – Drenagem dos gases.....	60
Figura 19 – Dreno de líquidos percolados.....	60
Figura 20 – Mapa dos bairros da cidade de Campina Grande, com destaque para os bairros sorteados.	62
Figura 21 – a: coleta dos resíduos nos bairros da cidade; b: pesagem dos resíduos; c: descarregamento dos resíduos nas dependências da UFCG; d: Disposição dos resíduos na UFCG para caracterização e enchimento da célula.	64
Figura 22 – a: abertura das sacolas; b: homogeneização; c: quarteamento; d: pesagem para enchimento da célula experimental.	65
Figura 23 – a: disposição dos resíduos na célula experimental; b: acomodação e compactação dos resíduos.	67

Figura 24 – a: placas de recalques superficiais; b: fio de nylon utilizado para nível de referência; c e d: medição dos recalques superficiais.....	68
Figura 25 – a: placa de recalque em profundidade; c: ohmímetro; d: inserção do sensor magnético no tubo PVC.....	69
Figura 26 – Configuração da célula experimental antes da operação da retroalimentação.....	71
Figura 27 – Configuração da célula experimental após a retroalimentação.....	72
Figura 28 – Configuração da disposição dos resíduos na célula experimental após retroalimentação.	73
Figura 29 – a: locais de retiradas da amostra; b: resíduos para composição; c: pesagem do material.	74
Figura 30 – a: Pesagem do soquete; b: identificação dos recipientes; c: aplicação do carregamento; d: medição da altura e diâmetro ocupado pelos resíduos.	75
Figura 31 – a: secagem dos resíduos ao ar livre; b: homogeneização manual dos resíduos; c: quartejamento; d: pesagem de 10 Kg de amostra para ser levada ao laboratório.....	76
Figura 32 – a: série de peneiras; b: pesagem dos resíduos; c: peneiramento sob agitação mecânica; d: material retidos nas peneiras.	77
Figura 33 – a: amostra passante na peneira #19,1mm; b: série de peneiras circulares; c: pesagem de 1Kg da amostra passante na peneira #19,1mm; d: peneiramento manual da fração fina.	78
Figura 34 – Realização do ensaio de compactação. a: adição de água à amostra; b: aplicação da energia Proctor Normal; c: corpo de prova após a compactação.....	80
Figura 35 – Determinação da massa específica. a: Calibração dos erlenmeyers; b: pesagem da amostra de RSU; c: imersão dos resíduos em água; d: transferência da amostra para o erlenmeyer; e: aplicação do vácuo; f: aferição da massa e temperatura.....	84
Figura 36 – a: Prensa edométrica; b: célula edométrica.....	85
Figura 37 – Características do sistema de compressão confinada utilizada.....	85
Figura 38 – Preparação da amostra para ensaio de adensamento.....	86
Figura 39 – Estágios de carregamento do ensaio de adensamento correspondentes as tensão aplicadas nos resíduos.	87
Figura 40 – Configuração da célula experimental monitorada por Melo (2011) e Caribé (2015).	92
Figura 41 – Configuração da célula experimental monitorada por Araújo Neto et al. (2012).	92
Figura 42 - Composição gravimétrica dos resíduos	93

Figura 43 - Composição volumétrica dos resíduos soltos	97
Figura 44 - Composição volumétrica dos resíduos compactados.....	98
Figura 45 - Curva granulométrica dos RSU da cidade de Campina Grande - PB.....	99
Figura 46 – Curva de Compactação dos RSU.	101
Figura 47 – Massa específica aparente dos RSU de Campina Grande – PB.....	104
Figura 48 – Variação da massa específica aparente compacta em relação à solta	105
Figura 49 - Recalques dos RSU ocorridos na célula experimental	109
Figura 50 – Velocidades dos recalques ao longo do tempo.	113
Figura 51 – Camada de cobertura; a: após a operação do enchimento; b: antes da retroalimentação; c: três meses após a retroalimentação.....	115
Figura 52 – Deformação específica da massa de resíduos em função do tempo.....	115
Figura 53 – Fração de ar, água e material sólido do maciço sanitário, em percentual de volume.	117
Figura 54 – Curva de deformação mecânica dos RSU (1ª ensaio edométrico).....	119
Figura 55 – Curva de deformação mecânica dos RSU (2ª ensaio edométrico).....	119
Figura 56 – Curva de deformação mecânica dos RSU (3ª ensaio edométrico).....	119
Figura 57 – Deformações totais e mecânicas da célula experimental.	122
Figura 58 – Diagrama de dispersão.	124
Figura 59 – Dispersão dos valores preditos pelos modelos ajustados.....	128
Figura 60 – Resíduos estatísticos do modelo linear.	128
Figura 61 - Ajuste do modelo de regressão logarítmica para os dados de deformações específicas monitoradas ao longo do tempo.	131
Figura 62 - Ajuste do modelo de regressão potencial para os dados de deformações específicas monitoradas ao longo do tempo.	131
Figura 63 - Ajuste do modelo de regressão polinomial para os dados de deformações específicas monitoradas ao longo do tempo.	131
Figura 64 – Análises dos resíduos estatísticos.....	134
Figura 65 – Ajuste dos modelos aos dados monitorados por Melo (2011) e Caribé (2015)..	137
Figura 66 – Ajuste dos modelos aos dados monitorado por Araújo Neto et al. (2012).	139

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Estimativa da composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos coletados no Brasil em 2008.....	24
Tabela 2 – Composição gravimétrica, composição volumétrica solta e compactada dos resíduos da cidade de Campina Grande – PB.....	25
Tabela 3 – Valores de massa específica real de resíduos encontrados na literatura.....	28
Tabela 4 – Valores de massa específica aparente de resíduos encontrados na literatura.	29
Tabela 5 – Total de bairros por zona e quantidade de bairros amostradas em cada zona.	61
Tabela 6 – Massa de resíduos coletados nos bairros sorteados.	63
Tabela 7 – Massa de resíduos coletados nos bairros para realização da retroalimentação.	70
Tabela 8 - Composição dos RSU de Campina Grande.....	82
Tabela 9 – Equações dos modelos não lineares a serem ajustadas as deformações específicas dos RSU confinados em uma célula experimental.	89
Tabela 10 – Massa específica real dos RSU.....	106
Tabela 11 – Recalques observados nas placas durante o período que antecedeu a retroalimentação da célula experimental.	111
Tabela 12 – Massa específica, teor de água e deformações das amostras utilizadas nos ensaios de adensamento.....	120
Tabela 13 – Sólidos voláteis no início e término do ensaio de adensamento.....	121
Tabela 14 – Estatística descritiva da deformação específica.....	123
Tabela 15 – Variabilidade da deformação específica.....	125
Tabela 16 – Teste da normalidade.....	125
Tabela 17 – Regressão linear.....	126
Tabela 18 – Teste de Goldfeld-Quandt.....	129
Tabela 19 - Teste de Durbin-Watson.....	129
Tabela 20 – Estimativas pra os parâmetros dos modelos ajustados as deformações específicas e seus respectivos intervalos de confiança assintóticos de 95%.....	130
Tabela 21 – Adequabilidade dos modelos às deformações específicas ao longo do tempo...	133
Tabela 22 – Critério de avaliação da qualidade de ajuste dos modelos logarítmico, potencial e polinomial.....	135

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Hipóteses básicas da teoria clássica de Terzaghi e sua aplicabilidade em aterros sanitários.....	36
Quadro 2 – Recalques totais de maciços sanitários.....	38
Quadro 3 – Expressão matemática dos modelos de regressão não linear.	45
Quadro 4 – Comparação entre estudos de composição gravimétrica dos RSU em Campina Grande – PB.	95

LISTA DE SIGLAS

ABNT	- Associação Brasileira de Normas Técnicas
ABRELPE	- Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
AESA	- Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba
AIC	- Critério de Informação de Akaike
CETESB	- Companhia Ambiental Do Estado De São Paulo
CTRB	- Central de Tratamento de Resíduos da Borborema
DIN	- Deutsches Institut für Normung
DLU	- Diretoria de Limpeza Urbana
EPA	- Environmental Protection Agency
ETC/SPC	- European Topic Centre on Sustainable Consumption and Production
GGA	- Grupo de Geotecnia Ambiental
IBGE	- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
K-L	- Critério de Informação de Kullback-Leibler
NBR	- Norma da Associação Brasileira de Normas Técnicas
PB	- Paraíba
PNRS	- Política Nacional de Resíduos Sólidos
RSU	- Resíduos Sólidos Urbanos
SQR	- Soma dos Quadrados dos Resíduos
UFMG	- Universidade Federal da Campina Grande
H_0	- Hipótese nula
H_1	- Hipótese alternativa
PVC	- Policloreto de vinila
REMECOM	- Réseau Européen de Mesures Pour la Caractérisation des Ordures Ménagères
ASTM	- American Society for Testing and Materials
pH	- Potencial hidrogeniônico

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	18
1.2	Objetivos.....	20
1.2.1	Objetivo Geral.....	20
1.2.2	Objetivos Específicos	20
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	21
2.1	Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos	21
2.2	Células Experimentais	22
2.3	Características dos Resíduos Sólidos Urbanos Depositados em Aterros	23
2.3.1	Composição gravimétrica	23
2.3.2	Composição volumétrica	24
2.3.3	Tamanhos das partículas dos resíduos sólidos urbanos	26
2.3.4	Massa específica e peso específico	27
2.3.5	Compactação.....	30
2.3.6	Compressibilidade	31
2.3.7	Adensamento	34
2.3.8	Recalques	37
2.3.8.1	Modelos para estimativa de recalques em aterros sanitários	38
2.4	Desenvolvimento de modelos estatísticos para previsão de deformações verticais.....	41
2.4.1	Estatística descritiva	42
2.4.2	Regressão linear e não linear	43
2.4.3.	Teste de seleção de modelos estatísticos	46
2.4.3.1.	Coeficiente de determinação.....	46
2.4.3.2.	Soma dos Quadrados dos Resíduos	47
2.4.3.3.	Critério de informação de Akaike.....	48
2.4.4	Análise dos resíduos da regressão	49
2.4.4.1	Diagnóstico de Homoscedasticidade	49

2.4.4.2 Diagnóstico de Independência	50
2.4.4.3 Análise gráfica dos resíduos estatísticos.....	51
3 METODOLOGIA	53
3.1 Descrição do local da pesquisa.....	54
3.2 Construção e instrumentação da célula experimental.....	55
3.3 Planejamento Estatístico da Coleta e Amostragem dos Resíduos.....	60
3.4 Coleta e Amostragem	64
3.5 Caracterização Inicial dos RSU.....	66
3.5.1 Caracterização Geotécnica.....	66
3.6 Enchimento de Célula Experimental	66
3.7 Monitoramento da Célula Experimental.....	67
3.7.1 Recalques superficiais.....	68
3.7.2 Recalques em profundidade.....	69
3.8 Retroalimentação	70
3.8.1 Caracterização inicial dos resíduos utilizados na retroalimentação.....	73
3.8.1.1 Composição gravimétrica e volumétrica	73
3.8.1.2 Granulometria	76
3.8.1.3 Compactação.....	79
3.8.1.4 Massa específica aparente solta e compactada	80
3.8.1.5 Massa específica real	81
3.8.1.6 Adensamento de resíduos sólidos urbanos	84
3.9 Modelagem Estatística.....	88
3.10 Validação dos Modelos Estatísticos	91
4 RESULTADOS	93
4.1 Características Iniciais dos RSU.....	93
4.1.1 Composição gravimétrica	93
4.1.2 Composição volumétrica	97

4.1.3 Granulometria	99
4.1.4 Compactação.....	101
4.1.5 Massa específica dos RSU	103
4.1.5.1 Massa específica aparente dos RSU	103
4.1.5.2 Massa específica real dos RSU	106
4.2 Recalques Ocorridos na Célula Experimental	109
4.2.1 Evolução dos recalques no tempo.....	109
4.2.2 Velocidade dos recalques na célula experimental	113
4.2.3 Deformação específica da massa de resíduos da célula experimental.....	115
4.2.4 Ensaio de adensamento dos resíduos em laboratório.....	117
4.3 Modelagem Estatística.....	123
4.3.1 Regressão linear simples.....	125
4.3.2 Regressão não linear simples	129
4.4 Validação do Modelo.....	136
5 CONCLUSÕES	141
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	143

1 INTRODUÇÃO

De acordo com a Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE, 2014) o Brasil gera diariamente mais de 209 mil toneladas de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU), das quais, 40% são dispostos em locais inapropriados, como lixões, vazadouros e aterros controlados.

A Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), instituída pela Lei N° 12.305 (BRASIL, 2010), prevê metas para eliminação e recuperação de depósitos inadequados de resíduos. Desse modo, os aterros sanitários surgem como uma alternativa de tratamento dos resíduos sólidos, visto que apresentam baixo custo e maior praticidade quando comparado às outras tecnologias.

Todavia, apenas depositar os resíduos em aterros sanitários não representa a melhor solução de tratamento e disposição dos RSU. É necessário compreender a dinâmica destes empreendimentos, conhecer suas propriedades e avaliar o seu comportamento para garantir a segurança durante e após o período de operação e um melhor reaproveitamento dos espaços.

Os aterros sanitários são obras de engenharia de alta complexidade, devido, principalmente, à natureza heterogênea do material, às variadas dimensões de suas partículas e à perda de massa sólida durante a biodegradação. Um dos indicadores que melhor expressa o comportamento dos resíduos ao longo do tempo, em aterros sanitários, é o recalque. Parâmetro geotécnico que corresponde aos deslocamentos verticais descendentes da superfície do aterro provocados pelas cargas externas, peso próprio dos RSU e biodegradação desse resíduos (DURMUSOGLU et al., 2005).

Segundo Sousa et al. (2015), os recalques de aterros sanitários podem ser classificados em primários e secundários. Os recalques primários acontecem devido às cargas impostas ao longo do enchimento do aterro, entre elas o próprio peso dos resíduos, camada de cobertura e equipamentos de compactação. Já os recalques secundários ocorrem em função dos vazios deixados pelas perdas de massas sólidas biodegradáveis que desestabilizam a estrutura do maciço sanitário, gerando colapsos sucessivos (BABU e LAKSHMIKANTHAN, 2015; HETTIARACHCHI et al., 2007).

Melo et al. (2014) relatam que os recalques em RSU acontecem após os vazios no interior da massa de resíduos não suportarem o peso a eles impostos. Ainda segundo Melo et al. (2014), os vazios no interior da massa de resíduos aumentam no período de recalques zero, mas devido aos sucessivos decréscimos nos pesos das camadas de resíduos, a carga imposta

nestes vazios diminui e, portanto, a força de compressão nas camadas é menor, o que dificulta os recalques. Esses só vão ocorrer quando os vazios forem tão grandes que não suportem mais a carga imposta, implicando em colapsos. Desta forma, a cada ciclo de recalques seguido de recalques zero, os vazios serão maiores e, portanto, mais tempo decorrerá para formá-los e, também o período de recalques zero será maior. Logo, os recalques primários e secundários que ocorrem de forma temporal são de difícil distinção, sendo um complementar ao outro.

Prever os recalques em aterros sanitários é uma ferramenta importante no gerenciamento integrado dos resíduos. Além de repercutirem nos aspectos estruturais da obra, possibilitam a avaliação do tempo de vida útil desses empreendimentos e, conseqüentemente, apoiam nas ações de planejamento.

É difícil distinguir as fases dos recalques e prever seu comportamento a partir das curvas de deformações obtidas em análises laboratoriais e em monitoramentos *in situ*. Sowers (1973), Ling et al. (1998), Simões (2000), Marques et al. (2002), McDougall (2007), Otsuka (2010) e Nocko (2010) desenvolveram modelos matemáticos para prever e facilitar a compreensão de recalques ocorridos em aterros sanitários.

Na literatura técnica existem vários modelos para previsão de recalques em aterros sanitários, e novos modelos vêm sendo propostos, desde os puramente teóricos, até aqueles que se resumem ao ajuste de curvas quando já existe algum histórico de recalques (BOSCOV, 2008).

A maioria dos modelos para previsão dos recalques se restringem às formulações da mecânica dos solos, abnegando o fato de que os RSU se comportam de forma diferenciada. Uma das principais diferenças entre solos e resíduos são os processos biodegradativos, que além de influenciarem nas propriedades físicas, químicas e microbiológicas, contribuem com recalques expressivos ao longo do tempo.

Nesse sentido, é necessário desenvolver modelos de recalques de RSU que contemplem os processos metabólicos da biodegradação, além das compressões que já são estudadas na mecânica dos solos clássica. Por isso, o estudo desenvolvido nesta dissertação busca analisar as características iniciais dos RSU da cidade de Campina Grande – PB e avaliar o comportamento dos recalques através do monitoramento de uma célula experimental, para que sejam desenvolvidos modelos que representem o comportamento das variações volumétricas ocorridas no maciço sanitário.

1.2 Objetivos

1.2.1 Objetivo Geral

Compreender o comportamento dos resíduos sólidos urbanos para desenvolvimento e validação de modelos estatísticos das deformações de aterros sanitários.

1.2.2 Objetivos Específicos

- Avaliar as características dos RSU de Campina Grande – PB, para compreensão dos principais fatores e mecanismos que controlam as deformações verticais de aterros de RSU.
- Distinguir as deformações mecânicas e biodegradativas ocorridas em aterros sanitários.
- Desenvolver, aplicar e validar um modelo de previsão de deformações verticais para aterros sanitários considerando aspectos mecânicos e biodegradativos.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Para melhor compreensão deste trabalho, apresenta-se a seguir a revisão bibliográfica realizada durante o desenvolvimento da pesquisa. Desta maneira, são englobados conceitos, propriedades, modelos e estudos relacionados aos resíduos sólidos urbanos e seu comportamento em aterros sanitários.

2.1 Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos

O crescimento da população e o desenvolvimento industrial dos grandes centros urbanos tem como consequência o aumento da geração de resíduos, ocasionando problemas ambientais quando não são tratados adequadamente. De acordo com a ABRELPE (2014) o Brasil gera diariamente mais de 209 mil toneladas de RSU, dos quais mais de 58% são destinadas para aterros sanitários. Este percentual tende a aumentar com a implantação da Política Nacional dos Resíduos Sólidos (PNRS), instituída pela Lei nº 12.305 (BRASIL, 2010), que além de visar à redução de resíduos gerados e enviados para disposição final, prevê metas para a eliminação de lixões e demais locais ambientalmente inadequados para deposição de resíduos sólidos urbanos. Segundo a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (Brasil, 2010), a disposição de resíduos em aterros apresentou um crescimento de 17,7% para 27,7%, entre os anos 2000 e 2009.

Define-se um aterro sanitário como uma técnica de disposição e tratamento de resíduos sólidos em uma área licenciada por órgãos ambientais, que não cause danos à saúde pública e à sua segurança, minimizando os impactos ambientais. Este método utiliza os princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos à menor área possível e reduzi-los ao menor volume permissível, cobrindo-os com uma camada de solo na conclusão de cada jornada de trabalho, ou a intervalos menores, se necessário (NBR 8419 – ABNT, 1992).

Segundo Pecora et al. (2008), aterro sanitário é um dos métodos mais adequados para a disposição final e tratamento dos resíduos sólidos. Esta forma de disposição corresponde a uma obra de geotecnia ambiental com técnicas de impermeabilização do solo e cobertura dos resíduos, coleta e drenagem de líquidos percolados, coleta e tratamento dos gases gerados, drenagem superficial, tratamento dos líquidos percolados e um sistema de monitoramento adequado que atenda as exigências técnicas necessárias para o bom funcionamento do aterro.

Atualmente existem varias técnicas que buscam reduzir ou eliminar os resíduos sólidos, como a reciclagem de alguns elementos, compostagem do material orgânico e a incineração em altas temperaturas. Porém, algumas destas tecnologias tornam o tratamento dos resíduos oneroso, além de apresentarem restos não factíveis de serem eliminados, sendo necessário seu confinamento em aterros sanitários.

Por isso, aterro sanitário é a tecnologia de tratamento de RSU mais usada no mundo. No Reino Unido 49% dos RSU são destinados a aterros sanitários (ETC/SCP, 2013), na Irlanda 53% dos RSU gerados são dispostos em aterros sanitários (ETC/SCP, 2013) e 56% dos RSU gerados nos Estados Unidos são tratados em aterros sanitários (EPA, 2015). Esta forma de tratamento é a mais utilizada por apresentar menor custo quando comparada às outras tecnologias.

2.2 Células Experimentais

No intuito de conhecer melhor o funcionamento de aterros de RSU e entender como eles sofrem perda de massa e recalque devido à decomposição dos resíduos, esforços mecânicos e processos químicos, as células experimentais representam uma técnica bastante interessante (Melo, 2011).

O estudo em células experimentais poderá sugestionar através de seu monitoramento os possíveis ajustes que podem ser aplicados em escala real. Através dele pode-se entender o comportamento dos resíduos por meio dos parâmetros monitorados e projetar futuras configurações dos resíduos aterrados. Além do mais, possíveis erros de projetos poderão ser corrigidos antes de serem aplicados em aterros sanitários.

Simular, por meio de células experimentais, o comportamento de um aterro em escala real é uma atividade de grande importância, uma vez que permite o estudo de todas as dinâmicas que ocorrem em seu interior, bem como a avaliação do comportamento dos resíduos quanto aos aspectos físicos, químicos e microbiológicos (AIRES, 2013).

Estudos de células experimentais envolvem a busca de alternativas tecnológicas que poderão ser adaptadas não apenas para grandes aterros, mas também para aterros de pequeno e médio porte. Até porque os aterros para municípios de pequeno e médio porte devem ser projetados com base em tecnologias apropriadas que associem a simplicidade operacional, baseada em procedimentos científicos, à flexibilidade necessária para compatibilizar o projeto, a operação, os requisitos ambientais e as potencialidades locais.

O monitoramento de resíduos sólidos se apresenta como uma ferramenta necessária para criar um banco de dados que proporcione o estudo das diversas variáveis envolvidas no comportamento desses resíduos em aterros, contribuindo para construção, operacionalização e monitoramento de aterros em escala real.

Os estudos acerca dos recalques em aterros sanitários têm sido apresentados por diversos autores como Merz e Stone (1962), Sowers (1973), Rao et al. (1977), Dodt et al. (1987) e Coduto e Huitric (1990). Porém, diversos autores preferem analisar a dinâmica de maciços sanitários em células experimentais de diferentes escalas.

Gandolla et al. (1992) analisaram lisímetros preenchidos de resíduos e lodo. Lee et al. (1995) realizaram ensaios em lisímetros empregando resíduos domésticos. Wall e Zeiss (1995) monitoraram, através de células experimentais, compressão e decomposição, analisando vários modelos de recalques associado a diversos mecanismos. Elagroudy et al. (2008) estudaram o impacto da composição dos RSU e da aplicação de carga por camadas subsequentes de resíduos no recalque e na biodegradação em biorreatores de bancada. Shi et al. (2015) propuseram métodos para distinguir as compressões dos RSU através de células experimentais e ensaios laboratoriais.

Na cidade de Campina Grande, local dessa pesquisa, estudos também foram e vem sendo desenvolvidos por Leite (2008); Garcez (2009); Farias (2010); Araújo (2011); Melo (2011); Silva (2012); Alves (2012), Ribeiro (2012), Araújo Neto (2014), Farias (2014) e Caribé (2015) em células experimentais com intuito de compreender e aperfeiçoar os processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem em maciços sanitários.

Conforme Youcai et al. (2002) a utilização de células experimentais para simulação de aterros sanitários é válido, confiável e fidedigna quando as escalas e a geometria atenderem as necessidades do projeto.

2.3 Características dos Resíduos Sólidos Urbanos Depositados em Aterros

2.3.1 Composição gravimétrica

A composição gravimétrica consiste na porcentagem em peso dos componentes dos RSU em relação à amostra total. Esta composição que pode variar em função do nível educacional, hábitos, atividade econômica, clima e nível de desenvolvimento da região (BOSCOV, 2008).

No Brasil, segundo o Plano Nacional de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2012), 51,4% dos resíduos coletados consiste de matéria orgânica putrescível. Este percentual pode estar associado ao grau de desenvolvimento da região, quanto mais elevado for esse valor, menor é o nível de desenvolvimento. A Tabela 1 apresenta valores obtidos na literatura técnica para a ocorrência dos principais componentes dos RSU do Brasil, informados através da sua porcentagem em peso.

Tabela 1 – Estimativa da composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos coletados no Brasil em 2008.

Materiais	Composição (%)	Quantidade (t/d)
Metais	2,9	5.293,50
Papel, papelão e tetrapak	13,1	23.997,40
Plásticos	13,5	24.847,90
Vidro	2,4	4.388,60
Matéria orgânica putrescível	51,4	94.335,10
Outros	16,7	30.618,90
Total	100	183.481,50

Fonte: Adaptado de Brasil (2012).

Os constituintes dos RSU influenciam a dinâmica dos aterros sanitários, quanto maior for o percentual de determinado material, mais semelhante serão as características do maciço à deste componente. Segundo Zekkos et al. (2010), a quantidade de matéria orgânica, que apresenta maior percentual em massa dos resíduos, influencia principalmente a estabilidade, os recalques, a geração de gás e lixiviado e o ter de água de aterros sanitários.

De modo geral, resíduos com um maior percentual de matéria orgânica apresentam maior compressibilidade e menor resistência ao cisalhamento que resíduos com baixo percentual desse componente (ZEKKOS et al., 2006). Logo, quanto maior for o percentual de matéria orgânica, maior serão os recalques.

2.3.2 Composição volumétrica

Apesar de muitos autores apresentarem a composição física dos resíduos em termos gravimétricos, Nascimento (2007) considera importante e recomendável, fazer, paralelamente,

a composição física volumétrica, pois muitos elementos de baixa densidade que ocupam volumes significativos, como é o caso dos materiais plásticos apresentam proporções menores em peso em relação aos materiais orgânicos e apresentam proporções maiores em termos percentuais de volume. Na Tabela 2 pode-se comparar a diferença entre a composição gravimétrica e a volumétrica.

A composição volumétrica, que define o percentual dos diversos componentes presentes nos resíduos em termo de volume, pode ser realizada com resíduos soltos ou compactados. A Tabela 2 apresenta os valores da composição gravimétrica, composição volumétrica solta e compactada dos resíduos da cidade de Campina Grande – PB.

Tabela 2 – Composição gravimétrica, composição volumétrica solta e compactada dos resíduos da cidade de Campina Grande – PB.

	Composição (%)		
	Gravimétrica	Volumétrica	
		Soltos	Compactados
Plástico	11	29	27
Metal	3	5	7
Têxteis sanitários	4	4	4
Outros	6	8	9
Vidro	4	4	5
Compósitos	1	5	4
Papel e papelão	5	7	7
Matéria orgânica putrescível	66	38	37

Fonte: Pereira et al. (2011)

Através da composição volumétrica dos resíduos pode-se realizar uma gestão integrada de resíduos sólidos mais eficientes. Pois, este estudo auxiliará as rotas de coletas dos resíduos, nos possíveis locais de transbordo, no dimensionamento das células do aterro sanitário, na previsão das deformações dos maciços e na logística da reciclagem.

Mariano et al. (2007) comentam que as análises de composição volumétrica servem como indicador de quanto cada tipo de resíduo ocupa em volume das células de aterramento e mostra que a falta de programas de reaproveitamento e reciclagem fazem com que os aterros diminuam a sua vida útil de forma bastante significativa.

Assim como a composição gravimétrica, a composição volumétrica dos resíduos de um local varia em função de diferentes fatores, como o número de habitantes do município, o nível educacional da população, o poder aquisitivo e o nível de renda familiar, os hábitos e os costumes da população, as condições climáticas e sazonais e a industrialização de alimentos.

2.3.3 Tamanhos das partículas dos resíduos sólidos urbanos

A determinação dos tamanhos das partículas dos RSU é comumente realizada utilizando-se a análise granulométrica clássica da mecânica dos solos, devido à falta de um método padronizado para os resíduos sólidos urbanos (SOARES, 2011).

A investigação granulométrica é relevante para o entendimento do comportamento do maciço, uma vez que o movimento das partículas do material, assim como a velocidade de degradação do resíduo dependem da granulometria, ambos os aspectos contribuem para os recalques dos RSU.

De acordo com Borba (2006) e Bidone e Povinelli (1999), existe uma relação inversamente proporcional entre a superfície exposta dos resíduos e o seu tamanho. Desta forma observa-se que um aumento na velocidade de degradação e um incremento nos recalques quando o maciço sanitário é composta por resíduos menores, devido ao aumento da área superficial de contato.

Segundo Knochenmus et al. (1998), o tamanho típico dos constituintes dos resíduos podem variar entre partículas com dimensões de pedregulhos a até partículas com dimensões inferiores a 0,075 mm. Remecom e Defra (2004) classificam como constituintes grossos, o somatório das frações dos resíduos retidos até a peneira com diâmetro de 20 mm de abertura e finos os resíduos passantes nesta abertura.

A distribuição granulométrica dos resíduos varia com a sua idade, passando de material granular a fino e pastoso ao longo do tempo. A biodegradação do material putrescível corrobora para o aumento da fração de finos, logo os maciços sanitários constituídos com alto teor de finos apresentarão longos recalques, resultantes tanto dos processos mecânicos quanto biodegradativos (BOSCOV, 2008; DIXON e JONES, 2005; KNOCHENMUS et al., 1998).

A investigação granulométrica para as partículas dos RSU é limitada devido à heterogeneidade e formato dos componentes. De acordo com Von Blottnitz et al. (2002) o tamanho das partículas pode ser facilmente definido quando as partículas têm formas regulares e o grande obstáculo para uso generalizado da caracterização granulométrica dos

resíduos é a forma das partículas. Schreier e Tomas (1998) destacam que resíduos sólidos não se movem ao longo da superfície da peneira como planejado, devido a sua morfologia.

Segundo Farias (2014) é preciso muita cautela para entender e comparar as características granulométricas dos resíduos com a literatura existente, primeiramente devido a heterogeneidade dos resíduos cujas características se alteram com o tempo e de lugar para lugar, e principalmente porque não há uma padronização da metodologia empregada para a realização do ensaio.

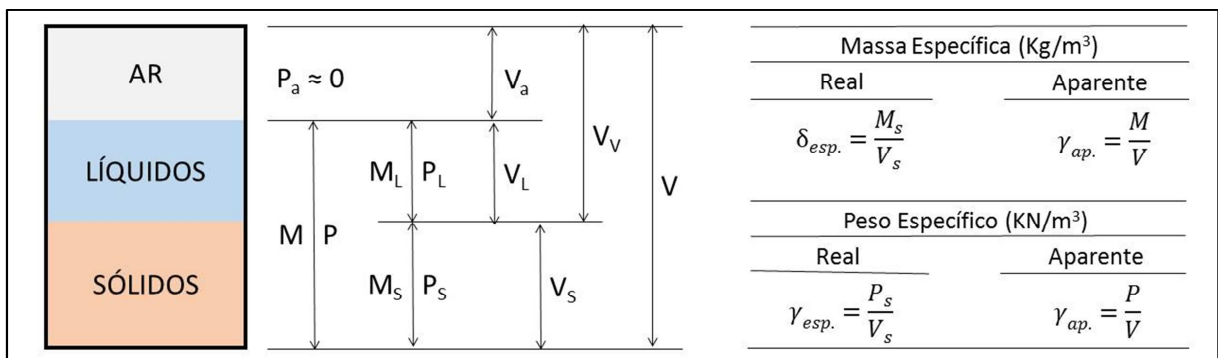
2.3.4 Massa específica e peso específico

A massa específica corresponde à razão entre a massa e o volume do material. Já o peso específico dos resíduos é, por definição, o peso dos constituintes que o formam, por unidade do volume que ocupa no espaço.

Segundo Boscov (2008) a massa ou o peso específico dos RSU dependem da sua composição, onde elevados teores de materiais leves ou degradáveis acarretam menor peso específico, da distribuição granulométrica, pois alguns resíduos podem formar arranjos mais densos que outros, do grau de compactação, afinal resíduos compactados tem características bem mais densas do que resíduos soltos e da idade dos resíduos, onde a massa específica tende a aumentar quanto mais velho os resíduos forem.

A massa ou peso específico pode ser representado em termos reais ou aparentes. A Figura 1 ilustra as fases dos resíduos para maior compreensão da massa e peso específico.

Figura 1 – Divisão esquemática dos RSU em três fases distintas.



Na Figura 1, M corresponde a massa total dos RSU, P é o peso dos RSU, P_a é o peso de água, M_L corresponde massa dos líquidos, M_s a massa dos sólidos, P_L ao peso dos

líquidos, P_s ao peso dos sólidos, V_a ao volume de ar, V_v ao volume de vazios, V_s ao volume dos sólidos e V ao volume total dos resíduos.

Estes parâmetros também podem ser representados através da densidade, que é uma medida adimensional definida como a razão entre o peso específico dos resíduos e o peso específico de uma substância de referência padrão (geralmente a água a 4°C), ou entre a massa específica dos resíduos e a massa específica de uma substância de referência padrão (geralmente a água a 4°C).

A massa e o peso específico e aparente dos RSU são propriedades que influenciam diretamente a estabilidade e vida útil de um aterro (HANSON et al., 2010), além de serem uma ferramenta de caracterização quantitativa dos RSU gerados por uma determinada população (AYUBA et al., 2013). Estes parâmetros se correlacionam entre si e podem ser usados na obtenção de outras características físicas do RSU, tais como índice de vazios, porosidade e grau de saturação, além de serem variáveis importantes em estudos de estimativa da compressibilidade de RSU (HETTIARACHCHI et al., 2007; REDDY et al., 2011; BAREITHER et al., 2012).

A Tabela 3 lista valores de massa específica real de RSU encontrados na literatura.

Tabela 3 – Valores de massa específica real de resíduos encontrados na literatura.

Tipo de Substrato	Tamanho da partícula (mm)	Massa específica real (Kg/m³) *	Referência
RSU frescos	RSU não processados	1030	Olivier e Gourc (2007)
RSU frescos	-	1090, 2050	Reddy <i>et al.</i> (2011)
RSU estabilizados	-	2470	
Composto de RSU	> 10	1260	Babu e Lakshmikanthan (2015)
RSU frescos	> 40	850	Reddy <i>et al.</i> (2009)
RSU frescos (preparados em laboratório)	> 12.5	1600	Hettiarachchi (2005)

* Valores foram convertidos para massa específica real.

Na Tabela 4 são listados valores de massa específica aparente para diferentes tipos de resíduos. Assim como para massa específica real, vários estudos apontam a influência da granulometria, grau de compactação e idade dos RSU nos resultados de massa específica aparente. No geral, o aumento da massa específica real e aparente dos RSU é proporcional ao grau de compactação, estágio de decomposição do material, e inversamente proporcional ao tamanho das partículas dos RSU (REDDY et al., 2009a; COX, 2013; YESILLER et al., 2014).

Tabela 4 – Valores de massa específica aparente de resíduos encontrados na literatura.

Tipo de substrato	Tamanho da partícula (mm)	Massa específica aparente (Kg/m³)	Referência
Composto de RSU	>1,6	750 ± 0,01	Zhao et al. (2012)
	1,6 – 0,8	760 ± 0,02	
	0,8 – 0,4	790 ± 0,01	
	0,4 – 0,2	810 ± 0,01	
	0,2 – 0,1	860	
	<0,1	910 ± 0,02	
Mistura: resíduos alimentares e de jardinagem (proporção 3:1)	-	502 ± 6	Sundberg et al. (2010)
RSU compactados	-	600	Monteiro et al. (2006)

No Brasil, existem diversos estudos sobre a caracterização de RSU quanto à massa específica aparente, porém poucos estudos têm sido realizados a cerca da massa específica real dos resíduos, devido, provavelmente, às incertezas nas análises e dificuldades na adaptação das normas de solo para o caso dos RSU. Hoornweg (2002) indica que 500 Kg/m³, 300 Kg/m³ e 150 Kg/m³ podem ser usados como valores médios das massas específicas dos resíduos sólidos domiciliares gerados em países de baixa, média e alta renda, respectivamente. Ainda segundo o mesmo autor, geralmente países de baixa renda produzem maior quantidade de resíduos em massa, enquanto que países de alta renda produzem maior quantidade de resíduos em volume.

2.3.5 Compactação

A compactação dos RSU é um processo manual ou mecânico que visa a redução do índice de vazios ou aumento da massa específica seca do material, proporcionando uma redução de volume. Este processo depende de fatores como composição dos resíduos, espessura da camada de resíduo a ser compactado, o tipo, peso e velocidade dos equipamentos empregados na compactação, teor de água dos resíduos, inclinação do plano de compactação e número de passadas executadas pelo equipamento compactador (BOSCOV e ABREU, 2000). Segundo Boscov (2008), no Brasil a compactação dos RSU geralmente é realizada por meio de tratores de esteiras, embora existam rolos compactadores específicos para aterros sanitários.

Durante a operacionalização de um aterro sanitário, as camadas sobrepostas de resíduos e o processo de decomposição da matéria orgânica acabam por promover uma redução volumétrica do aterro e alteram o seu comportamento geotécnico, principalmente em relação à sua estabilidade e aos possíveis recalques. Portanto, uma boa compactação garante, também, aos maciços de um aterro sanitário, condições estruturais e de estabilidade (CATAPRETA et al., 2003).

Conforme Catapreta (2008) caracterizam-se como vantagens de uma boa compactação: aumento da vida útil dos aterros sanitários, redução da migração descontrolada de gases e líquidos lixiviados, diminuição da vazão de líquidos lixiviados, aumento da estabilidade do maciço de resíduos, a possibilidade de tráfego imediato de veículos sobre o maciço e melhorias no aspecto estético da massa de resíduos aterrada.

A compactação também está associada a as condições de biodegradabilidade dos RSU. Se muito compactado, pode dificultar os processos biodegradativos, principalmente em locais com baixa permeabilidade.

Gomes et al. (1997) relatam que o peso específico médio dos resíduos soltos varia entre 1,0 e 3,0 KN/m^3 e que após serem compactados pode variar de 7,0 a 9,0 KN/m^3 . Para Fassett et al. (1994) os valores de massa específica variam de 0,30 até 0,92 Kg/m^3 por camada que tenha recebido uma pequena compactação, 0,51 a 0,81 Kg/m^3 para compactação moderada, e 0,91 a 1,07 Kg/m^3 para camada com boa compactação.

Segundo Fakher (2006) existem dificuldades em estudar a compactação de resíduos. Além de não existir um procedimento padronizado, os resíduos são bastante heterogêneos.

Por isso, conforme Catapreta (2008), deve-se analisar os resultados do ensaio de compactação com determinada cautela, pois os resíduos sólidos podem ser altamente compactados e seu peso específico ser aumentado em até 30%.

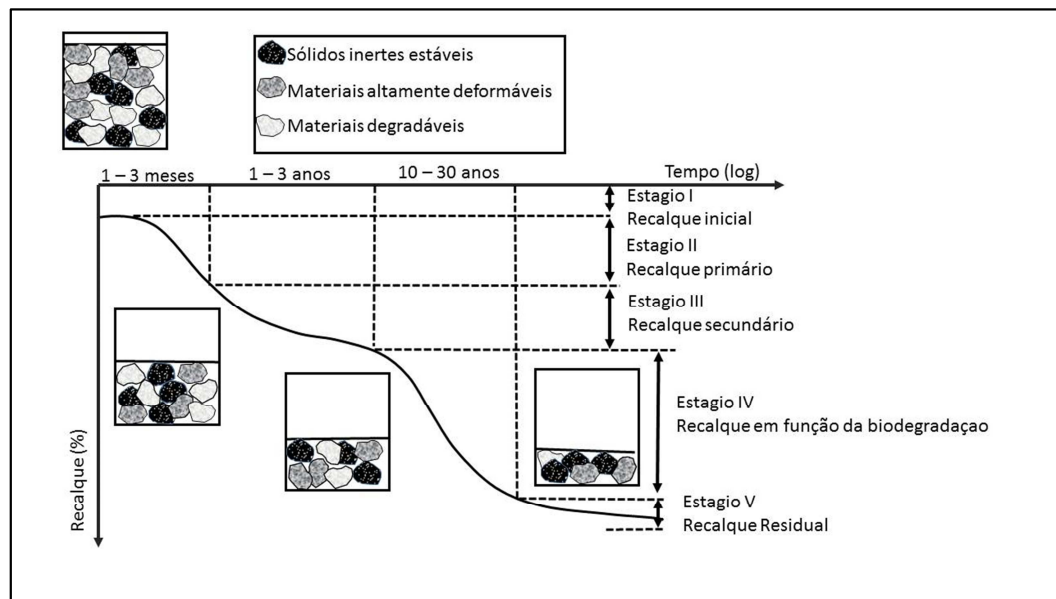
2.3.6 Compressibilidade

Os aterros sanitários se caracterizam por serem maciços com possibilidade de sofrer recalques consideráveis. Desta maneira, a compressão de maciços sanitários é o resultado dos processos de carregamento e alterações das características e propriedades dos materiais componentes do maciço de RSU, correspondentes à solicitação mecânica imposta por camadas superiores, ravinamento interno, alterações físico-químicas e biodegradação (EL-FADEL e KHORY 2000; VAN MEERTEN et al., 1995).

Sowers (1973), Deutsch et al. (1994), e Rao et al. (1977) dividem compressão dos RSU em duas fases, compressão primária e secundária. A primeira refere-se a processos mecânicos e a segunda a processos biodegradativos. Porém, estas compressões ocorrem de forma simultânea. Wall e Zeiss (1995) e Swati e Joseph (2007) classificam a compressão em imediata, primária e secundária, onde a compressão imediata corresponde as variações volumétricas que o maciço sanitário sofre em curto intervalo de tempo devido a disposição dos resíduos e operacionalização do aterro. Geralmente é associada com a compactação imediata dos espaços vazios e partículas devido a uma carga sobreposta.

Grisolia et al. (1995) descrevem que a variação volumétrica de aterros sanitários podem ocorrer em 5 estágios, conforme ilustrado na Figura 2.

Figura 2 – Curva teórica de compressão dos resíduos sólidos urbanos.



Fonte: Grisolia et al. (1995).

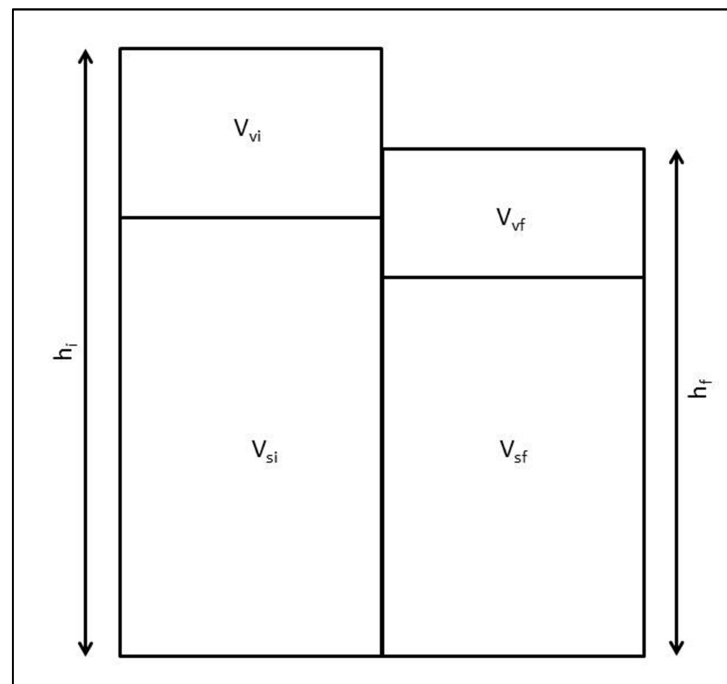
Segundo Shi et al. (2015) é extremamente difícil fazer distinção das etapas de compressões, além disso, cada material apresenta suas próprias características de compressibilidade, tornando-o mais complexo compreender e distinguir os mecanismos que governam as compressões.

Para Grisolia et al. (1995) materiais como metais e plásticos, quando submetidos à compressão, podem liberar líquidos ou gases retidos, apresentando uma aparente diminuição em seu volume ocupado pela fase sólida após a quebra. Já materiais como papel, papelão, têxteis e borracha, que são dobráveis ou deformáveis variam sua forma com o incremento de pressão.

De acordo com Ling et al. (1998) as maiores deformações em aterros sanitários ocorrem logo após a disposição dos RSU, as quais tendem a diminuir em função do tempo de aterramento. No entanto, existem registros que indicam que as deformações podem ocorrer por um longo período de tempo chegando a uma redução de 30 a 40% da espessura inicial do aterro (Ling et al., 1998).

Considerando a compressibilidade unidimensional, a Figura 3 ilustra a variação do volume de uma amostra de RSU antes e depois dos processos de compressão.

Figura 3 – Diagrama de compressibilidade dos resíduos sólidos urbanos.



Fonte: Adaptado Shi et al. (2015).

Na Figura 3, h_i é a altura da amostra RSU antes da compressibilidade; h_f é a altura da amostra RSU após a compressão até determinado momento; V_{vi} corresponde ao volume de vazios inicial; V_{si} é o volume sólido inicial; V_{vf} é o volume de vazios após a compressão até determinado período de tempo; e V_{sf} é o volume sólido da massa seca após a compressão a um tempo.

Segundo Yen e Scanlon (1975), Ling et al. (1998) e Bjarngard e Edgers (1990) os resíduos são comprimidos pelo seu peso próprio, sobrecargas e cargas externas, como as induzidas pela compactação, conduzindo para a redução de vazios. Em função da variabilidade do tamanho das partículas que compõem a massa de resíduos, as partículas menores migram para os espaços vazios existentes entre as partículas maiores. Tal fenômeno é chamado de *ravelling*, e é provocado pelo arraste das partículas mais finas oriundas da decomposição biológica dos resíduos ou dos materiais utilizados na cobertura diária e final dos aterros e pela vibração provocada pelos equipamentos compactadores (CATAPRETA, 2008).

Segundo Farias (2014) a compressibilidade é a relação independente do tempo entre a variação de volume e a tensão aplicada, esta propriedade, assim como nos solos, é suscetível à compressão. Porém, quando se refere a maciços sanitários é preciso considerar que as

deformações verticais que resultam nos recalques acontecem com características semelhantes ao adensamento, que é o processo dependente do tempo de variação de volume do maciço devido à drenagem dos fluidos pelos vazios dos resíduos.

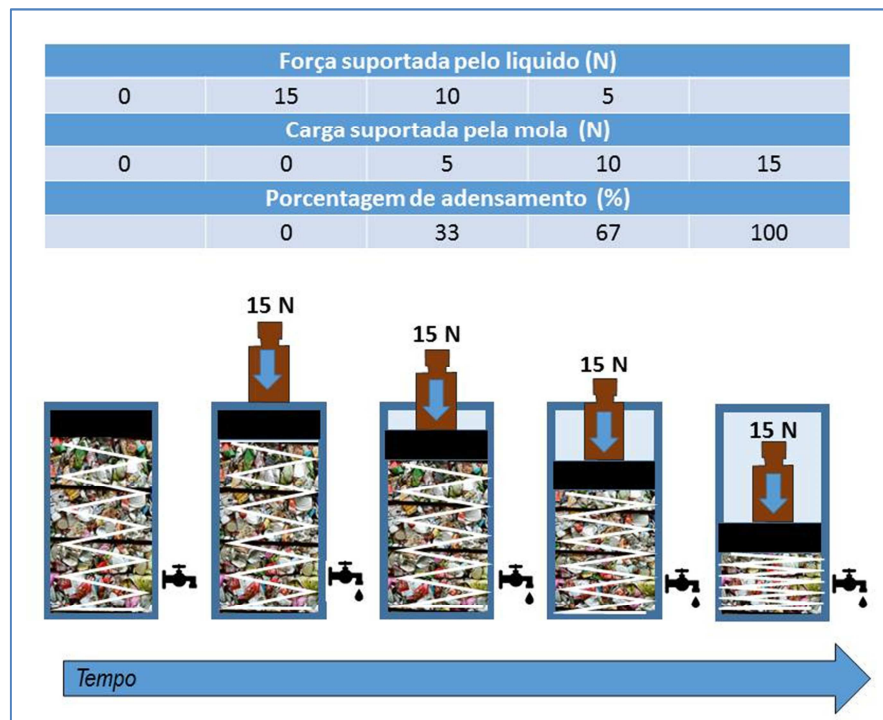
2.3.7 Adensamento

Adensamento é um fenômeno que corresponde às deformações que ocorrem nos maciços devido à expulsão da água do interior dos vazios (TERZAGHI, 1943). Este processo corresponde ao tempo de drenagem dos fluidos existentes no material.

Segundo Tapahuasco (2005), alguns autores têm utilizado os conceitos da teoria clássica de adensamento para solos (teoria de Terzaghi), com a finalidade de avaliar a compressibilidade dos resíduos sólidos urbanos. A dificuldade de utilizar essa teoria está em determinar os parâmetros C_c (índice de compressão primária), C_s (índice de compressão secundária), e e (índice vazios), os quais são requeridos na análise.

Muito útil para o entendimento dos recalques ao longo do tempo é a analogia mecânica do adensamento ou de Terzaghi, onde o sistema de molas representam as partículas sólidas do resíduo, considerando todos os seus vazios. A pressão nas molas (ou seja, nas partículas sólidas) aumenta à medida que os fluidos escapam pelos vazios. Taylor (1948) desenvolveu um sistema de cargas e molas para explicar a teoria do adensamento aplicada a solos, conforme ilustrado na Figura 4, onde, nos resíduos, este comportamento é análogo, ocorrendo acomodação das partículas e expulsão de líquidos e gases. Porém durante este processo há perda de massa e geração de fluídos.

Figura 4 – Analogia mecânica do adensamento aplicada a maciços sanitários, adaptada da analogia de Terzaghi.



Fonte: Adaptado de Pinto (2006) e Farias (2014).

Segundo Farias (2014), com a expulsão dos fluidos do maciço sanitário, há uma redução de vazios e, conseqüentemente, do volume. Como a camada está confinada lateralmente, a redução do volume se dará pela redução de altura. Esta redução de altura é o que se denomina recalque por adensamento.

Porém, nem sempre a teoria e as hipóteses básicas de Terzaghi válidas para solos serão aplicáveis a resíduos sólidos urbanos, devido à presença de alguns materiais anisotrópicos que compõem os RSU. Desta maneira, considerando as observações feitas por El-fadel e Khoury (2000) apresentam-se no Quadro 1 as discrepâncias dos RSU em relação à teoria clássica de Terzaghi.

Com o propósito de compreender o comportamento da compressão mecânica dos resíduos sólidos urbanos, diversos pesquisadores executaram ensaios de compressão uniaxial em consolidômetros de grandes dimensões (NASCIMENTO 2007; MACHADO et al. 2006, DURMUSOGLU 2006, TAPAHUASCO 2005, CARVALHO 1999, PELKEY 1997).

Quadro 1 – Hipóteses básicas da teoria clássica de Terzaghi e sua aplicabilidade em aterros sanitários.

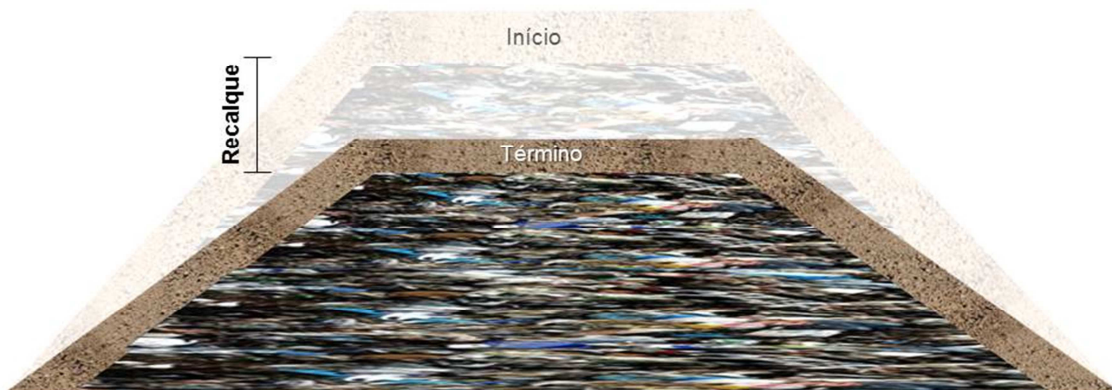
Hipóteses aplicadas a solos	Hipóteses aplicadas a aterros sanitários
O solo é homogêneo e saturado	Os RSU aterrados são heterogêneos e dificilmente encontram-se saturados
As partículas do solo e a água são incompressíveis	A maioria dos resíduos apresenta alta compressibilidade.
O recalque é unidirecional	Os recalques nos aterros sanitários podem acontecer em duas ou três dimensões devido à não uniformidade da carga aplica e método de confinamento.
O fluxo dos fluidos segue a lei de Darcy, e o coeficiente de permeabilidade é constante.	A lei de Darcy não é válida para um gradiente hidráulico baixo, assim como também a espessura e permeabilidade não podem ser consideradas constantes para matérias altamente compressíveis.
Pequenas velocidades e deformações são desenvolvidas.	Apresentam elevadas velocidades e deformações devido os resíduos apresentarem constituintes de alta compressibilidade.
A relação entre índice de vazios e esforços efetivos é linear	A curva compressibilidade-tempo varia marcadamente com a magnitude da taxa de incremento de carga e a compressibilidade das partículas não é necessariamente similar à condição elástica linear.
Para um incremento de carga se desenvolve uma pequena deformação, e o coeficiente de compressibilidade é constante.	O índice de vazios mediante um esforço constante decresce devido à compressão.

Fonte: Tapahuasco (2005).

2.3.8 Recalques

Os recalques são as deformações verticais que ocorrem no maciço sanitário, Figura 5, devido aos processos de compactação, compressibilidade (física, química e biodegradativa) e adensamento. Este fenômeno é um dos mais importantes no monitoramento de um aterro sanitário. Através do acompanhamento dos recalques pode-se evitar danos no sistema de coleta de líquidos e gases, fissuras na camada de cobertura e no sistema de revestimento do aterro, e instabilidade da massa de RSU (DURMUSOGLU et al., 2005; MELO, 2011).

Figura 5 – Ilustração do mecanismo de recalques de aterro sanitário.



Para Monteiro et al. (2000), o mecanismo de recalque é complexo devido à natureza heterogênea do material, às variadas dimensões de suas partículas e à perda de massa sólida durante a biodegradação. Além desses fatores, conforme destacam Catapreta e Simões (2015), aspectos relacionados às condições iniciais de disposição (peso específico, teor de água e índice de vazios), geometria, técnica de compactação empregada, existência de pré-tratamentos nos resíduos (incineração, compostagem, mistura, fragmentação etc.), existência e eficiência de sistemas de drenagem e/ou extração de líquidos e gases, tem influência direta nos recalques dos RSU.

Os recalques iniciais acontecem devido às cargas impostas ao longo do enchimento do aterro, entre elas o próprio peso do resíduo. Já os recalques secundários se dão através dos processos de decomposição dos RSU, que podem se estender por anos até que a completa biodegradação da matéria orgânica ocorra. Os mecanismos responsáveis pela ocorrência desses recalques são complexos e menos conhecidos que em solos (BABU e LAKSHMIKANTHAN, 2015; HETTIARACHCHI et al., 2007).

Os recalques de maciços sanitários são muito elevados quando comparados com os dos maciços de solos (BOSCOV, 2008). Apesar de existirem diferenças significativas entre resíduos sólidos urbanos e solos, a interpretação dos recalques mediante conceitos da Mecânica dos Solos clássica pode ser proveitosa (FUCALE, 2005). A análise das estimativas de recalques totais em aterros sanitários, a partir de sua altura inicial, variam bastante e podem ser observadas no Quadro 2.

Quadro 2 – Recalques totais de maciços sanitários.

Autor	Recalque relativo a espessura inicial
Sowers (1973)	Da ordem de 30%
Wall e Zeiss (1995)	Entre 25% e 50%
Van Meerten et al. (1995)	Entre 10% e 25%
Coumoulos e Koryalos (1997)	Entre 20% e 25%
Ling et al. (1998)	Entre 30% e 40%
Abreu (2000)	Entre 10% e 30%

Fonte: Boscov (2008).

Conforme Farias (2014), o acompanhamento desses recalques visa no primeiro momento verificar se as deformações medidas estão dentro de uma faixa aceitável, de modo que a integridade e o bom funcionamento dos sistemas estruturais do aterro estejam assegurados. Babu e Lakshmikanthan (2015) verificaram que grande parcela dos recalques está ligada a degradação dos resíduos. Assim como Shalini et al. (2010), numa pesquisa envolvendo diferentes arranjos de biorreatores, observaram que os recalques eram maiores nos biorreatores com altos teores de matéria orgânica nos RSU.

2.3.8.1 Modelos para estimativa de recalques em aterros sanitários

Segundo Hachich (2000), os modelos têm como finalidade explicar a realidade, prever comportamentos e subsidiar decisões. Para explicar a realidade, os modelos devem incorporar todos os parâmetros que apresentam influência na variável estudada, tornando-o o mais completo possível. Porém, para prever e decidir, os modelos devem ser preferencialmente o mais simples e depender de poucos parâmetros de fácil obtenção (BOSCOV, 2008).

Têm-se observado que a modelagem do comportamento de aterros sanitários é baseada em modelos teóricos aliados a ensaios laboratoriais ou em modelos empíricos baseados nos dados de comportamento observado em campo. Entretanto, quando se desenvolve modelos que fundem os dados coletados em campo com os ensaios laboratoriais pode-se obter um modelo mais representativo e com maior capacidade de prever comportamentos. Existem diversos modelos para aspectos relevantes de aterros de resíduos, e alguns deles encontram-se disponíveis em programas computacionais, como o relatado por Simões e Lames (2009).

Sowers (1973) foi pioneiro na avaliação de recalques em aterros sanitários, o autor apoiou-se em um modelo baseado na teoria de adensamento da mecânica dos solos. Rao et al. (1977) e Deutsch et al. (1994) também utilizaram modelos da mecânica do solo tradicional para estimar recalques de RSU. Zimmerman et al. (1977) abordam diversas variáveis em seu modelo impossibilitando sua empregabilidade, além do mais, alguns parâmetros como o índice de vazios e o coeficiente de permeabilidade são de difícil obtenção ou estimativa. Ling et al. (1998) também propuseram um modelo para previsão dos recalques em aterros sanitários, porém há a necessidade de calibração dos parâmetros. Estes autores não consideraram os processos biodegradativos.

Simões (2000) apesar de considerar os processos biodegradativos, os parâmetros utilizados no modelo (peso específico, teor de água, biodegradabilidade potencial, coeficientes de compressão) são constantes ao longo do tempo. O modelo proposto por Marques et al. (2002) corresponde a combinação da compressão mecânica primária, compressão mecânica secundária e uma compressão secundária devido à biodegradação. Porém, o modelo utiliza dados de entrada de difícil obtenção, como coeficientes de compressão mecânica primária e secundária, taxas de compressão mecânica secundária e de compressão biológica secundária, e compressão total devido à degradação dos resíduos. Além disso, também utiliza os valores de tensão vertical inicial, de incremento de tensão vertical e de tempo.

No modelo desenvolvido por Yen e Scanlon (1975) a taxa de recalques decresce linearmente com o logaritmo do tempo, trabalhando com parâmetros como a taxa de recalques e a idade média do aterro. Contudo, o modelo aplica-se somente aos recalques de longo prazo (secundário). Park e Lee (1997) também apresentaram um modelo para estimativa da compressão secundária, eles admitem que o processo de compressão devido à solubilização pode ser caracterizado por uma equação de primeira ordem.

Babu et al. (2010) propuseram uma formulação baseada no modelo Cam Clay modificado, que prevê o comportamento tensão-deformação de uma amostra submetida a um carregamento em um ensaio triaxial. Essa formulação utiliza funções exponenciais para descrever o creep e a biodegradação sofrida pela matéria orgânica contida nos resíduos e considera que a resposta tensão-deformação apresentada pelos RSU é ditada pela sua natureza fibrosa. Apesar do modelo proposto por Babu et al. (2010) se mostrar mais acurado que o Cam Clay na previsão do comportamento tensão-deformação de RSU, a curva gerada não se ajusta adequadamente aos dados experimentais.

El-Fadel e Khoury (2000) afirmam que são poucos os modelos que relacionam o processo biodegradativo quantitativamente, devido às dificuldades em estimar parâmetros para descrever essas complexas reações biológicas em aterros. Dentre os modelos que incorporam a parcela de biodegradação dos resíduos, destacam-se os propostos por Diaz et al. (1995) e Espinace et al. (1999), denominado Modelo Meruelo; Marques et al. (2003), denominado Modelo Compósito, e o proposto por Simões (2000), denominado Modelo Acoplado Mecânico e Biológico. No modelo de Meruelo (ARIAS, 1994) são considerados somente os recalques que dependem da decomposição da matéria orgânica biodegradável.

Embora a modelagem dos recalques em aterros sanitários ter sido apresentado por diversos autores como Merz e Stone (1962), Dodt et al. (1987), e Conduto et al. (1990) além dos anteriormente citados, poucos autores apresentam estudos a respeito dos recalques relacionados aos RSU em escala piloto. Conforme Hettiarachchi et al. (2009) atualmente a prática dominante de estimativas de recalques é empírica e estes métodos dependem fortemente de parâmetros laboratoriais e de campo. Conforme Youcai et al. (2002) em termos de tendências dos dados de interesse é razoável e confiável a utilização de células experimentais de escala laboratorial para simulação de um aterro sanitário quando a escala for suficientemente grande.

Gandolla et al. (1992) executaram testes em lisímetros utilizando resíduos acompanhado de lodo. Lee et al. (1995) realizaram ensaios em lisímetros empregando resíduos domésticos. Wall e Zeiss (1995) monitoraram através de células experimentais compressão e decomposição, analisando vários modelos de recalques e calculando o recalque associado a diversos mecanismos. Enquanto isso, Elagroudy et al. (2007) estudaram o impacto da composição dos RSU e da aplicação de carga por camadas subsequentes de resíduos no recalque e na biodegradação em biorreatores de bancada.

O modelo mais completo, mais abrangente e conceitualmente mais correto não é necessariamente o melhor. Um modelo simples, que inclua os principais mecanismos, associado a uma análise paramétrica, pode ser eficaz, desde que sejam especificadas suas limitações. Posteriormente, pode-se testar e até mesmo validar o modelo com os dados coletados em campo do sistema estudado ou de sistemas semelhantes. Hachich (2000) ressalta, entretanto, que mesmo o modelo mais simples deve resultar de um modelo conceitual e que informações contidas nos dados não podem sobrepor os conceitos consolidados na literatura, pois podem existir erros durante a coleta dos dados.

Para Boscov (2000) os modelos empíricos são úteis quando não há clareza sobre a magnitude e a importância relativa dos fenômenos envolvidos, mas são restritos à situação de estudo e não permitem extrapolações para outras condições quando não são validados em situações distintas das analisadas em campo.

Farias (2014) testou os modelos desenvolvidos por Sowers (1973), Yen e Scalon (1975), Ling et al. (1998) e Simões (2000) para prever deformações verticais de uma célula experimental com resíduos sólidos urbanos da cidade de Campina Grande – PB e não obteve um bom ajuste dos modelos para prevê recalques a períodos superiores a 500 dias de monitoramento, sendo necessário o desenvolvimento, ajuste e calibração de modelos específicos para a cidade em estudo.

2.4 Desenvolvimento de modelos estatísticos para previsão de deformações verticais

Um modelo estatístico é uma representação simplificada da realidade. Através das técnicas de modelagem estatística pode-se representar processos que possuem incertezas, extrair conhecimento e auxiliar na compreensão dos problemas, resumindo-os e focalizando aspectos específicos. Diferentemente dos modelos matemáticos, que são exatos, os modelos estatísticos são utilizados para projetar cenários, tanto futuros quanto passados (MARTINI NETO et al., 2011).

Para o desenvolvimento de modelos estatísticos é necessário realizar uma análise descritiva dos dados, selecionar apenas os parâmetros que apresentam uma boa correlação com a variável resposta, proceder com cálculos de regressão linear e/ou não linear, realizar teste para seleção de modelos e analisar os resíduos da regressão.

2.4.1 Estatística descritiva

A estatística representa uma importante ferramenta para compreender as deformações que ocorrem em aterros sanitários. Assim, a análise de dados através da estatística poderá ser útil, inclusive, na tomada de decisões para projetos, operação e monitoramento de aterros, assim como na previsão de cenários futuros.

No estudo do nível de variabilidade de dados, os elementos da estatística clássica mais comumente utilizados são: a variância, o desvio-padrão e o coeficiente de variação (PAIVA, 2009).

O coeficiente de variação mostra o quão maior (ou menor) o desvio-padrão é, em relação à média, sendo de grande importância para comparar distribuições de unidades diferentes, mas que tem pouca utilidade quando a média aritmética se aproxima de zero (ANDRIOTTI, 2003).

Ao analisar um conjunto de valores experimentais, diz-se que a distribuição possui pequena variabilidade (dispersão) quando o coeficiente de variação situa-se em torno de 15 %; média dispersão quando estiver acima de 15 % até 30 %, e grande dispersão quando superar os 30 % (CORREA, 2003).

A teoria clássica da estatística baseia-se na distribuição contínua mais importante e mais utilizada que é a distribuição normal, geralmente citada como curva normal ou curva de Gauss. Sua importância em análise estatística resulta do fato de que muitas técnicas, como análise de variância, regressão e alguns testes de hipóteses, assumem e exigem a normalidade dos dados. Quando os dados fogem a esse tipo de distribuição, lança-se mão de recursos de transformação para poder analisá-los através de sua aplicação.

A correlação entre duas variáveis pode ter vários graus, dependendo da maior ou menor dependência entre elas. Se determinada variável for, totalmente dependente de outra variável, e não houver nenhum outro fator que interfira entre elas, têm-se então, uma correlação perfeita. Porém, no caso de existirem outras variáveis que interferem na relação das viáveis, a correlação diminuirá, podendo até deixar de existir.

Os graus de correlação podem então serem determinados, segundo Borges (2003): correlação perfeita, quando o resultado for igual a 1, correlação muito forte, quando estiver entre 0,99 a 0,80, correlação forte de 0,79 a 0,60, correlação fraca de 0,59 a 0,40, correlação muito fraca de 0,39 a 0,20, correlação sem valor de 0,19 a 0,001 e correlação nula, quando o coeficiente for igual a 0.

2.4.2 Regressão linear e não linear

Através da regressão linear e não linear pode-se compreender, avaliar e mensurar a influência de variáveis explicativas (independente) sobre a variável dependente (resposta) que representará um fenômeno sobre o qual há interesse de estudo.

A regressão linear tem como objetivo estudar a relação entre duas ou mais variáveis explicativas, que se apresentam de forma linear com a variável dependente. Assim, a Equação 1 pode representar um modelo geral de regressão linear.

$$y = \alpha + \beta_1 X_1 + \beta_2 X_2 + \dots + \beta_n X_n + u \quad (1)$$

Onde: y = fenômeno estudado (variável dependente);

α = coeficiente linear;

β_k ($k = 1, 2, 3, \dots, n$) = coeficiente de cada variável (coeficientes angular);

X_1 ($k = 1, 2, 3, \dots, n$) = variáveis explicativas;

u = erro (diferença entre o valor real de y e o previsto pelo modelo).

Como as relações entre o comportamento observado e modelo não são perfeitas, há a necessidade da inclusão do termo erro u , também conhecido por resíduo, representando possíveis variáveis de X que não foram inseridas no modelo e que seriam boas candidatas explicativas da variável y .

Se tratando de regressão linear simples, onde apenas uma variável explicativa influencia no comportamento da variável dependente, a Equação 2 pode ser simplificada para Equação 2:

$$y = \alpha + \beta_1 X_1 + u \quad (2)$$

A determinação dos parâmetros α e β é realizada através das Equações 3 e 4.

$$\alpha = \bar{Y}_i - \beta_1 \bar{X}_i \quad (3)$$

$$\beta_1 = \frac{\sum_{i=1}^n (X_i - \bar{X})(Y_i - \bar{Y})}{\sum_{i=1}^n (X_i - \bar{X})^2} \quad (4)$$

Sendo \bar{X} e \bar{Y} determinada pelas Equações 5 e 6, respectivamente.

$$\bar{X} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n X_i \quad (5)$$

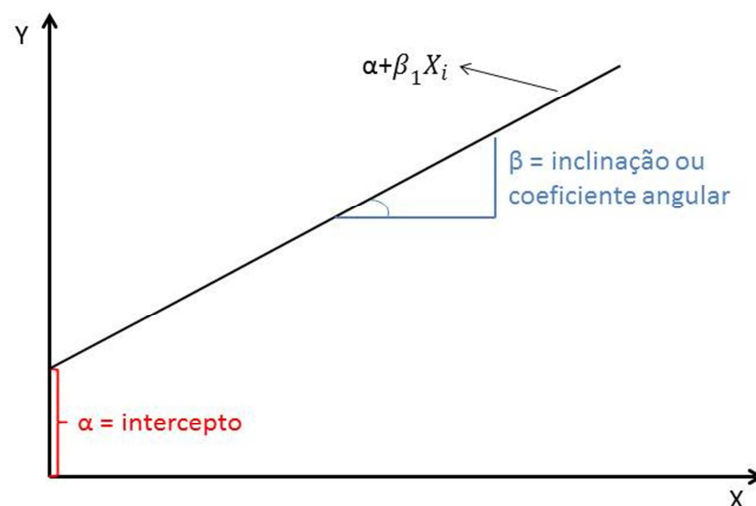
$$\bar{Y} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n Y_i \quad (6)$$

Onde: \bar{X} = média da variável X ;

\bar{Y} = média da variável Y .

A Figura 6 apresenta graficamente um modelo de regressão linear simples.

Figura 6 – Modelo de regressão linear simples.



Fonte: Fávero et al. (2009)

Os modelos estatísticos que melhor descrevem curvas de crescimento, como as de deformações específicas temporais de um aterro sanitário, são os modelos de regressão não linear. De forma semelhante aos modelos lineares, o processo de estimação dos parâmetros do modelo de regressão não linear pode ser obtido pela minimização da soma de quadrados dos erros, obtendo-se o sistema de equações normais não lineares, o qual não apresenta uma solução explícita e é obtido por processos iterativos (SOUZA, 1998).

Os métodos iterativos mais conhecidos são: o método Steepest-Descent ou método do Gradiente, o método de Marquardt e o método de Gauss-Newton, sendo este último um dos

mais utilizados pelos autores em estudos de modelos não lineares (SAVIAN e MUNIZ, 2007; PEREIRA et al., 2005; MAZZINI et al. 2005).

O Quadro 3 apresenta algumas das formas funcionais mais utilizadas de modelos de regressão não linear, porém pode-se ressaltar que outras podem ser desenvolvidas e aplicadas em função da distribuição dos dados.

Quadro 3 – Expressão matemática dos modelos de regressão não linear.

Forma Funcional	Modelo
Exponencial ¹	$Y = \alpha + \beta^x$
Logarítmica ¹	$Y = \alpha + \beta \cdot \ln(X)$
Semilogarítmica ¹	$\ln(Y) = \alpha + \beta X$
Inversa ¹	$Y = \alpha + \beta \cdot (1/X)$
Quadrática ¹	$Y = \alpha + \beta X^2$
Cúbica ¹	$Y = \alpha + \beta X^3$
Logística ²	$Y = \frac{\alpha}{1 - \left(1 - \frac{\alpha}{Y_0}\right) \cdot e^{(-\beta \cdot x)}}$

Fonte: Adaptado de ¹Fávero et al. (2009) e ²Nascimento (2014).

Conforme Fávero et al. (2009), o coeficiente β da regressão exponencial pode ser interpretado como uma taxa de crescimento. Já formulação denominada logarítmica, o coeficiente da variável explicativa (β) pode ser interpretado como uma elasticidade parcial, indicando o efeito percentual de aumento de Y em determinado nível, se a variável X apresentar uma variação de um ponto percentual, fato que não ocorre na especificação semilogarítmica, uma vez que, segundo Halvorsen e Palmquist (1980), em equações semilogarítmicas de regressão isso é válido se a variável explicativa não for *dummy* (variável qualitativa ou binária).

Ainda conforme Fávero et al. (2009) os betas dos modelos quadráticos e cúbicos representam o efeito marginal da variação de Y quando da variação, respectivamente, do quadrado e do cubo da variável explicativa.

Por fim, no modelo logístico, segundo Nascimento (2014), Y_0 representa o valor da variável resposta no instante $X = 0$, α é o valor máximo atingido e β corresponde a taxa de crescimento (deformação específica) intrínseco. O ponto de inflexão da curva logística é

exatamente $N=(K/2)$. Ou seja, nesse ponto já foi atingido 50% das deformações do maciço sanitário, e posteriormente, as deformações diminuirá à medida que se aproxima de K .

2.4.3. Teste de seleção de modelos estatísticos

Diversas ferramentas são utilizadas para comparar, avaliar e indicar um melhor modelo estatístico. Burnham e Anderson (2004) destacam a importância da utilização de vários avaliadores na escolha de um modelo linear e não linear, uma vez que quanto maior o número de avaliadores analisados, mais adequada e precisa é a escolha do melhor deles.

A seleção do melhor modelo partindo de um conjunto de modelos candidatos pode ser bastante complexa. Para Jerônimo (2015), a utilização de vários avaliadores de qualidade de ajuste transforma a escolha dos modelos em um processo minucioso, já que cada avaliador leva em conta determinadas características do modelo, tais como o número de parâmetros e os resíduos estatísticos. Uma alternativa é analisar o coeficiente de determinação do modelo, os resíduos ou erro médio gerado pelo modelo e o critério de Akaike (1973).

2.4.3.1. Coeficiente de determinação

O coeficiente de determinação (R^2) configura-se como um coeficiente que mede o quanto a variável dependente pode ser explicada pela equação de regressão. Stock e Watson (2004) definem o R^2 como a fração da variância da amostra de Y_i explicada (ou prevista) pelos regressores. Conforme Farias (2014), através do R^2 , pode-se inferir se determinado modelo é adequado ou não para explicar a variação de uma determinada variável em estudo.

O coeficiente de determinação pode assumir valores de 0 a 1 (0 a 100%). Valores próximos de 1 indicam que os valores estimados pelo modelo estão próximos dos valores observados, ou seja, a regressão determinada possui um bom ajuste para explicar o comportamento da variável dependente (ou variável resposta) em relação a variável independente. Já a observação de R^2 baixos, próximos de zero, denotam que o modelo (representado pela equação) não consegue explicar a relação existente entre as variáveis. Analiticamente o coeficiente de determinação pode ser determinado através da Equação 7.

$$R^2 = \frac{\sum_{i=1}^n (X_E - \bar{X})}{\sum_{i=1}^n (X_O - \bar{X})} \quad (7)$$

Onde: R^2 = Coeficiente de determinação;

n = Número de variáveis;

X_E = Variáveis estimadas;

X_O = Variáveis observadas;

\bar{X} = Média das variáveis.

Para Fávero et al. (2009), quando há o intuito de comparar o coeficiente de determinação entre modelos ou entre o mesmo modelo com tamanhos de amostras diferente, faz-se necessário o uso do R^2 ajustado, uma vez que a estimativa amostral do R^2 tende a superestimar o parâmetro populacional. O R^2 ajustado pode ser obtido pela Equação 8.

$$R_{ajust}^2 = 1 - \frac{n-1}{n-k} (1 - R^2) \quad (8)$$

Onde: R_{ajust}^2 = coeficiente de determinação ajustado;

R^2 = coeficiente de determinação;

n = tamanho da amostra;

k = número de parâmetros do modelo de regressão (número de variáveis explicativas mais o intercepto).

Ainda conforme Fávero et al. (2009), quando o número de observações é muito grande, o ajuste pelos graus de liberdade torna-se desprezível, porém quando há um número significativamente diferente de variáveis independentes para duas ou mais amostras diferentes, deve-se utilizar o R^2 ajustado para elaboração de comparações entre modelos.

2.4.3.2. Soma dos Quadrados dos Resíduos

No ajuste de modelos de regressão estão presentes erros de aproximação associados a cada elemento da amostra. Estes erros, também denominados de resíduos estatísticos, correspondem à diferença entre o vetor de observações (real) Y_i e o vetor dos valores ajustados (previstos, estimados) \hat{Y}_i e são determinados conforme Equação 9.

$$\varepsilon = (Y_i - \hat{Y}_i) \quad (9)$$

Onde: ε = resíduo estatístico;

Y_i = valor observado da variável dependente;

\hat{Y}_i = valor estimado pelo modelo estatístico.

Através da Soma dos Quadrados dos Resíduos (SQR) pode-se determinar o modelo melhor que se ajusta aos dados observados, uma vez que, quanto menor o SQR, melhor será o modelo.

Para Farias (2014), o uso da SQR apresenta uma limitação, onde seu valor depende do tamanho da amostra, ou seja, para amostras pequenas, a variação do resíduo diminuirá muito, afetando os graus de liberdade do resíduo e, conseqüentemente, afetando a relação existente entre variação do acaso e efeito de tratamento. Uma forma de minimizar problemas deste tipo é o uso do quadrado médio dos resíduos (erro médio) como critério de escolha.

De acordo com Kennedy (2003) e Wooldridge (2003), os resíduos estatísticos (erro) existem basicamente devido a:

- omissão de variáveis explicativas;
- existência de variáveis agregadas e/ou não aleatórias;
- falha na especificação do modelo;
- ocorrência de erros de levantamentos de dados.

2.4.3.3. Critério de informação de Akaike

Para a seleção de modelo, Akaike (1973) desenvolveu o Critério de Informação de Akaike (AIC) que se origina da minimização da informação (ou distância) de Kullback-Leibler (K-L) como base para a seleção de modelos. Segundo Bello (2010) a informação K-L é uma medida da distância entre o modelo verdadeiro e um modelo candidato.

Burnham e Anderson (2003) recomendam usar o AIC para selecionar modelos quando o número de observações, n , é maior do que pelo menos 40 vezes o número de parâmetros, p .

Para Snipes et al. (2014) AIC é um método poderoso que pode ser usado a fim de determinar qual modelo melhor se adapta a descrição em estudo. Akaike (1973) indica a seleção do melhor modelo através da Equação 10, onde quanto menor o valor do AIC melhor será o modelo.

$$AIC = n * \ln(\hat{\sigma}_p^2) + 2(p + 1) \quad (10)$$

Onde: n = número de observações;

p = número de parâmetros;

$\hat{\sigma}_p^2$ = estimador de máxima verossimilhança da variância do erro.

Sendo o estimador de máxima verossimilhança da variância do erro determinado através da Equação 11.

$$\hat{\sigma}_p^2 = \frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2}{n} \quad (11)$$

Onde: n = número de observações;

y_i = deformação específica observada;

\hat{y}_i = deformação específica estimada.

2.4.4 Análise dos resíduos da regressão

Para verificar se os modelos estatísticos satisfazem as hipóteses feitas para seu desenvolvimento, faz-se necessário a análise dos resíduos das regressões através de representações gráficas ou através de teste.

2.4.4.1 Diagnóstico de Homoscedasticidade

Homoscedasticidade é o termo para designar variância constante dos erros para observações diferentes. Caso a suposição de homoscedasticidade não seja válida, pode-se listar alguns efeitos no ajuste do modelo:

- Os erros padrões dos estimadores são incorretos e, portanto a inferência estatística não é válida;
- Os estimadores não são os melhores, embora ainda possam ser não viciados.

O teste proposto por Breusch e Pagan (1979) é bastante utilizado para avaliar a hipótese nula de que as variâncias dos erros são iguais (homoscedasticidade) e a hipótese alternativa de que as variâncias dos erros são uma função multiplicativa de uma ou mais variáveis, sendo que esta(s) variável(eis) pode(m) pertencer ou não ao modelo em questão. Este teste é indicado para grandes amostras e quando a suposição de normalidade nos erros é assumida.

2.4.4.2 Diagnóstico de Independência

Assim como no diagnóstico de homoscedasticidade, o diagnóstico de independência pode ser realizado através de técnicas gráficas e testes.

A auto correlação (dependência) dos resíduos pode ser verificada através do teste desenvolvido por Durbin e Watson (1950) que baseia-se na suposição de que os erros no modelo de regressão são gerados por processo autoregressivo de primeira ordem e tem como hipótese nula (H_0) a não existência de autocorrelação, ou seja, os resíduos são independentes. A estatística do teste de Durbin-Watson é determinada através da Equação 12.

$$dw = \frac{\sum_{i=2}^n (\varepsilon_i - \varepsilon_{i-1})^2}{\sum_{i=1}^n \varepsilon_i^2} \quad (12)$$

Onde: dw = estatística do teste de Durbin-Watson;

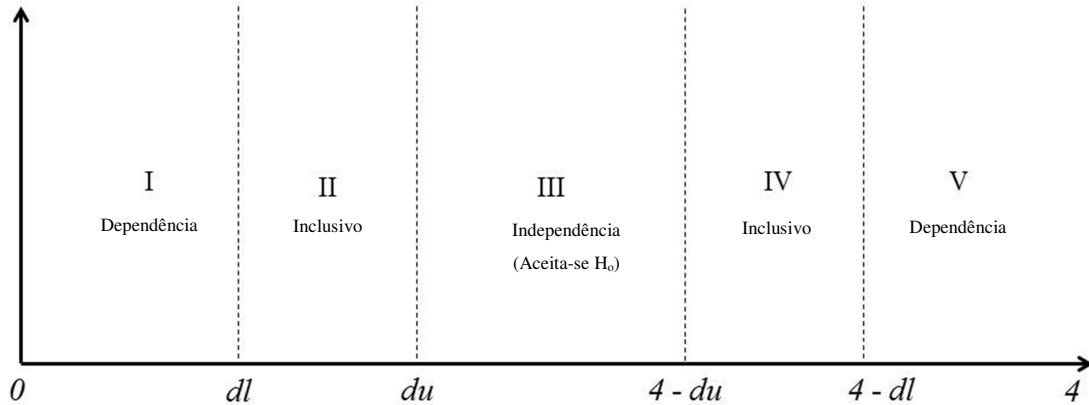
ε_i = resíduo estatístico.

O valor dw está contido no intervalo maior ou igual 0 e menor ou igual a 4. As decisões são tomadas comparando o valor de dw com os valores críticos dl (limite crítico inferior) e du (limite crítico superior) obtidos através da tabela de Durbin-Watson, assim:

- Se $0 \leq dw < dl$, rejeita-se H_0 (dependência);
- Se $dl \leq dw \leq du$, o teste é inconclusivo;
- Se $du < dw < 4-du$, não rejeita-se H_0 (independência, modelo significativo);
- Se $4-du \leq dw \leq 4-dl$ então o teste é inconclusivo;
- Se $4-dl < dw \leq 4$ então rejeitamos H_0 (dependência).

Segundo Soares (2008) a falha do teste de Durbin-Watson está relacionada a presença de regiões inconclusivas, conforme ilustra Figura 7.

Figura 7 – Regiões do teste de Durbin-Watson.



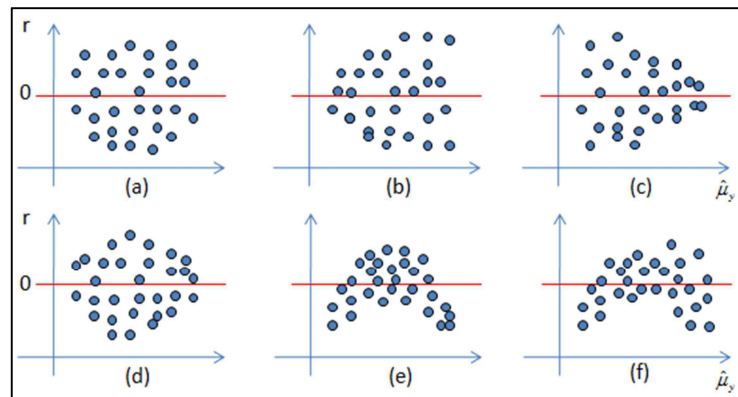
Fonte: Adaptado de Soares (2008).

Onde: (I) H_1 : Existe autocorrelação positiva de primeira ordem;
 (II) Zona inconclusiva;
 (III) H_0 : Ausência de autocorrelação de primeira ordem;
 (IV) Zona inconclusiva;
 (V) H_1 : Existe autocorrelação negativa de primeira ordem;
 dl = Limite inferior;
 du = Limite superior.

2.4.4.3 Análise gráfica dos resíduos estatísticos

Bussab e Morettin (2010) descrevem uma série de comportamentos gráficos dos resíduos estatísticos em função da variável independente para identificação de possíveis inadequações dos modelos. A Figura 8 apresenta alguns tipos usuais de gráficos de resíduos estatísticos.

Figura 8 – Gráfico de resíduos.



Fonte: São Paulo (2016)

Na Figura 8, onde r representa os resíduos e $\hat{\mu}_y$ representa a variável independente, tem-se que:

- (a) formato nulo: disposição não sistemática e sem indicativos de problemas;
- (b) heterogeneidade de variâncias (megafone aberto à direita): a variabilidade dos resíduos parece aumentar quando a variável independente aumenta;
- (c) heterogeneidade de variâncias (megafone aberto à esquerda): a variabilidade dos resíduos parece diminuir quando a variável independente aumenta;
- (d) heterogeneidade de variâncias: a variabilidade dos resíduos parece diminuir quando a variável independente aumenta ou diminui;
- (e) não linearidade: indicativo de efeito não linear;
- (f) não linearidade e heterogeneidade: indicativo de efeito não linear, com aumento da variabilidade quando aumenta.

Conforme São Paulo (2016), uma das ideias básicas da análise de regressão simples é que a média da população pode variar com o valor de x , mas a variância não, ou seja, para qualquer valor de x a variância é a mesma. Assim, um gráfico de dispersão bivariado entre os valores de x e os resíduos poderá ajudar nessa verificação. Novamente, disposições sistemáticas poderão ser indicativas de problemas. No lugar dos resíduos propriamente ditos, poderão ser utilizados os resíduos padronizados ou os resíduos estudentizados internamente, onde se espera que aproximadamente 95% dos valores estejam entre -2 e 2.

3 METODOLOGIA

Esta pesquisa foi desenvolvida na cidade de Campina Grande – PB, onde se monitorou uma célula experimental de RSU, em escala piloto, que simula as mesmas condições de um aterro sanitário. Os dados coletados, neste monitoramento, permitiram o desenvolvimento do modelo estatístico para previsão de deformações específicas.

A célula experimental vem sendo monitorada desde setembro de 2009 pelo Grupo de Geotecnia Ambiental (GGA) composto por uma equipe multidisciplinar que vêm desenvolvendo pesquisas em nível de doutorado, mestrado e iniciação científica.

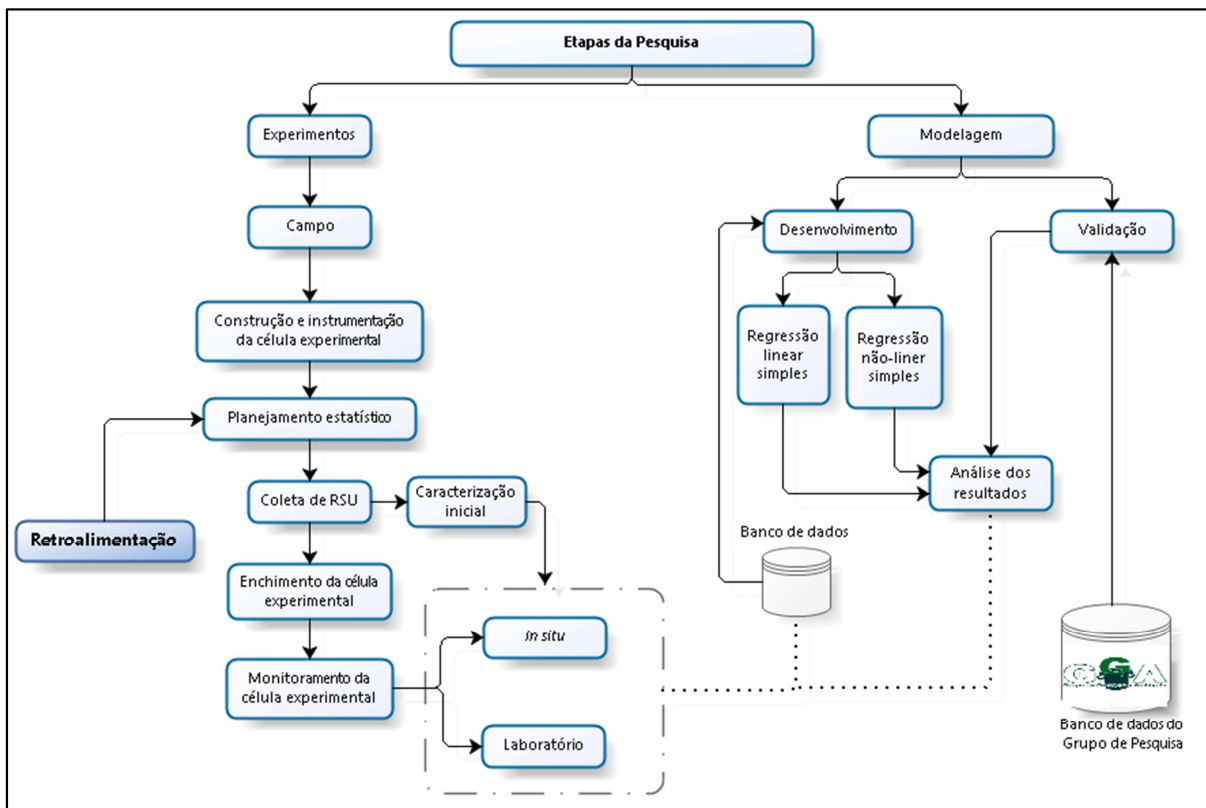
Em abril de 2015, durante o monitoramento da célula experimental, verificou-se que o maciço sanitário estava estabilizado após sofrer intensos recalques, por isso, fez-se necessário realizar uma retroalimentação do sistema com uma nova camada de RSU. Durante este processo realizaram-se também a manutenção e instalação de novos instrumentos na célula experimental.

A validação dos modelos estatísticos desenvolvidos ocorreu através do banco de dados do GGA, que monitorou outros dois biorreatores, de diferentes escalas, geometrias e materiais construtivos, com resíduos sólidos da cidade de Campina Grande – PB.

Além do monitoramento do biorreator e da utilização do banco de dados do GGA, realizou-se também ensaios auxiliares, como: composição gravimétrica e volumétrica; granulometria; compactação; massa específica real e aparente e adensamento dos RSU, para uma maior compreensão do comportamento dos recalques ocorridos na célula experimental.

Todas as atividades da pesquisa demonstraram-se bastante complexas, devido principalmente à inexistência de normas específicas, e só foi possível de serem realizadas devido ao apoio da equipe multidisciplinar que constitui o GGA, que contribuíram na execução das etapas descritas na Figura 9.

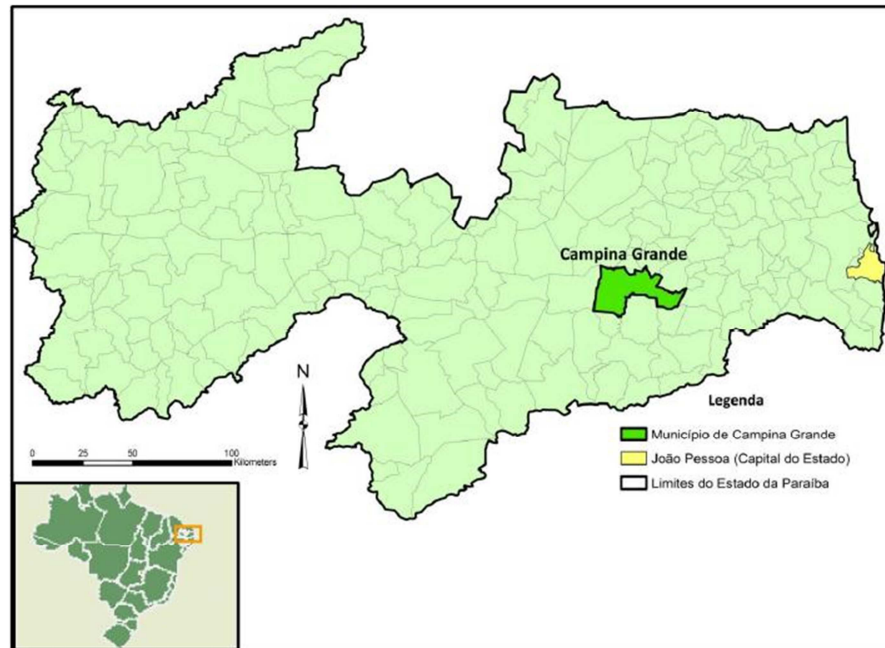
Figura 9 – Etapas realizadas na pesquisa.



3.1 Descrição do local da pesquisa

Esta pesquisa foi desenvolvida no município de Campina Grande-PB (Figura 10), que de acordo com o IBGE (2010), tem uma população de 385.213 habitantes, com área de aproximadamente 621 km² (área urbana de aproximadamente 96 km²) e encontra-se a 120 km da capital do Estado, João Pessoa. Possui um relevo com curvas de nível variando entre 325 m e 670 m acima do nível médio do mar e situa-se na região oriental do Planalto da Borborema. O clima da região é do tipo semiárido apresentando temperatura do ar máxima anual de 28,6 °C e a mínima 19,5 °C e a umidade relativa é bastante uniforme em toda a região, com médias em torno de 80%. O município apresenta uma precipitação média anual de 802,7 mm e evaporação anual em torno de 1417,4 mm (AESAs, 2009; CUNHA et al., 2009).

Figura 10 - Localização geográfica do município de Campina Grande - PB.



Fonte: Cordão (2009).

A gestão dos resíduos sólidos urbanos no município de Campina Grande é mista, ou seja, parte dos serviços é realizada diretamente pelo município e parte dos serviços é executada por empresa terceirizada para os serviços de coleta e disposição final dos RSU. Atualmente, os resíduos sólidos urbanos coletados no município de Campina Grande são tratados na Central de Tratamento de Resíduos da Borborema (CTRB) administrada pela empresa ECOSOLO – Gestão Ambiental de Resíduos Ltda.

3.2 Construção e instrumentação da célula experimental

A célula experimental (Figura 11) foi construída em alvenaria de tijolos maciços, com diâmetro interno de 2,0 m e altura de 3,5 m, com volume de aproximadamente 11 m³. Tem um formato de estrutura cilíndrica rígida, com seção circular visando facilitar a distribuição e a compactação dos resíduos no seu interior, uniformizar a distribuição das pressões laterais na parede interna da célula experimental, evitar caminhos preferenciais de percolação do lixiviado e reduzir a área de superfície lateral interna, diminuindo, o contato entre os resíduos e a parede interna. A estrutura foi apoiada sobre uma base de concreto, fixada com auxílio de argamassa.

Figura 11 – Célula Experimental.



A célula experimental possui uma escada de acesso para, inserção dos resíduos, execução das camadas impermeabilizantes e monitoramento ao longo do tempo, além de contar com 12 orifícios de entrada, em PVC de 150 mm de diâmetro, distribuídos em diferentes níveis de profundidade, para coleta dos resíduos, conforme ilustra Figura 12.

Figura 12 – Coleta de RSU nos orifícios da célula experimental.



A instrumentação da célula experimental é baseada na literatura técnica e semelhante às utilizadas em aterros de escala real, apresentando adaptações necessárias ao estudo científico. É constituída de sistemas de drenagens de líquidos e gases, medidores de temperatura e de recalques superficiais e em profundidade.

As Figuras 13 e 14 mostram o desenho esquemático da célula experimental com o posicionamento de cada elemento que foi projetado para facilitar o monitoramento de líquidos, gases e sólidos ao longo do tempo.

Figura 13 – Corte transversal da célula experimental.

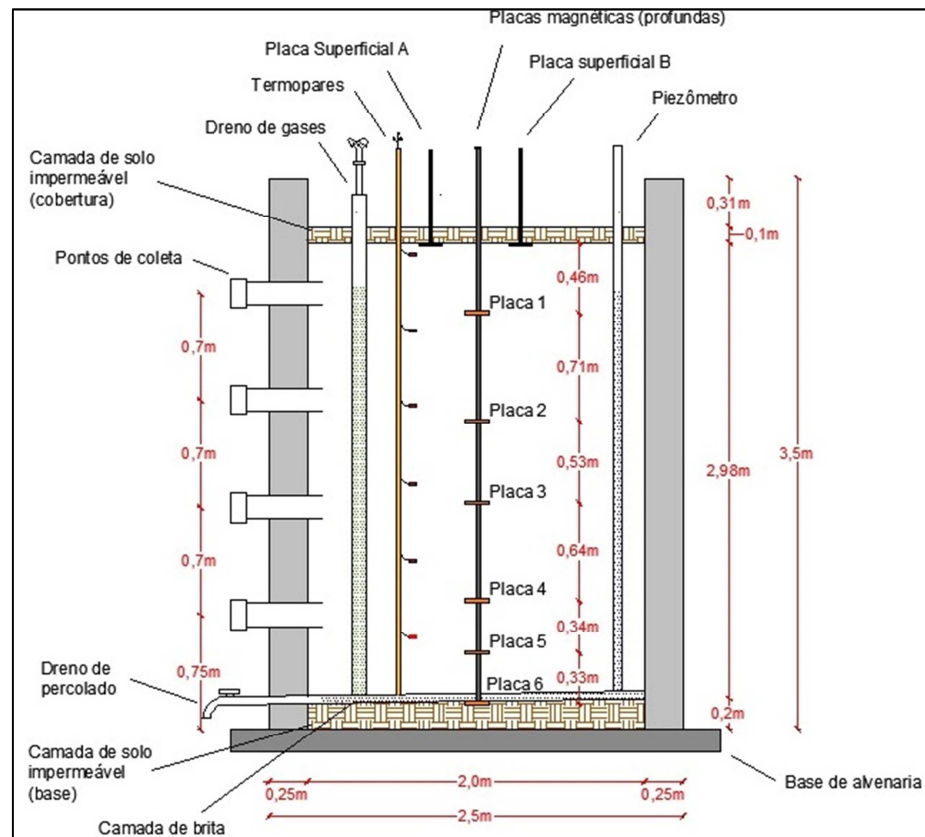
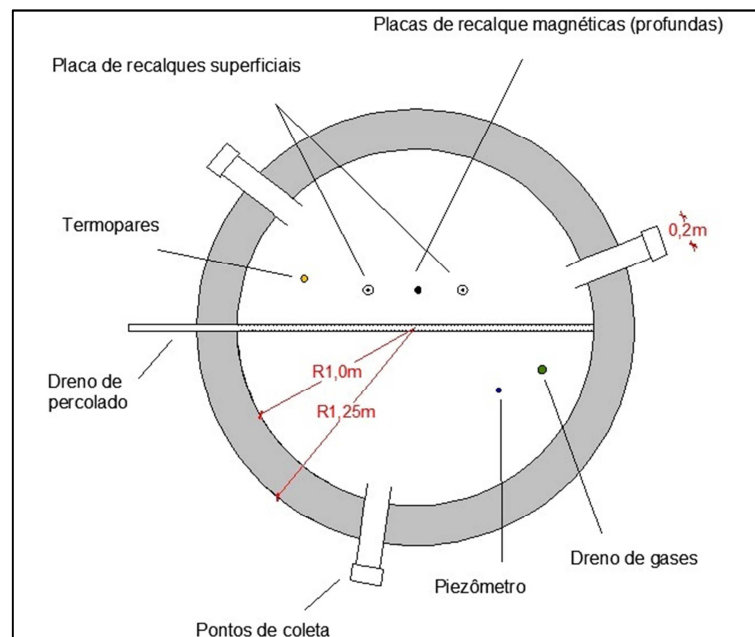


Figura 14 – Corte longitudinal da célula experimental.



A instrumentação da célula experimental é descrita a seguir:

- Piezômetro: para o monitoramento da presença de líquidos. Consiste em um tubo de PVC de 25 mm, com furos nas paredes da parte inferior do tubo e coberto com tela de nylon, conforme Figura 15. As variações do nível de lixiviado são medidas com um sensor de nível de água.

Figura 15 – Piezômetro.



- Termopares: usados para o monitoramento da temperatura no interior da célula experimental. Foram instalados cinco termopares do tipo K a cada 0,5 m de profundidade (Figura 16). Estes termopares consistem em um par de metais de cobre e cromo unidos em uma ponta, que são sensíveis à temperatura, gerando correntes elétricas proporcionais à temperatura. Estas correntes foram medidas na superfície por um termômetro elétrico (Figura 16). A calibração foi feita com o uso de um termômetro de mercúrio como referência.

Figura 16 – a: termopares no centro da célula experimental; b: termopares; c: termômetro digital; d: monitoramento da temperatura.



- Medidores de recalques superficiais e em profundidade: para o monitoramento dos recalques, foram utilizadas placas de metálicas circulares com diâmetros aproximados de 150 mm, confeccionadas em aço e revestidas com uma película anticorrosiva. As placas de recalques superficiais contêm no seu centro uma haste metálica de aproximadamente 60 cm de altura e as placas de recalques em profundidade possuem um imã capaz de produzir campo magnético (Figura 17).

Figura 17 – Placas para monitoramento dos recalques.



- Tubo para drenagem de gases (Figura 18): consiste em dois tubos perfurados de PVC, um com 100 mm de diâmetro projetado para proteger o segundo com 40 mm de diâmetro que está inserido no interior do tubo maior, sendo o espaço existente entre os tubos preenchido com pedra britada para evitar obstrução dos furos. Esse sistema permite a saída por ascensão dos gases gerados pela degradação dos resíduos.

Figura 18 – Drenagem dos gases.



- Tubo para drenagem de líquidos (Figura 19): posicionado na base da célula experimental, tem a função de drenar todo o lixiviado produzido pela degradação dos RSU e as águas infiltradas no maciço sanitário. Consiste em um tubo de PVC perfurado com 40 mm de diâmetro apoiado sobre uma camada de pedra britada, que cruza diametralmente a célula e possui uma saída lateral com controle de vazão.

Figura 19 – Dreno de líquidos percolados.



3.3 Planejamento Estatístico da Coleta e Amostragem dos Resíduos

Visando obter amostras representativas dos RSU da Cidade de Campina Grande - PB verificou-se a necessidade de se estabelecer um plano de amostragem, através de um

planejamento estatístico. Este plano baseou-se nas informações obtidas junto à Diretoria de Limpeza Urbana (DLU) e ao Instituto Brasileiro de Geografia Estatística. Para isso, foram utilizados dados do censo populacional do IBGE (2010), juntamente com dados da geração de resíduos na cidade, para desenvolvimento de uma metodologia de amostragem, com o intuito de representar fielmente a composição dos resíduos sólidos gerados na cidade de Campina Grande.

O plano de amostragem foi delimitado de modo a se obter uma amostra representativa dos resíduos da cidade de Campina Grande. Através da Equação 13 determinou-se estatisticamente o número de bairros amostrados que representem significativamente a Cidade, com 95% de confiança. Em seguida dividiu-se a cidade em quatro diferentes zonas (norte, sul, leste e oeste) e distribuiu-se o número de bairros amostrados em cada zona de forma proporcional ao total de bairros existentes. A Tabela 5 apresenta a quantidade de bairros selecionados em cada zona.

$$n = \frac{Z^2 * \hat{p} * \hat{q} * N}{d^2 * (N - 1) + Z^2 * \hat{p} * \hat{q}} \quad (13)$$

Onde: n = tamanho da amostra aleatória simples a ser selecionada da população;

N = tamanho da população;

Z = abscissa da normal padrão;

\hat{p} = estimativa da proporção;

$\hat{q} = 1 - \hat{p}$;

d = erro amostral.

Tabela 5 – Total de bairros por zona e quantidade de bairros amostradas em cada zona.

Zona	Total de bairros	Bairros amostrados
Norte	28	3
Sul	32	4
Leste	14	2
Oeste	26	3
TOTAL	100	12

A partir dessa divisão foi feito o sorteio dos bairros a fim de selecionar os locais de coleta dos resíduos. A Figura 20 apresenta os bairros sorteados das quatro zonas da cidade de Campina Grande – PB.

Figura 20 – Mapa dos bairros da cidade de Campina Grande, com destaque para os bairros sorteados.



Fonte: Adaptado de Farias (2014).

A quantidade de RSU a serem coletados foi determinada conforme Equação 14, sendo distribuída de forma proporcional a população de cada bairro. A Tabela 6 apresenta a massa em quilogramas de resíduos coletados por bairro para garantir a representatividade da amostra.

$$n = \frac{Z^2 * \sigma^2 * N}{d^2 * (N - 1) + Z^2 * \sigma^2} \quad (14)$$

Onde: Z = abscissa da normal padrão;

σ^2 = variância populacional;

N = tamanho da população;

d = erro amostral.

Tabela 6 – Massa de resíduos coletados nos bairros sorteados.

Zona	Bairro	Resíduos (Kg)
Norte	Conceição	271,13
	Nações	110,85
	Palmeira	448,66
Sul	Estação Velha	261,20
	Jardim Paulistano	632,84
	São José	311,41
	Velame	475,90
Leste	José Pinheiro	1.270,24
	Nova Brasília	739,97
Oeste	Dinamérica	431,95
	Malvinas	3.052,04
	Quarenta	393,87
Total		8.400,06

Deste total de resíduos coletados, 7.804,80 Kg foram destinados ao enchimento da célula experimental e 595,26 Kg foram destinados à caracterização geotécnica, microbiológica e físico-química inicial dos resíduos.

A frequência do sistema de coleta em Campina Grande ocorre em dias alternados, sendo este sistema dividido em 24 roteiros, em função da frequência, horário e percurso do caminhão de coleta. Analisando o roteiro de coleta da cidade fornecido pela DLU da Prefeitura Municipal de Campina Grande (PMCG) determinou-se estatisticamente uma rota para coleta dos resíduos que foi executada com autorização concedida pela PMCG em acordo com a empresa coletora.

3.4 Coleta e Amostragem

A coleta nos bairros sorteados foi realizada de maneira especial em caminhão basculante, sendo efetuada a pesagem imediata dos resíduos de acordo com a quantidade específica para cada bairro, conforme descrito na Tabela 6.

As coletas ocorreram entre os dias 8 e 10 de setembro de 2011, nos três turnos. Quando o caminhão atingia sua capacidade de volume e carga, ele era encaminhado para Universidade Federal da Campina Grande (UFCG), onde os resíduos eram descarregados e o caminhão retornava ao seu trajeto pelas ruas da cidade. A Figura 21 ilustra como ocorreram essas etapas que foram repetidas até que fosse atingido o total de 8,4 toneladas de resíduos coletados.

Figura 21 – a: coleta dos resíduos nos bairros da cidade; b: pesagem dos resíduos; c: descarregamento dos resíduos nas dependências da UFCG; d: Disposição dos resíduos na UFCG para caracterização e enchimento da célula.



Para a realização da coleta e amostragem utilizou-se o procedimento recomendado pela norma NBR 10007 (ABNT, 2004) - Amostragem de Resíduos. Para a obtenção de uma

amostragem significativa e representativa dos resíduos foram realizadas as seguintes etapas (Figura 22):

1. Descarregamento dos resíduos do caminhão.
2. Homogeneização dos resíduos com auxílio de uma enchedeira.
3. Após homogeneização dos resíduos iniciou-se o seu quarteamento.
4. Das quatro pilhas formadas duas foram descartadas e duas homogeneizadas, formando uma única pilha resultante das pilhas de lados opostos.
5. Após o procedimento de homogeneização e quarteamento foram retirados da pilha resultante amostras para a caracterização inicial dos RSU.
6. Por fim, os resíduos restantes foram pesados e depositados no interior da célula experimental.

Figura 22 – a: abertura das sacolas; b: homogeneização; c: quarteamento; d: pesagem para enchimento da célula experimental.



3.5 Caracterização Inicial dos RSU

3.5.1 Caracterização Geotécnica

A caracterização inicial geotécnica dos RSU constou de análise granulométrica, compactação e massa específica aparente solta e compacta dos resíduos. Estes estudos foram desenvolvidos por Farias (2014). A metodologia desses e de outros parâmetros serão descritos no item 3.8, referente à retroalimentação da célula experimental, que ocorreu durante o desenvolvimento deste trabalho e uma nova caracterização dos resíduos foi realizada antes da retroalimentação da célula experimental.

3.6 Enchimento de Célula Experimental

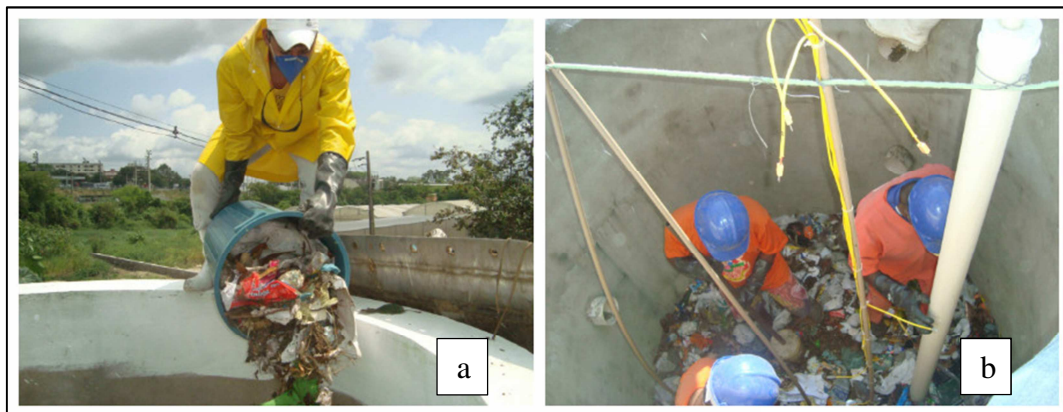
Para o enchimento da célula experimental, inicialmente compactou-se um solo com características de baixa permeabilidade, que foi utilizado tanto na camada de base quanto na de cobertura da célula experimental. A camada de base foi recoberta por brita para proporcionar a drenagem dos líquidos lixiviados. Araújo et al. (2014) caracterizaram o solo que foi utilizado como camada de base e cobertura da célula experimental.

A pilha de resíduos destinada ao enchimento da célula experimental, que já tinha sido homogeneizada e quarteada, foi colocada em baldes plásticos, de peso e volume conhecidos. Após pesagem eram elevados, com auxílio de uma enchedeira, até a borda da célula experimental. Em seguida, os resíduos foram depositados e compactados no interior da célula experimental até que os RSU atingissem a altura pré-estabelecida.

Ao final, os resíduos foram recobertos com a camada impermeabilizante de cobertura, cujo peso resultou em um deslocamento de aproximadamente 0,1 m.

A Figura 23 ilustra como ocorreu o processo de enchimento e compactação dos resíduos na célula experimental.

Figura 23 – a: disposição dos resíduos na célula experimental; b: acomodação e compactação dos resíduos.



Quando os resíduos atingiram a cota pré-estabelecida na célula experimental, inseriu-se a camada de cobertura para isolar ou atenuar as interações do maciço sanitário com o meio ambiente.

3.7 Monitoramento da Célula Experimental

Após a execução das etapas iniciais de enchimento e caracterização dos resíduos, a célula experimental passou a ser monitorada, a partir de ensaios laboratoriais e *in situ*, para controle da evolução dos parâmetros geotécnicos, físico-químicos e microbiológicos dos RSU.

A célula de resíduos foi monitorada no período de setembro de 2011 a novembro de 2015. Nos quinze primeiros meses o monitoramento dos recalques era realizado semanalmente, após este período foi verificada a proximidade entre os dados e as medições passaram a ser mensalmente. Após a retroalimentação (item 4.8), os recalques inicialmente foram monitorados diariamente, a partir do momento que os posicionamentos das placas se repetiam por três leituras consecutivas passou a monitorar-se semanalmente, e no término do monitoramento quinzenalmente.

As deformações verticais ocorridas no interior da célula experimental foram obtidas por duas metodologias, uma aplicada a recalques superficiais e a outra a recalques em profundidade.

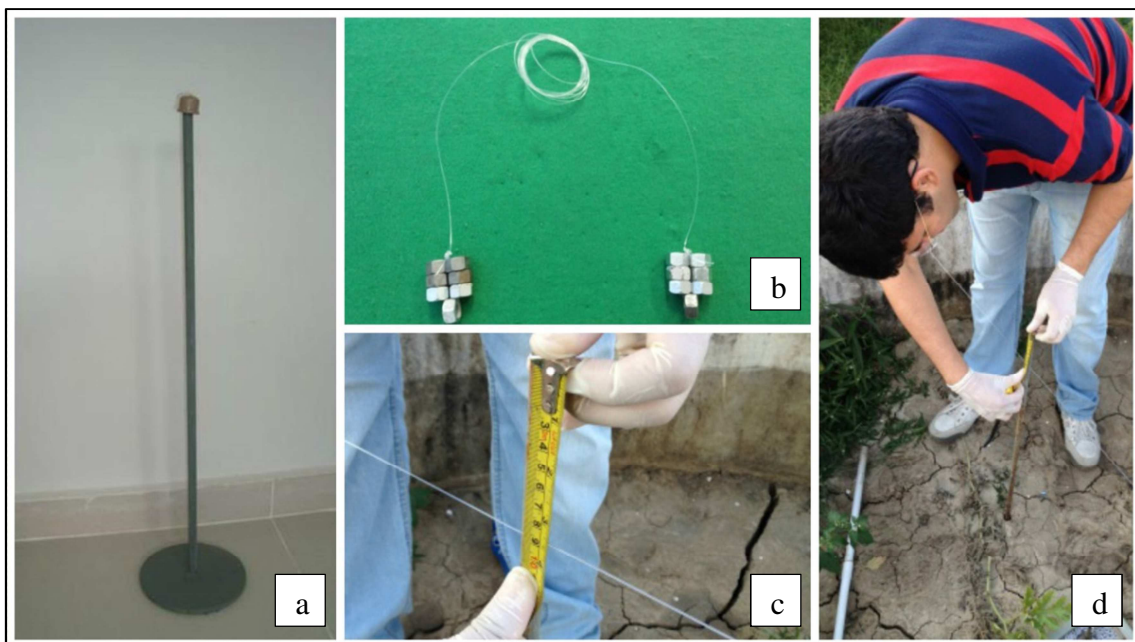
3.7.1 Recalques superficiais

Os recalques superficiais foram monitorados seguindo os procedimentos descritos por Leite (2008), Melo (2011) e Farias (2014), com adaptações necessárias ao estudo específico. Para obtenção desse parâmetro, mediram-se os deslocamentos verticais de duas placas metálicas, com 0,15 m de diâmetro, revestidas com película anticorrosiva e no centro uma haste de aproximadamente 0,6 m. As duas placas foram instaladas após o enchimento da célula experimental, ficando localizada na interface resíduos/solo da camada de cobertura.

As medições dos recalques superficiais consistiram em esticar um fio de nylon horizontalmente, fixando-a na borda da célula experimental que representava o referencial fixo das medições, em seguida com auxílio de uma escala realizou-se a medição da distância vertical entre a parte inferior da corda até o início das hastes (Figura 24).

As hastes das placas superficiais foram protegidas por um tubo de PVC de 20 mm de diâmetro com o propósito de evitar o atrito lateral da haste com o solo da camada de cobertura.

Figura 24 – a: placas de recalques superficiais; b: fio de nylon utilizado para nível de referência; c e d: medição dos recalques superficiais.



3.7.2 Recalques em profundidade

Os recalques em profundidade foram monitorados seguindo os procedimentos descritos por Leite (2008), Melo (2011) e Farias (2014), com adaptações necessárias ao estudo específico. Para obtenção dessas medidas foram confeccionadas seis placas metálicas de 0,20 m de diâmetro, revestidas com uma película anticorrosiva, contendo uma abertura central de aproximadamente 0,05 m. Nestas placas foram acoplados imãs para gerar um campo magnético.

As placas em profundidades foram instaladas durante o enchimento da célula experimental. Quando os resíduos atingiam a cota pré-estabelecida de cada placa introduziu-se na célula experimental, através de um tubo guia de PVC de 0,02 m de diâmetro, as placas em profundidade.

As leituras dos recalques em profundidades foram realizadas a partir da introdução de um guia com sensor magnético na ponta, revestido com mangueira graduada, no interior do tubo de PVC instrumentado com as placas em profundidade no centro da célula experimental, com intuito de identificar a localização da placa magnética. Tal sensor foi acoplado a um ohmímetro digital, que exibia uma oscilação negativa quando se aproximava das placas metálicas. A Figura 25 ilustra como ocorreram as análises dos recalques em profundidade.

Figura 25 – a: placa de recalque em profundidade; b: ohmímetro; c: inserção do sensor magnético no tubo PVC.



Desta maneira, marcava-se na mangueira o momento da oscilação, retirando-a em seguida do tubo de PVC e com um auxílio de uma trena, mediu-se a distância exata em que o sensor identificou a placa.

3.8 Retroalimentação

Devido a recalques expressivos que o maciço sanitário sofreu ao longo do monitoramento, chegando a estabilizar o posicionamento de diversas placas e a necessidade de realizar manutenções no sistema de monitoramento para evitar entradas preferenciais de ar que comprometiam os estudos referentes à geração de gás desenvolvido pelo GGA. Realizou-se uma retroalimentação na célula experimental com o propósito de corrigir as falhas e aperfeiçoar o sistema.

Para realizar esta operação, um novo planejamento estatístico foi elaborado para amostragem e coleta do RSU. O procedimento de amostragem e coleta dos RSU seguiu os métodos descritos nos itens 3.3 e 3.4, variando apenas a quantidade de resíduos coletado em cada bairro, conforme descrito na Tabela 7.

Tabela 7 – Massa de resíduos coletados nos bairros para realização da retroalimentação.

Zona	Bairro	Resíduos (Kg)
Norte	Conceição	108,45
	Nações	44,34
	Palmeira	179,46
Sul	Estação Velha	104,48
	Jardim Paulistano	253,14
	São José	124,56
	Velame	190,36
Leste	José Pinheiro	508,09
	Nova Brasília	295,98
Oeste	Dinamérica	172,78
	Malvinas	1.220,82
	Quarenta	157,55
Total	-	3.360,01

Dos resíduos coletados 401,3 Kg foram destinados caracterização inicial e 2.958,7 Kg foram inseridos na célula experimental. Para isto, retirou-se a camada de cobertura, inseriu-se a nova camada de RSU e de solo compactado (solo com característica semelhante à utilizada na camada de base e cobertura do enchimento da célula experimental).

Durante a retroalimentação, que ocorreu no dia 11 de abril de 2015, foi realizada a manutenção da instrumentação da célula experimental e foram inseridas também mais uma placa em profundidade, três termopares e as placas superficiais que já existiam na célula foram transferidas para a interface RSU novos e camada de cobertura. As Figuras 26 e 27 apresentam a configuração da célula experimental antes da operação da retroalimentação e após a retroalimentação, respectivamente.

Figura 26 – Configuração da célula experimental antes da operação da retroalimentação.

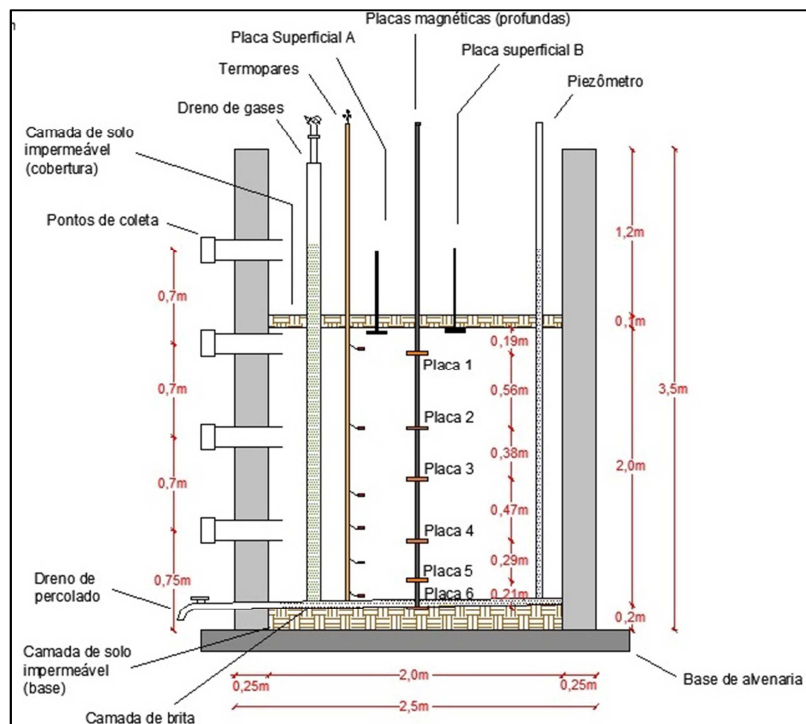
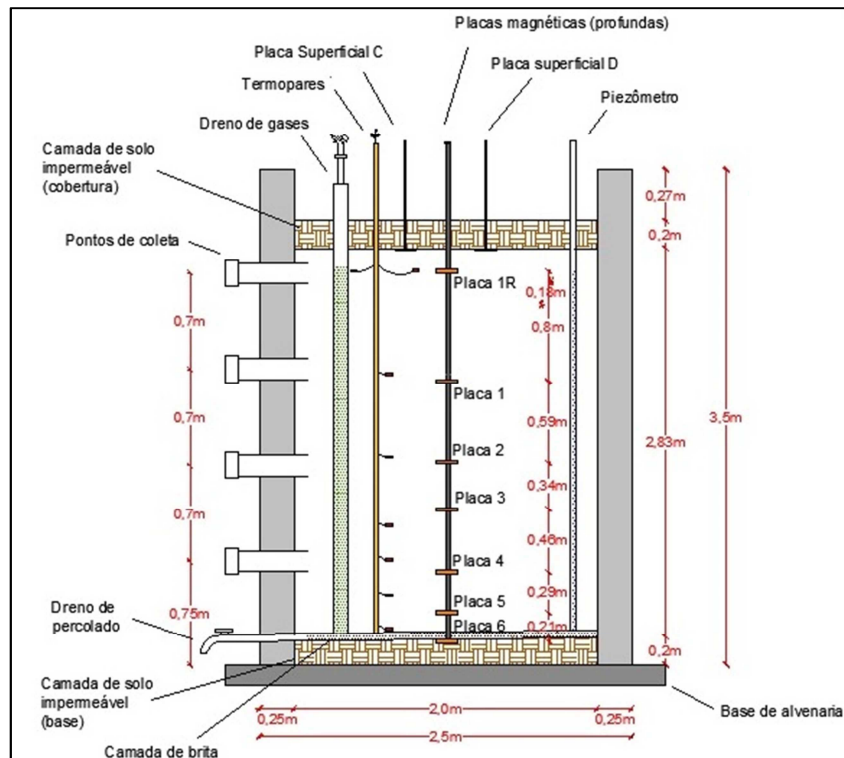
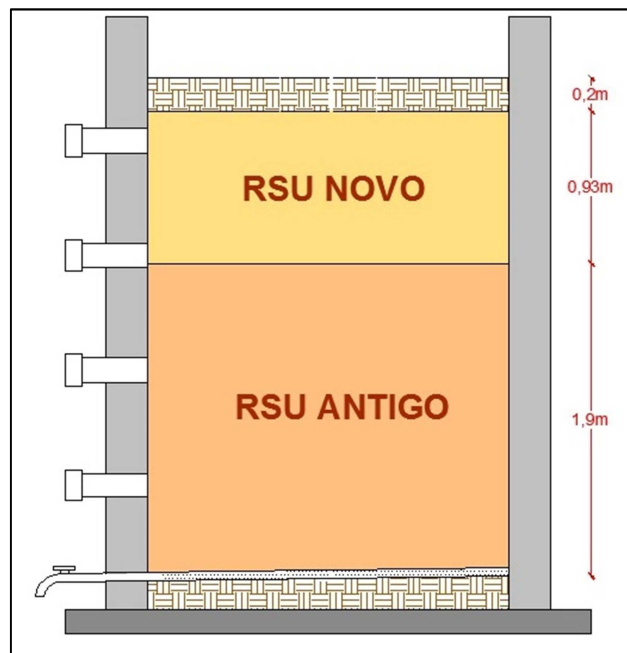


Figura 27 – Configuração da célula experimental após a retroalimentação.



Na Figura 28 pode-se observar a célula experimental quanto a disposição dos resíduos após a retroalimentação, sendo considerado como RSU antigos os resíduos dispostos durante o enchimento da célula experimental e RSU novos os resíduos dispostos durante a retroalimentação.

Figura 28 – Configuração da disposição dos resíduos na célula experimental após retroalimentação.



Simultaneamente à retroalimentação, foi realizada a nova caracterização dos resíduos, seguindo os procedimentos metodológicos descritos nos itens a seguir.

3.8.1 Caracterização inicial dos resíduos utilizados na retroalimentação

A caracterização inicial dos resíduos utilizados na retroalimentação foi realizada através das análises de composição gravimétrica e volumétrica, granulométrica, compactação *in situ* e em laboratório, massa específica aparente solta e compacta, massa específica real e adensamento.

3.8.1.1 Composição gravimétrica e volumétrica

A composição gravimétrica para este estudo foi baseada na metodologia de Lipor (2000) com adaptações de Leite (2008) e Pereira et al. (2010).

Para a determinação da composição gravimétrica foram utilizados recipientes de aproximadamente 65 L para retirada de amostras da pilha de RSU resultante do quarteamento realizado durante a retroalimentação. A coleta dos resíduos ocorreu nas laterais da base, do centro e do topo da pilha de resíduos. Este material foi pesado, resultando aproximadamente

136 Kg de resíduos e em seguida disposto em um local coberto com lona plástica para a realização da triagem do material (Figura 29).

Figura 29 – a: locais de retiradas da amostra; b: resíduos para composição; c: pesagem do material.



Em seguida realizaram-se a triagem e pesagem dos resíduos. Sua separação e classificação foram realizadas segundo as subclasses de: plásticos, metal, vidro, compósitos, têxteis sanitários, papel e papelão, matéria orgânica e outros, definindo assim, a composição gravimétrica. Para determinar o percentual de cada componente presente nos resíduos através da determinação da massa destes em relação à massa total utilizou-se da Equação 14.

$$CG = \frac{P_c}{P_t} \quad (14)$$

Onde: CG = Composição gravimétrica (%);

P_c = peso de cada fração segregada (Kg);

P_t = peso total dos resíduos destinados a composição gravimétrica (Kg).

Após o procedimento da composição gravimétrica, realizou-se a composição volumétrica com o mesmo material separado e classificado pela gravimetria, onde foram

feitas leituras de volumes de resíduos soltos, através da Equação 15. Em seguida, os resíduos foram compactados estaticamente, simulando a compactação ocorrida no interior da célula experimental, com o auxílio de um soquete de peso igual a 49 Kg, obtendo-se a composição volumétrica dos resíduos compactados (Figura 30).

$$V = \frac{\pi h(R^2 + Rr + r^2)}{3} \quad (15)$$

Onde: V = volume dos resíduos;

h = altura encontrada;

R = raio maior;

r = raio menor.

Figura 30 – a: Pesagem do soquete; b: identificação dos recipientes; c: aplicação do carregamento; d: medição da altura e diâmetro ocupado pelos resíduos.



Este peso compactador foi aplicado três vezes sobre a amostra de resíduos, respeitando o tempo cronometrado, 30 segundos de aplicação da carga sobre a amostra e 10 segundos de suspensão do soquete.

3.8.1.2 Granulometria

A determinação da granulometria dos RSU fundamenta-se na adaptação da NBR 7181 (ABNT, 1984), que descreve o ensaio de granulometria para solos. Este ensaio utilizou as contribuições de Alcântara (2007) e Farias (2014). Para classificar a fração fina seguiram-se os procedimentos descritos em REMECOM (Réseau Européen de Mesures Pour la Caractérisation des Ordures Ménagér), Defra (2004), que reconhece como finos a quantidade de material que passa na peneira de espessura igual à 20 mm.

A preparação da amostra de RSU para o ensaio de granulometria foi obtida a partir da pilha de resíduos destinada à caracterização inicial, de onde retiram-se dois baldes (com capacidade de 65 L) para secagem ao ar livre. Após 46 dias de secagem, os resíduos foram homogeneizados e depois separados em quatro pilhas iguais. Posteriormente, duas pilhas foram descartadas e duas pilhas foram novamente homogeneizadas. Da pilha final homogeneizada, foram retirados 10 Kg para o ensaio de granulometria (Figura 31).

Figura 31 – a: secagem dos resíduos ao ar livre; b: homogeneização manual dos resíduos; c: quarteamento; d: pesagem de 10 Kg de amostra para ser levada ao laboratório.



No laboratório, realizou-se ensaio de granulometria para a porção grossa e para porção fina dos resíduos. Para o peneiramento da parte grossa foram utilizadas cinco peneiras, sendo

uma peneira de forma circular e quatro retangulares de área aproximadamente 0,4 m², todas com malhas metálicas. Na primeira etapa, o processo de separação foi manual com auxílio de uma peneira circular de 76,2 mm (diâmetro da malha). Em seguida, com ajuda do agitador mecânico, iniciou-se o peneiramento da segunda etapa utilizando peneiras retangulares de 50,8 mm até 19,1 mm. Por fim, o material retido em cada peneira foi levado para a estufa a 60°C durante 48 h (Figura 32).

Figura 32 – a: série de peneiras; b: pesagem dos resíduos; c: peneiramento sob agitação mecânica; d: material retido nas peneiras.



Os resultados obtidos a partir das massas retidas em cada peneira são calculados a partir das seguintes Equações 16 e 17.

$$PR = \frac{MR}{MST} * 100 \quad (16)$$

$$PP = 100 - PR \quad (17)$$

Onde: PR = Porcentagem retida no peneiramento grosso;

MR = Massa retida;

MTS = Massa total seca;

PP = Porcentagem que passa no peneiramento grosso.

O peneiramento da fração fina foi realizado através de peneiras circulares, com malhas variando de 9,5 mm a 0,072 mm. Pesou-se 1 Kg da amostra passante na peneira de malha 19,1 mm, e em seguida foi realizado o peneiramento por método manual (Figura 33).

Figura 33 – a: amostra passante na peneira #19,1mm; b: série de peneiras circulares; c: pesagem de 1Kg da amostra passante na peneira #19,1mm; d: peneiramento manual da fração fina.



A lavagem da amostra foi realizada na peneira 0,072 mm como estabelece a NBR 7181 (ABNT, 1984). Por fim, o material retido em cada peneira foi pesado.

Os resultados obtidos a partir das massas retidas em cada peneira para a fração fina são calculados a partir das seguintes equações 18 e 19.

$$PR = \frac{MR}{MTSPF} * 100 \quad (18)$$

$$PP = (100 - PR) - N \quad (19)$$

Onde: PR = Porcentagem retida no peneiramento fino;

MR = Massa retida;

MTSPF = Massa total seca da parte fina;

PP = Porcentagem que passa no peneiramento fino;

N = Fração que a massa fina representa do total da amostra.

3.8.1.3 Compactação

A amostra de resíduos utilizada neste ensaio foi retirada da mesma pilha de resíduos destinados ao ensaio de granulometria, onde secaram-se os resíduos ao ar livre por 46 dias e coletaram-se 7 Kg de RSU para execução do ensaio.

O ensaio de compactação dos resíduos foi realizado através de uma adaptação da metodologia de compactação de solos da NBR 7182 (ABNT, 1986). Como parte da adaptação da norma, foi utilizado um molde do cilindro grande, padrão CBR com volume de 4098,9 cm³, soquete grande com peso de 4640,0 g caindo de uma altura de 0,465 m. Ainda que utilizando a energia Proctor Normal foi necessário utilizar o cilindro maior para melhor acomodação dos resíduos, que apresentam composição e tamanho dos grãos diferentes das partículas que compõem o solo.

Inicialmente adicionou-se uma quantidade inexata de água à amostra de RSU até se verificar uma consistência adequada. Em seguida realizou-se a homogeneização da mistura (água + amostra de RSU). A compactação foi realizada com adição de 6 % de água para o primeiro ponto e 4 % para os outros 4 pontos subsequentes. Em cada ponto os resíduos foram distribuídos em 5 camadas iguais e, em cada camada, aplicou-se 12 golpes distribuídos uniformemente com energia Proctor Normal (Figura 34).

Figura 34 – Realização do ensaio de compactação. a: adição de água à amostra; b: aplicação da energia Proctor Normal; c: corpo de prova após a compactação.



Desse modo foi possível determinar a massa específica seca máxima, teor de água ótimo e o grau de compactação dos resíduos, sendo os dois primeiros determinados pela curva de compactação dos RSU e o último pela Equação 20.

$$GC = \frac{\gamma_d^{campo}}{\gamma_d^{máximo}} \quad (20)$$

Onde: GC = Grau de compactação

γ_d^{campo} = Massa específica de campo (célula experimental)

$\gamma_d^{máximo}$ = Massa específica seca máxima (laboratório)

3.8.1.4 Massa específica aparente solta e compactada

A massa específica aparente solta com teor de água natural foi determinada a partir da pesagem dos resíduos destinados a composição gravimétrica e volumétrica. Cada componente dos RSU foram segregados em baldes plásticos de 65 L, etiquetados e tarados. Os recipientes

foram preenchidos manualmente com os componentes dos RSU, sem compactação, até a borda ou até cessar a quantidade do componente específico. Registraram-se então todos os pesos e volumes correspondentes a cada constituinte dos resíduos e obteve-se assim a massa específica aparente solta de cada material e dos resíduos de um modo geral. O ensaio seguiu recomendações de D'Almeida e Vilhena (2000) e CETESB (1990).

A massa específica aparente solta da amostra foi calculada pela relação entre a massa e o seu volume de acordo com a Equação 21.

$$\rho = \frac{M}{V} \quad (21)$$

Onde: ρ : massa específica (Kg/m³);

M: massa de resíduos (Kg);

V: volume do resíduo (m³).










Para a determinação da massa específica dos resíduos compactados registraram-se o volume ocupado por cada componente dos resíduos após a compactação realizada no ensaio de composição volumétrica dos resíduos compactos e utilizou-se a Equação 21.

Determinou-se também a massa específica dos resíduos compactados através da razão entre a massa de resíduos que foi destinada a retroalimentação da célula experimental e o volume que estes resíduos ocuparam. Só assim foi possível determinar a capacidade volumétrica de armazenamento dos resíduos na célula experimental.

3.8.1.5 Massa específica real

Para realização do ensaio de massa específica real dos RSU foram preparadas amostras de acordo com a composição gravimétrica dos RSU (Tabela 8) determinada por Farias et al. (2012), esta composição foi realizada para caracterizar os resíduos que foram utilizados no enchimento da célula experimental e que também representam, com 95% de confiança, a composição dos resíduos produzidos em Campina Grande – PB. Esses resíduos foram picotados (tamanho da partícula entre 1 e 3 cm) e homogeneizados, conforme ilustrado na Tabela 8.

Tabela 8 - Composição dos RSU de Campina Grande

Material constituinte do RSU	Composição gravimétrica (%)*
	Metal 2
	Vidro 2
	Papel e papelão 9
	Têxteis sanitários 6
	Orgânico 47
	Plásticos 23
	Compósitos 3
	Outros 8
	Total 100

*Fonte: Farias (2012).

Os ensaios de massa específica de RSU foram realizados por meio de adaptações da metodologia de Yesiller et al. (2014) e das normas D854 (ASTM, 2010) e NBR 6508 (ABNT, 1984) que tratam da determinação da massa específica de grãos de solo pelo método do picnômetro. Devido às dimensões do gargalo do picnômetro, é inviável o seu uso para RSU, uma vez que o processo de enchimento e retirada dos RSU, que tem partículas maiores comparadas às de solo, do aparelho seria bastante laborioso. Assim, uma das adaptações realizada neste estudo foi a substituição de picnômetros por frascos erlenmeyer de 250 ml.

Outra adaptação foi realizar o ensaio de massa específica real dos RSU sem imersão prévia em água. Acredita-se que durante este período de imersão pode haver degradação dos constituintes dos RSU. Porém, realizou-se também o ensaio com imersão em água para investigar se haverá diferença nos resultados obtidos. As etapas do ensaio são descritas abaixo (para o ensaio sem imersão prévia em água, a etapa 3 foi desconsiderada):

1. Calibração dos frascos de erlenmeyer a fim de obter os valores de massa e temperatura para o conjunto erlenmeyer + água destilada;
2. Pesagem da amostra – pesou-se 25 g de RSU para a realização dos ensaios (os testes foram realizados em triplicata); com o RSU restante, foi determinado o teor de água da amostra de acordo com WHO (1979) e NBR 6457 (ABNT, 1986);
3. Imersão da amostra em água – colocou-se a amostra a ser ensaiada em um becker com água destilada de tal forma que houvesse completa imersão do material por no mínimo 12 hrs;
4. Transferência da amostra para o erlenmeyer e completar 2/3 do volume do frasco com água destilada;
5. Aplicação de vácuo de, no mínimo, 88 KPa ao conjunto erlenmeyer + água destilada + RSU por no mínimo 15 min, agitando a amostra regularmente;
6. Adição de água destilada até 1 cm abaixo da marca de calibração e aplicar vácuo por mais 15 min;
7. Adição de água destilada (evitando a formação de bolhas) até a marca de calibração do frasco;
8. Aferição da massa e a temperatura do conjunto erlenmeyer + água destilada + RSU;
9. Determinação do valor de massa específica da amostra através da Equação 22 proposta pela NBR 6508 (ABNT, 1984).

$$\delta = \frac{M_1 \times 100 / (100 + h)}{\left[\frac{M_1 \times 100}{(100 + h)} \right] + M_3 - M_2} \times \delta_t \quad (22)$$

Onde: δ = massa específica dos RSU, em g/cm^3 ;

M_1 = massa do RSU úmido;

M_2 = massa do conjunto erlenmeyer + água destilada + RSU, na temperatura T de ensaio;

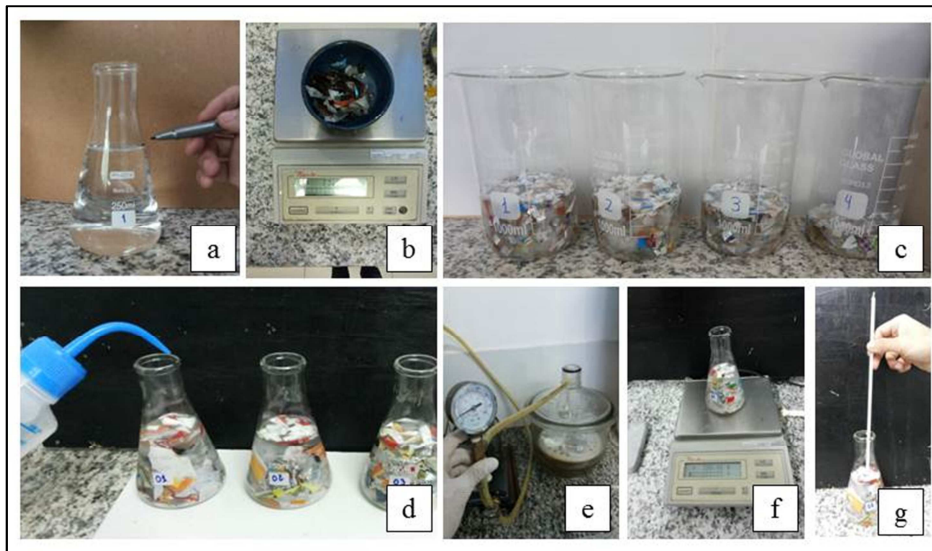
M_3 = massa do conjunto erlenmeyer + água destilada, na temperatura T de ensaio;

h = teor de água da amostra;

δ_t = massa específica da água, na temperatura T de ensaio.

A Figura 35 ilustra as etapas da execução do ensaio.

Figura 35 – Determinação da massa específica. a: Calibração dos erlenmeyers; b: pesagem da amostra de RSU; c: imersão dos resíduos em água; d: transferência da amostra para o erlenmeyer; e: aplicação do vácuo; f: aferição da massa e temperatura.



3.8.1.6 Adensamento de resíduos sólidos urbanos

Seguindo a metodologia de alguns trabalhos publicados na literatura técnica (Tapahuasco et al. 2010; Nandika et al., 2013; Bae e Kwon, 2015; Babu e Lakshmikanthan,

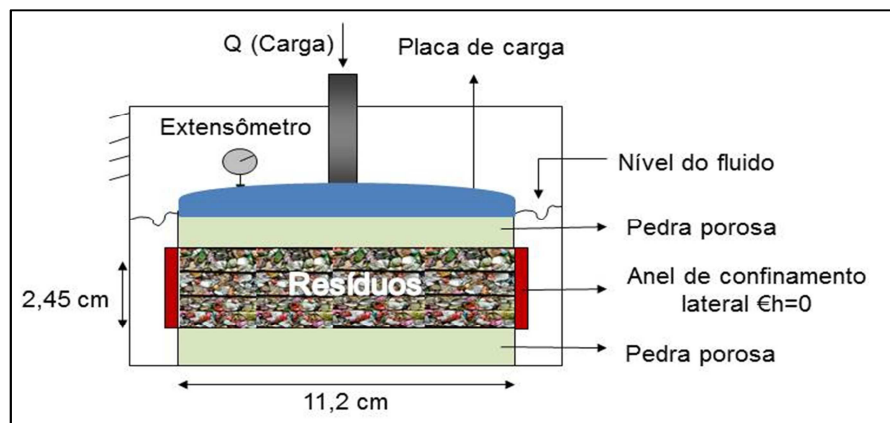
2015; Shi et al. 2015; Reddy et al., 2015) e com o propósito de melhor representar a compressibilidade dos RSU em termos de escala apropriada, foram executados 3 ensaios de compressão confinada em laboratório, para estudo da compressibilidade dos RSU. Foi utilizada uma prensa de compressão edométrica automatizada (Figura 36a) e uma célula edométrica com diâmetro interno de 11,2 cm e altura de 2,45 cm (Figura 36b).

Figura 36 – a: Prensa edométrica; b: célula edométrica.



A célula edométrica é constituída por duas faces porosas para drenagem no topo e na base da amostra e um anel de confinamento lateral rígido para evitar deformações horizontais, conforme ilustra a Figura 37.

Figura 37 – Características do sistema de compressão confinada utilizada.



A composição dos RSU para realização do ensaio foi determinada pelos resultados estatísticos de composição gravimétrica dos resíduos determinados por Farias et al. (2011)

que estão listados na Tabela 8. As partículas RSU foram trituradas (tamanho da partícula entre 1 e 3 cm) e homogeneizados, conforme ilustrado na Tabela 8.

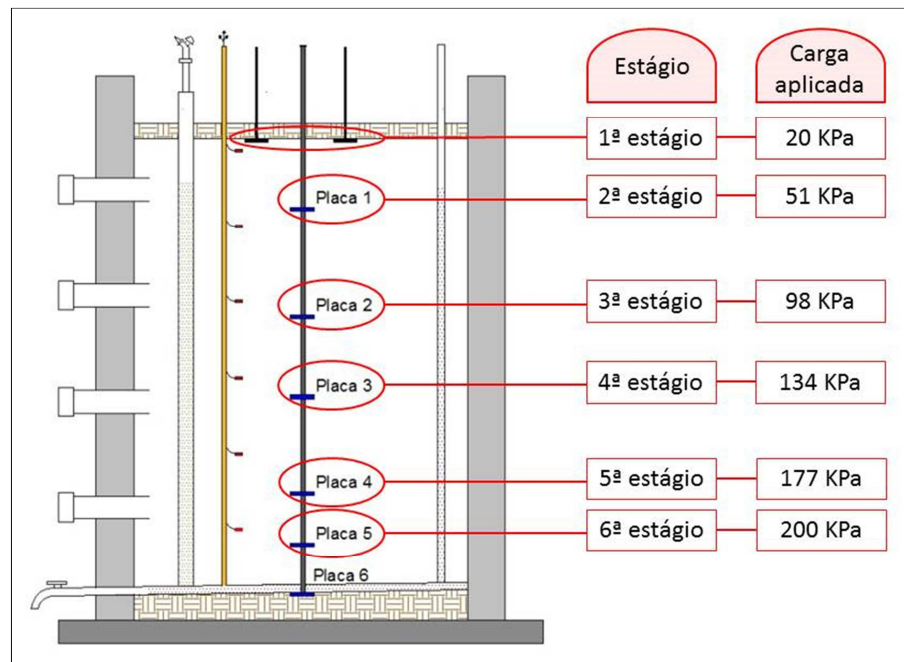
Os resíduos foram inseridos na célula edométrica manualmente em três camadas e comprimidos, conforme Figura 38. No primeiro ensaio, os resíduos foram comprimidos até atingirem massa específica úmida de $0,28 \text{ g/cm}^3$, o segundo de $0,35 \text{ g/cm}^3$ e o terceiro de $0,67 \text{ g/cm}^3$. No início dos três ensaios os resíduos apresentavam um teor de água de 31 %, 33 % e 51 %, respectivamente.

Figura 38 – Preparação da amostra para ensaio de adensamento.



Na execução de cada ensaio, foram aplicados vários estágios de carregamento vertical sobre a amostra do RSU. Os estágios de carregamento foram determinados conforme as tensões atuantes nos RSU da célula experimental. Desta maneira, selecionaram-se seis estágios de carregamento, cada estágio correspondeu as tensões aplicadas na cota das posições iniciais das placas superficiais e em profundidade, conforme ilustra Figura 39.

Figura 39 – Estágios de carregamento do ensaio de adensamento correspondentes as tensões aplicadas nos resíduos.



Os possíveis processos biodegradativos que possam ocorrer durante a realização do ensaio serão inibidos. De acordo com Liu et al. (2011) e Chen et al. (2010) a biodegradação pode ser eficazmente inibida na condição de pH mais baixo ou mais elevado e o valor de pH pode ser reduzido de forma significativa adicionando ácido acético, que tem densidade próxima a de água. O ácido acético foi adicionado nas amostras durante a execução do ensaio em substituição à adição de água, que geralmente é utilizada nos ensaios de adensamento para manter a amostra saturada.

Só assim foi possível estimar as deformações ocorridas na célula experimental por processos mecânicos e, conseqüentemente, biodegradativos.

Cada estágio de carregamento durou aproximadamente dois dias, momento em que a deformação dos resíduos apresentava-se constante ao longo do tempo.

Além do monitoramento das deformações nos ensaios edométricos de RSU, determinou-se a massa específica, teor de água e de sólidos voláteis dos resíduos no início e no término do ensaio. Desta maneira, analisaram-se possíveis fatores que possam influenciar o desenvolvimento dos ensaios edométricos de RSU e se certificar de que o ácido acético inibiu os processos biodegradativos, ocorrendo apenas deformações mecânicas.

A massa específica dos resíduos foi calculada conforme Equação 21. O teor de água foi determinado pelo método de base úmida, segundo Manassero et al. (1996), o mais

utilizado em resíduos sólidos. Uma quantidade representativa da amostra de resíduo sólido foi pesada e em seguida levada a uma estufa entre 100 e 110 °C por 24 h.

Após resfriamento as amostras foram pesadas em uma balança digital. Assim a água contida na amostra foi determinada através do peso perdido durante o processo, sendo o teor de água em cada amostra determinado pela Equação 23.

$$w = \frac{P_u - P_s}{P_u} * 100 \quad (23)$$

Onde: w = teor de água (%);

P_u = peso inicial do resíduo (g);

P_s = peso do resíduo após secagem à 100°C (g).

Já a metodologia empregada para determinação dos sólidos voláteis dos RSU foi baseado em WHO (1979). Conforme metodologia, após determinação do teor de água, os resíduos foram levados a mufla, onde gradativamente eleva-se a temperatura até atingir 550° C, mantendo-se por 30 min. Em seguida, resfriou-se, parcialmente ao ar livre, até que a maior parte do calor tenha sido dissipado. Transferiu-se para um dessecador, para o resfriamento final em uma atmosfera seca e então pesou-se a cápsula tão logo ela esfrie. Sendo o percentual de sólidos voláteis determinado pela Equação 24.

$$SV = \frac{P_s - P_{ss}}{P_s} * 100 \quad (24)$$

Onde: SV = sólidos voláteis (%);

P_s = peso do resíduo após secagem à 100°C (g).

P_{ss} = peso do resíduo após ignição à 550°C (g);

3.9 Modelagem Estatística

Os dados utilizados para desenvolvimento dos modelos correspondem às deformações específicas superficiais (média das placas superficiais A e B) que foram monitoradas de setembro de 2011 (dado zero – enchimento da célula experimental) a março de 2015 (mês que antecedeu a retroalimentação).

O processo de modelagem estatística desenvolvido consistiu na elaboração de modelo linear e não-linear, por meio de regressão simples. Para isto, construiu-se o diagrama de dispersão dos dados (deformação específica ao longo do tempo) para analisar o(s) tipo(s) de distribuição(ões) dos dados e as possíveis correlações existentes. Após este procedimento determinou-se o coeficiente de correlação existente entre as variáveis (deformação específica e tempo).

Na busca de estabelecer um modelo simples que descreva a relação entre duas variáveis normalmente distribuídas (deformação específica e tempo), procedeu-se com a regressão linear simples, Equação 25, desenvolvida por Galton (1886). Para cada tempo de monitoramento pode-se calcular um respectivo valor de deformação.

$$\hat{y} = a + bx + \varepsilon \quad (25)$$

Onde: \hat{y} = valor estimado das deformações específicas (variável dependente)

x = tempo (variável preditora)

a = coeficiente linear

b = coeficiente angular

ε = resíduo estatístico

Para descrever o comportamento das deformações verticais dos resíduos ao longo do tempo também foram avaliados os ajustes dos modelos não lineares, cujas Equações 26, 27 e 28 são apresentadas na Tabela 9.

Tabela 9 – Equações dos modelos não lineares a serem ajustadas as deformações específicas dos RSU confinados em uma célula experimental.

Modelo	Equação	
Logarítmico	$y = a \log_{10}(x) + b + \varepsilon$	(26)
Potencial	$y = ax^b + \varepsilon$	(27)
Polinomial	$y = a10^{-6} * x^2 + bx + c + \varepsilon$	(28)

Onde: \hat{y} = valor estimado das deformações específicas (variável dependente)

x = tempo (variável preditora)

a, b e c = coeficientes

ε = resíduo estatístico

A estimativa dos coeficientes foi feita pelo método dos mínimos quadrados ponderados, implementando a função *Nonlinear Least Squares Model Estimation*, do pacote *Advanced linear/nonlinear models*, do Statistica versão 8.0 (StatSoft, 2006), o qual utiliza uma variação do método iterativo de Gauss-Newton para obter a convergência. Os valores iniciais foram obtidos com base em uma análise exploratória dos dados.

O diagnóstico sobre a qualidade de ajuste dos modelos aos dados foi feito com base nos seguintes critérios: coeficiente de determinação (R^2), sendo considerado como melhor modelo aquele que fornece o maior valor do R^2 ; erro médio, que corresponde a diferença numérica entre o valor observado e o estimado, logo quanto menor for o erro médio, mais representativo será o modelo; critério de informação de Akaike (AIC), que indica como melhor aquele que apresentar os menores valores de AIC.

A análise de resíduos para as regressões foram realizadas através de interpretação gráfica e por meio dos teste: Kolmogorov-Smirnov, para verificar o pressuposto de normalidade residual; Durbin Wastson (1950), para verificar a independência e o teste de Breusch-Pagan (1979), para verificar a homoscedasticidade dos resíduos. As análises de independência e homoscedasticidade também foram realizadas através de interpretação gráfica. Esse é um passo muito importante no processo de ajuste de modelos de regressão, de modo que, se algum desses pressupostos não for atendido, o modelo não é adequado e esse desvio deve ser corrigido ou considerado no modelo para que ele apresente significância estatística.

Para a obtenção da estatística do teste de Breusch-Pagan, inicialmente determinaram-se os resíduos gerados pelo modelo de regressão e dados observados na célula experimental. Em seguida, elevaram-se os resíduos ao quadrado e os padronizaram de modo que a média do vetor de resíduos padronizados, denominados por u_i , seja 1. Esta padronização foi feita dividindo cada resíduo ao quadrado pela SQR/n em que SQR é a Soma de Quadrados dos Resíduos do modelo ajustado e n é o número de observações. Desta forma, cada resíduo padronizado é determinado através da Equação 29:

$$u_i = \frac{\varepsilon_i^2}{SQR/n} \quad (29)$$

Onde: u_i = resíduos padronizado;

ε_i^2 = quadrado dos resíduos;

SQR = soma de quadrado dos resíduos;

n = tamanho da amostra

Sendo o SQR determinado pela Equação 30:

$$SQR = \sum_{i=1}^n \varepsilon_i^2 \quad (30)$$

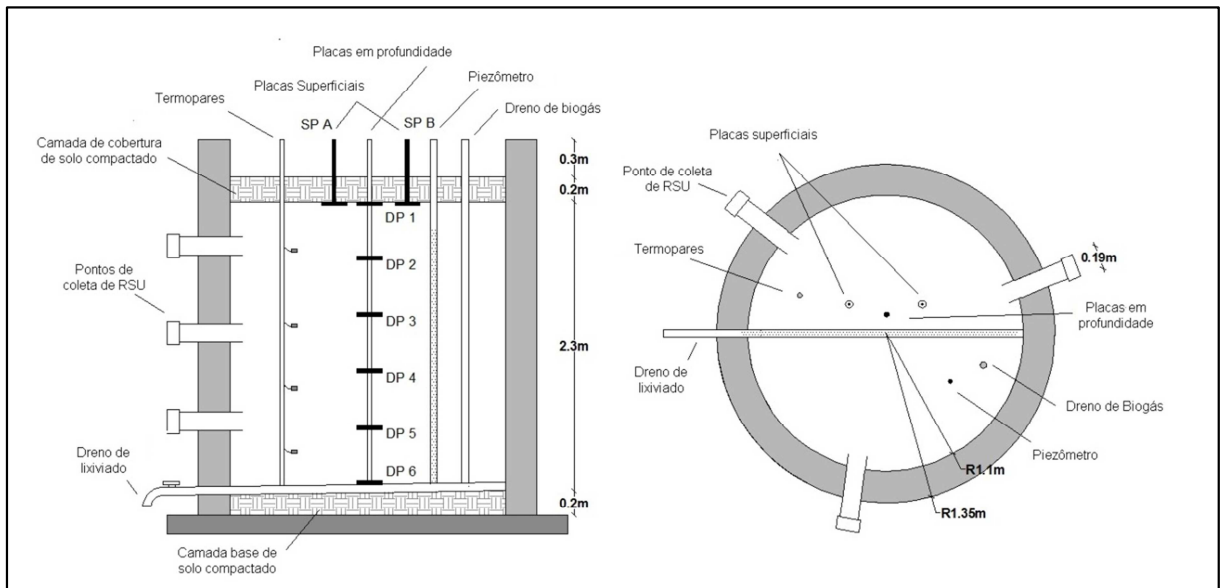
Por fim, realizou-se a regressão entre $u=(u_1, \dots, u_n)$ (variável resposta) e o vetor \hat{y} (variável explicativa) e obteve-se a estatística do teste, X_{BP}^2 , calculando a Soma de Quadrados da Regressão de u sobre \hat{y} e dividindo-se o valor encontrado por 2.

3.10 Validação dos Modelos Estatísticos

As validações dos modelos estatísticos, desenvolvidos neste estudo, ocorreram através do banco de dados do GGA que monitorou outras células experimentais de RSU.

Plota-se gráficos com a finalidade de comparar as deformações específicas monitoradas por Melo (2011) e Caribé (2015) em uma célula experimental (Figura 40) com 3 m de altura e 2 m de diâmetro, contendo resíduos sólidos da cidade de Campina Grande – PB e as previsões de deformações determinadas pelos modelos. Assim, foi possível avaliar a empregabilidade dos modelos e projetar o comportamento das deformações ao longo do tempo em outros sistemas de deposição de RSU.

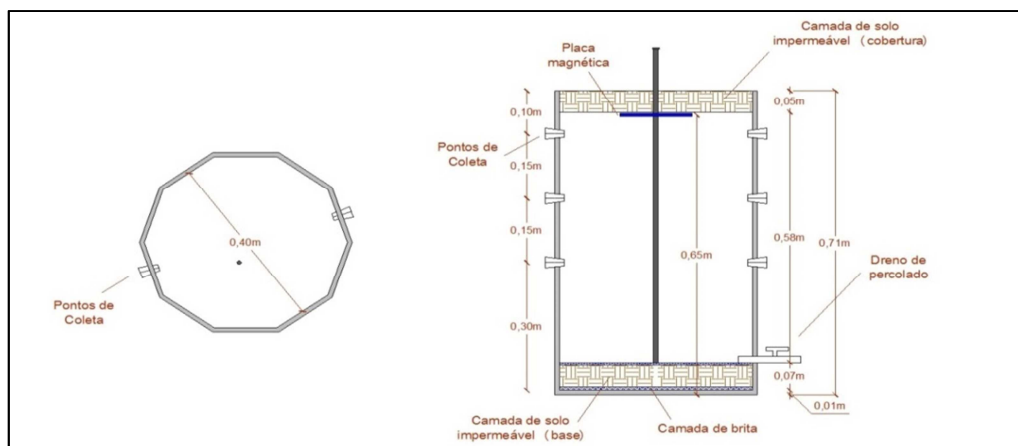
Figura 40 – Configuração da célula experimental monitorada por Melo (2011) e Caribé (2015).



Fonte: Adaptado Melo (2011)

Este mesmo procedimento foi realizado com as deformações específicas monitoradas por Araújo Neto et al. (2012) em uma célula experimental (Figura 41). Esta célula foi preenchida com RSU da cidade de Campina Grande na mesma época em que ocorreu o enchimento da célula experimental que serviu de base para o desenvolvimento dos modelos estatísticos. Logo, sua composição e condições ambientes foram semelhantes, se não iguais, a do biorreator que proporcionou o desenvolvimento dos modelos.

Figura 41 – Configuração da célula experimental monitorada por Araújo Neto et al. (2012b).



Fonte: Adaptado Araújo Neto et al. (2012b).

4 RESULTADOS

Para determinação de modelos estatísticos das deformações dos RSU é importante conhecer o seu complexo comportamento. Por isso, este estudo, além de apresentar alguns modelos estatísticos das deformações de maciços sanitários, avaliou as propriedades dos resíduos dispostos em uma célula experimental.

Os resíduos foram estudados como uma unidade geotécnica com aplicação de alguns conceitos e métodos da mecânica clássica dos solos, sendo incorporadas algumas peculiaridades do material quando necessário.

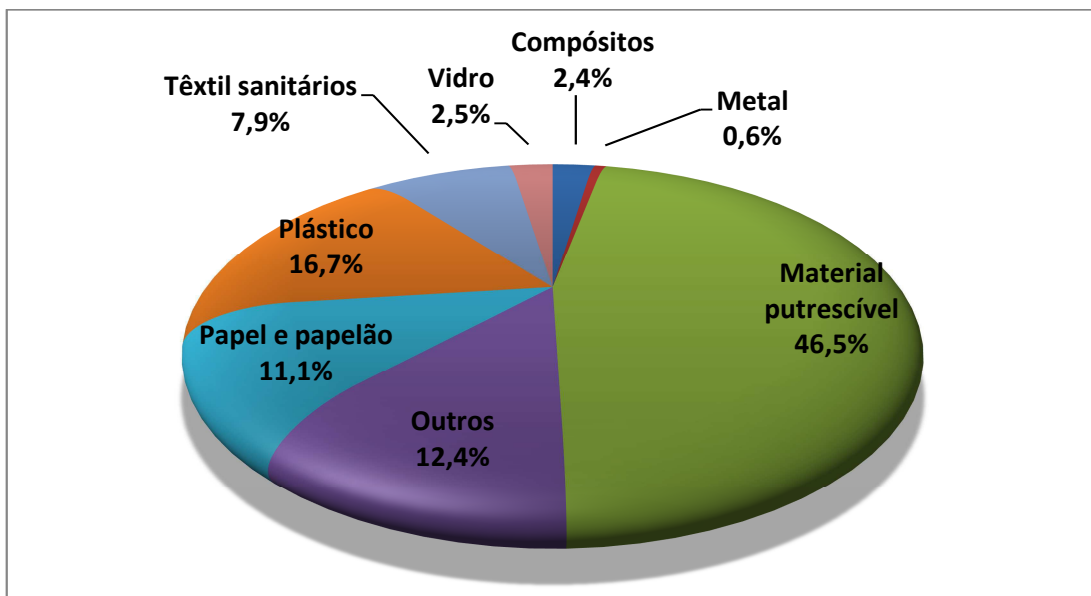
4.1 Características Iniciais dos RSU

4.1.1 Composição gravimétrica

A composição gravimétrica, que expressa o percentual da quantidade em peso de cada constituinte RSU da cidade de Campina Grande – PB e que caracteriza os resíduos da célula experimental pode ser observado na Figura 42.

Para simplificar a determinação da composição gravimétrica dos resíduos, selecionou-se as categorias material putrescível, plásticos, papel e papelão, têxteis sanitários, metais, vidros, compósitos e outros, que incluiu os demais tipos de RSU.

Figura 42 - Composição gravimétrica dos resíduos.



A Figura 42 mostra que 46,5% dos RSU produzidos em Campina Grande são materiais putrescíveis, este percentual conseqüentemente representa a fração de putrescível que está presente no interior da célula experimental. Esse elevado percentual proporciona deformações na massa de resíduos, resultando em grandes recalques, desde que haja condições favoráveis à biodegradação destes materiais.

Uma comparação feita entre diversos países do mundo mostra que os resíduos domiciliares no Brasil possuem uma das taxas mais elevadas de detritos orgânicos em sua composição, sendo caracterizados, portanto, como resíduos que produzem grande quantidade de lixiviado (MARIANO et al., 2007). Isto corrobora com os resultados obtidos na composição gravimétrica, onde a maior parcela encontrada foi de matéria orgânica.

Segundo Donha (2002), quanto menos desenvolvida for a população, maior será a predominância da quantidade de matéria orgânica presente nos resíduos. Este percentual vem gradativamente diminuído em países com alta concentração urbana e industrial. No cenário nacional, Campina Grande configura-se entre as cidades com baixo percentual de matéria orgânica nos resíduos, quando comparada com São Paulo, onde 58% dos resíduos produzidos, segundo Limpurb (2003) são materiais putrescíveis e com o Rio de Janeiro, que segundo Comlurb (2005), 63% dos resíduos produzidos são orgânicos. Segundo Boscov (2008), as cidades brasileiras apresentam elevado percentual de matéria orgânica nos resíduos, variando de 50% a 70%.

O teor de matéria orgânica é particularmente importante, pois quanto maior a quantidade de um determinado componente, mais próximo será as características gerais do maciço a este componente. Este teor preponderante de matéria orgânica, quando comparada com os demais componentes influenciará na geração de lixiviado, biogás, poro-pressões no interior do maciço, teor de água, na resistência, compressibilidade, adensamento e recalques.

O

Quadro 4 apresenta os estudos de composição gravimétrica realizados na cidade de Campina Grande – PB em anos anteriores ao dessa pesquisa assim como a composição obtida neste estudo.

Quadro 4 – Comparação entre estudos de composição gravimétrica dos RSU em Campina Grande – PB.

Componente	Ano da caracterização gravimétrica dos RSU				
	2008 ⁽¹⁾	2009 ⁽²⁾	2011 ⁽³⁾	2013 ⁽⁴⁾	2015
Plástico	11%	11%	23%	22%	17%
Matéria Orgânica	70%	66%	47%	43%	47%
Papel e papelão	6%	5%	9%	12%	11%
Outros	3%	6%	8%	9%	12%
Têxteis sanitários	7%	4%	6%	9%	8%
Compósitos	1%	1%	3%	-	2%
Metal	1%	3%	2%	3%	1%
Vidro	1%	4%	2%	2%	2%
TOTAL	100%	100%	100%	100%	100%

Fonte: (1) – Leite et al. (2008); (2) – Pereira et al. (2010); (3) – Farias et al. (2012); (4) – ECOSAM (2013).

A porcentagem de matéria orgânica determinada neste estudo foi inferior as obtidas por Leite et al. (2008), Pereira et al. (2010) e Farias et al. (2012), para estudo de composição gravimétrica dos RSU da cidade de Campina Grande – PB. Os dois primeiros autores encontraram percentuais de 70% e 66% de matéria orgânica nos RSU da cidade respectivamente, esta discrepância entre os valores obtidos por estes autores e o verificado neste estudo, pode ter ocorrido em decorrência de dois fatores: o uso de metodologias distintas e; a um possível aumento no consumo de materiais industrializados.

Leite et al. (2008) e Pereira et al. (2010) determinaram a composição com três bairros de Campina Grande – PB, com classes sociais distintas. Farias (2014), que realizou um planejamento estatístico, constatou que 46,9% dos RSU da cidade são orgânicos, este valor é próximo do encontrado neste estudo, existindo apenas uma redução de 0,4 % de matéria orgânica que pode ter ocorrido devido a mudança de hábitos alimentares, ou até mesmo ao erro amostral da metodologia adotada.

A ECOSAM (2013), empresa responsável pelo Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos de Campina Grande, verificou que 42% dos resíduos gerados no município são orgânicos, percentual próximo do determinado neste estudo.

O percentual de componentes considerados recicláveis, como plásticos (16,7%), papéis e papelões (11,1%), tiveram valores significativos, que somados as pequenas

quantidades de metais (0,6%), vidros (2,5%) e compósitos (2,4%), podem ser responsáveis por retardar o processo biodegradativo, prolongando o tempo necessário para que o maciço sanitário atinja seu recalque final, uma vez que os recalques secundários ocorrem devido aos processos biodegradativos.

Araújo Neto et al. (2012a) constataram que a cidade de Campina Grande – PB tem um potencial econômico considerável para a reciclagem de materiais, onde 5.302,5 ton de resíduos que poderiam ser reciclados mensalmente são destinados ao aterro sanitário, perdendo uma renda mensal bruta de R\$ 1.557.787,50 devido à ineficácia ou a uma má gestão dos RSU.

Alguns destes materiais favorecem a estabilidade do maciço sanitário. Os plásticos, que apresentaram um percentual de 16,7%, podem ter a função de reforços, proporcionando uma maior resistência à tração, possibilitando a maximização da altura do aterro. Porém o excesso de plásticos pode dificultar a compactação dos resíduos aterrados, uma vez que eles apresentam comportamento plástico, reduzindo assim a resistência do maciço.

Os plásticos, vidros, metais e compósitos podem impossibilitar o fluxo de fluidos, reduzindo assim a eficiência do sistema de drenagem. Caso o aterro seja projetado para fins energéticos, deve-se proporcionar as melhores condições para geração de metano. Estes materiais, que representaram 22,2% da composição dos resíduos, dificultam os processos biodegradativos.

Apesar da PNRS (Lei nº 12.305/10) prever que sejam dispostos em aterros sanitários apenas rejeitos, materiais que não podem ser reaproveitados ou reciclados, deve-se analisar a finalidade do empreendimento. Se apenas os rejeitos forem dispostos em aterros, dificilmente o biogás gerado será aproveitado. Mas, se além dos rejeitos, disporem resíduos orgânicos, provavelmente haverá uma vazão de biogás passível de aproveitamento energético. Além disso, a fração de orgânica será degradada em curto prazo, quando comparada com o tempo de vida útil de um aterro sanitário, permitindo a disposição de mais resíduos.

Segundo a PNRS (Lei nº 12.305/10) a fração orgânica dos RSU deve ser processada através da compostagem, porém este tratamento necessita de grandes áreas, pois, recomenda-se, que cada leira não ultrapasse a altura de 3 m, por isso esta forma de tratamento pode ser onerosa.

Os resíduos metálicos apresentam baixo percentual (0,6%) devido, provavelmente, a ação de catadores que cobiçam por este material que apresenta um alto valor no mercado de

recicláveis. Segundo Carvalho (2010), da porcentagem total de metal, o alumínio corresponde a 0,5% dos metais encontrados, item mais valorado dos recicláveis.

4.1.2 Composição volumétrica

A composição volumétrica auxilia na gestão dos RSU quanto aos espaços que os resíduos podem ocupar. A Figura 43 ilustra os resultados obtidos por meio da composição volumétrica dos resíduos sólidos soltos e a Figura 44 apresenta os resultados obtidos da composição volumétrica dos resíduos compactados.

Figura 43 - Composição volumétrica dos resíduos soltos

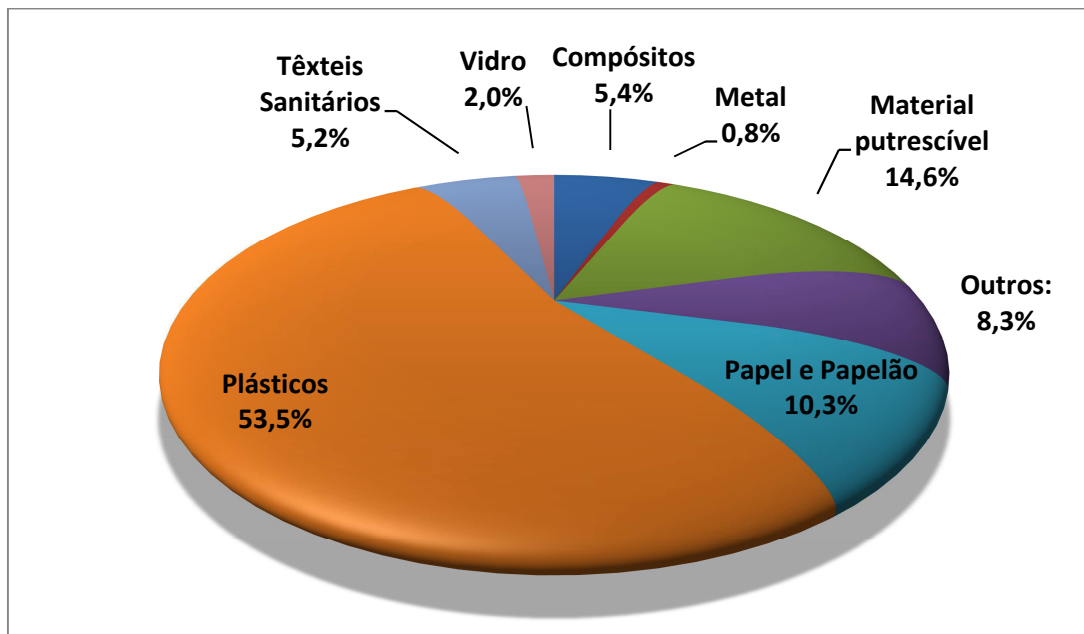
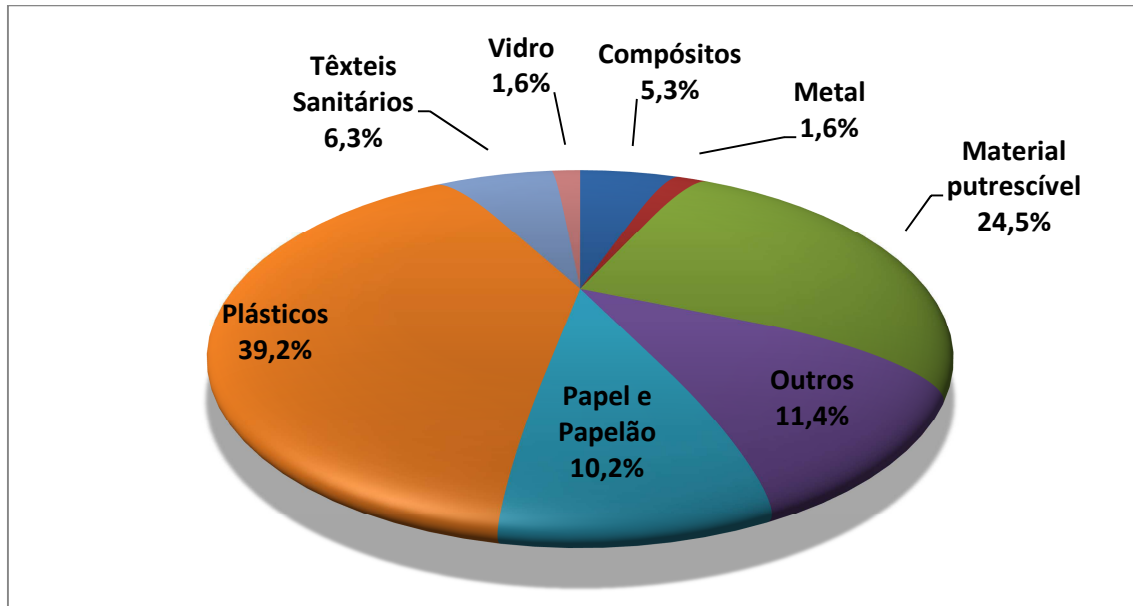


Figura 44 - Composição volumétrica dos resíduos compactados



Observa-se que os plásticos correspondem ao material que apresenta uma maior variação de volume durante a compactação. Antes da compactação, Figura 43, os plásticos representavam 53,5% do volume ocupado pelos RSU, após compactação, Figura 44, eles correspondiam a 39,2% do volume total dos RSU. Este material, quando em excesso, mesmo que seja bem compactado, é indesejável em aterros sanitários. Conforme Farias (2014) os plásticos podem ser prejudiciais do ponto de vista operacional para aterros, uma vez que agem como “colchão” na compactação passando a falsa impressão de ótima compactação.

Os resíduos putrescíveis (orgânicos), material de baixa compressibilidade, aumentaram o percentual em volume após a compactação de 14,6% para 24,5%, conforme Figuras 43 e 44. Este aumento ocorreu devido à redução de volume da maioria dos componentes dos RSU e a matéria orgânica permanece com volume praticamente inalterado.

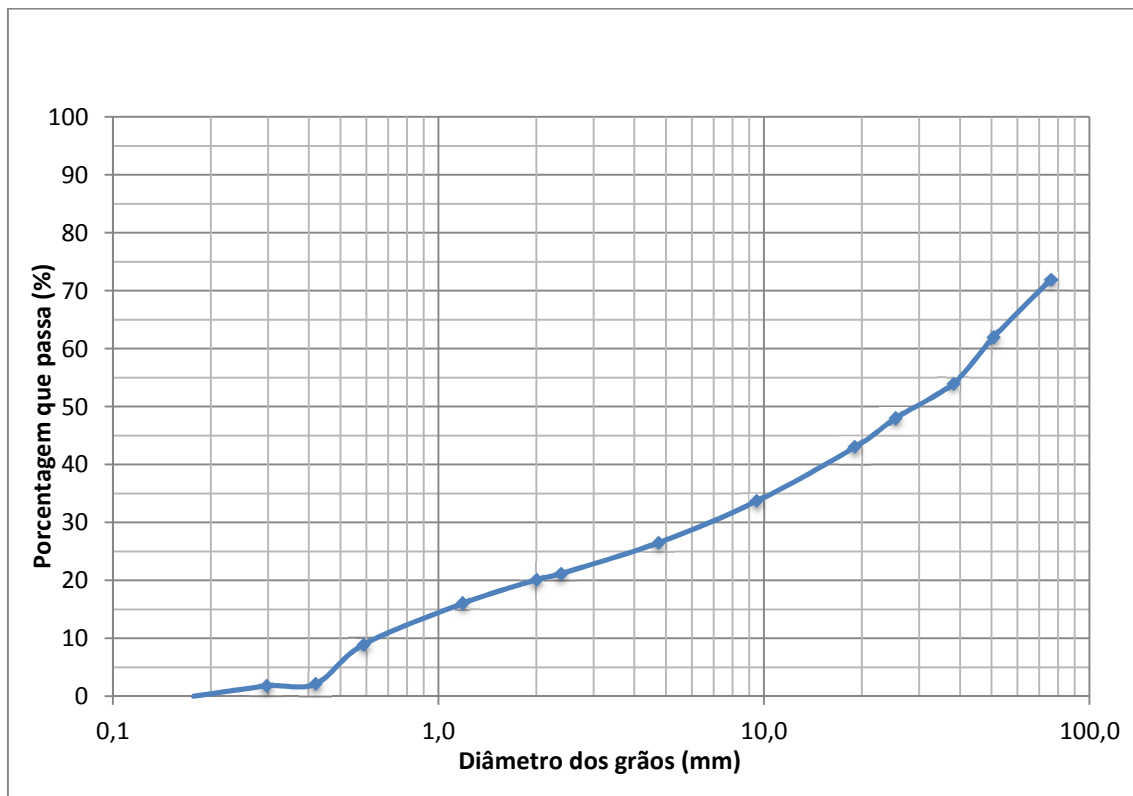
Em aterros sanitários, por maior que seja a energia de compactação, praticamente não haverá deformações volumétricas imediatas da fração orgânica dos RSU. Porém, no decorrer do tempo estes materiais serão os principais responsáveis pelos recalques ocorridos, uma vez que os microrganismos converterão esses materiais em líquidos e gases. Isto implica em uma redução 24,5% no volume dos resíduos aterros da cidade de Campina Grande – PB.

O metal, vidro, compósitos, papel e papelão praticamente não apresentaram grandes variações volumétricas quando comparados os percentuais descritos nas Figuras 43 e 44.

4.1.3 Granulometria

A Figura 45 mostra o resultado da granulometria obtida pelo método do peneiramento dos RSU da cidade de Campina Grande – PB, resíduos estes que foram utilizados na retroalimentação da célula experimental em estudo.

Figura 45 - Curva granulométrica dos RSU da cidade de Campina Grande - PB



Segundo os critérios de Remecom (Defra, 2004), que consideram como finos os resíduos de granulometria inferior a 20 mm, observa-se na Figura 45, que o teor de finos foi de 43% o que representa um percentual considerável em termo de condições favoráveis para a biodegradação dos resíduos e, conseqüentemente, o desenvolvimento de recalques. Hartmann e Ahring (2006) afirmam que, quanto menor for o tamanho das partículas, maior será a velocidade das reações, uma vez que haverá um aumento da área superficial e maior interação com microrganismos e conseqüentemente recalques.

Porém, isto não implica que o percentual de 43% de finos favorecerá a biodegradação, pois estes finos podem ser materiais dificilmente degradáveis, como o próprio solo que está intrínseco na composição dos RSU. Borgatto (2010) considera que os materiais finos levam a

baixa permeabilidade e percolação de líquidos, menor resistência ao cisalhamento e maior massa específica dos resíduos.

Farias (2014), que realizou a granulometria dos resíduos de Campina Grande – PB e da célula experimental em estudo, constatou um percentual de 67% de finos. Obteve uma curva granulométrica deslocada para a esquerda quando comparada com a curva dos RSU da retroalimentação da célula experimental (Figura 45) e, portanto, apresenta uma textura mais fina em toda a faixa de tamanhos analisados, favorecendo os recalques secundários.

Nesta dissertação, a granulometria foi realizada com a totalidade dos resíduos amostrados, por isso, observa-se na Figura 45, que 28% dos resíduos ficaram retidos na primeira peneira de 76 mm. Este comportamento acontece porque os resíduos produzidos pelo homem geralmente têm formas complexas. A diferenciação de tamanhos por peneiramento, por exemplo, pode produzir resultados muito diferentes, dependendo da orientação das partículas à medida que passam através das aberturas da peneira.

Como não existe metodologia específica e consolidada para a análise granulométrica de RSU, adotam-se geralmente as recomendadas para análises de solos, porém muitos objetos encontrados nos resíduos têm tamanhos que excedem aqueles para os quais as normas foram estabelecidas. A norma Alemã DIN 22019 Parte 1 (1985), por exemplo, abrange apenas o intervalo de até 80 mm. Outra problemática nesta análise é que os resíduos são difíceis de manusear e no peneiramento não se movem ao longo da superfície da peneira da forma planejada (SCHREIER e TOMAS, 1998). Porém, esta é a forma mais utilizada para determinar as dimensões dos materiais que compõem os resíduos. De qualquer modo, a comparação desses resultados com os dados da literatura deve ser feita com cautela, tendo em vista a falta de uma padronização mínima para o ensaio.

A fração grossa dos resíduos, que corresponde a 33% dos RSU, ocupam grande volume no interior da célula experimental e são capazes de gerar muitos vazios, que favorecem os recalques devido a acomodação das partículas ao longo do tempo e podem servir de área para acúmulo de lixiviado caso não haja percolação. Este fenômeno pode estar acontecendo na célula em estudo, tendo em vista que durante todo período de monitoramento não se coletou, no dreno de lixiviado, quaisquer líquidos.

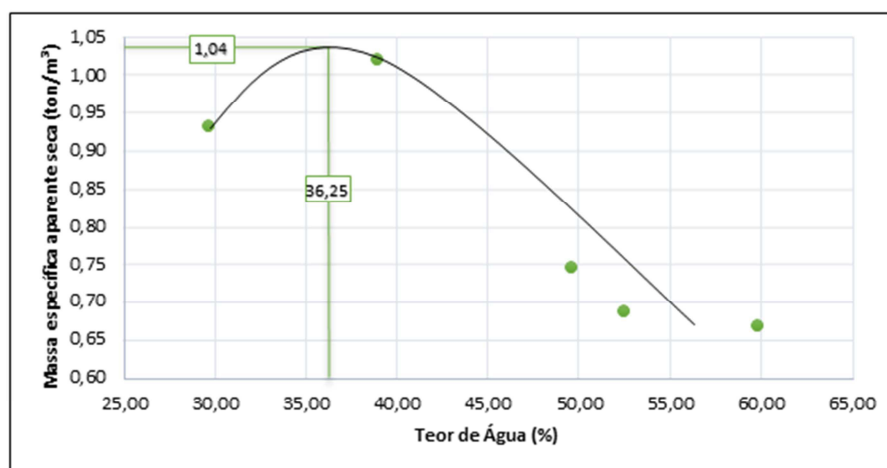
De modo geral, os resíduos apresentam uma granulometria bem graduada, apresentando um coeficiente de não uniformidade de 73,8 e um coeficiente de curvatura de 1,48, indicando que além dos resíduos possuírem uma grande amplitude de tamanhos, eles apresentam uma continuidade desses tamanhos, não existindo concentração muito elevada de

resíduos com determinada faixa granulométrica. Deste modo, os resíduos menores ocupam os vazios correspondentes aos maiores, criando um entrosamento, do qual pode resultar em menor compressibilidade e maior resistência, proporcionando uma maior estabilidade ao maciço sanitário. Conforme Zhang e Banks (2013) a distribuição granulométrica ideal dos RSU deve ser uma combinação relacionada ao favorecimento da máxima atividade biológica e ao controle das estabilidades física e química.

4.1.4 Compactação

O ensaio de compactação realizado em laboratório permitiu a determinação da massa específica seca máxima dos RSU e do teor de água ótimo, conforme ilustra Figura 46.

Figura 46 – Curva de Compactação dos RSU.



Observa-se na curva de compactação dos RSU que a massa específica seca máxima é de $1,04 \text{ ton/m}^3$ e o teor de água ótimo é de $36,25\%$. A curva obtida apresenta comportamento semelhante às verificadas em solos, König e Jessberger (1997) também constataram este mesmo comportamento, onde há uma ascensão da massa específica seca até o teor de água ótimo e logo em seguida um decréscimo. Porém, a massa específica seca máxima obtida neste ensaio é inferior às verificadas em solos, esta diferença pode estar associada aos constituintes dos RSU que apresentam massa específica inferior aos dos grãos do solo.

Farias (2014) realizou a compactação em laboratório dos RSU que foram utilizados no enchimento da célula experimental estudada nesta pesquisa e encontrou uma massa específica seca máxima de $1,22 \text{ ton/m}^3$, valor próximo ao determinado neste trabalho, porém o teor de

água ótimo foi de 17,6%. Acredita-se que esta divergência esteja associada a composição dos materiais e a triagem dos resíduos que Farias (2014) realizou.

Reddy et al. (2009c) conduziram o teste com resíduo compactado, resultando em uma massa específica seca máxima de 0,42 ton/m³ e teor de água ótimo de 70%. Hettiarachi (2005) obteve uma massa específica seca máxima de 0,525 ton/m³ e teor de água ótimo de 62%. Acredita-se que as diferenças encontradas nas massas específicas secas máximas está associada a dimensão das partículas e a composição dos resíduos. Reddy et al. (2009a) e Hettiarachi (2005) realizaram o ensaio com resíduos picotados, com diâmetros inferiores a 40 mm e 12.5 mm respectivamente.

Marques (2001) constatou que os valores obtidos para a relação entre a massa específica seca máxima e o teor de água dos RSU não se ajustam segundo curvas côncavas com um peso específico seco máximo e teor de umidade ótimo. Constatando-se a dificuldade do alcance de resultados de comportamento semelhante ao apresentado pelos solos, podendo ser justificada pela heterogeneidade do elemento.

Conforme Fassett et al. (1994) os valores de massa específica variam de 0,31 até 0,92 ton.m⁻³ por camada que tenha recebido uma pequena compactação, 0,51 a 0,81 ton/m³ para compactação moderada, e 0,90 a 1,07 ton/m³ para camada com boa compactação. Desta forma, a massa específica máxima encontrada no ensaio pertence ao intervalo de boa compactação apresentado valor de 1,04 ton/m³.

Uma boa compactação em campo, quando se trata de maciços sanitários, deve ser aquela que favoreça além da estabilidade uma degradabilidade dos resíduos. Quando o grau de compactação é elevado, pode-se inibir os processos biodegradativos e, conseqüentemente, os aterros terão suas deformações retardadas refletindo em um menor tempo de vida útil.

O teor de água obtido dos resíduos frescos, antes da realização do ensaio de compactação, foi de 45,05%, o teor de água natural dos resíduos está acima do teor ótimo de compactação encontrado, então estes resíduos, quando são dispostos e compactados em aterros sanitários, mesmo que recebam uma energia de compactação adequada não ocupam o menor volume possível, uma vez que seu teor de água está acima do considerado ótimo. Para reduzir o índice de vazios dos RSU faz-se necessário uma pré-secagem dos resíduos, podendo ser ao ar ou através de processos mecanizados, para que estes resíduos ocupem o menor espaço na célula do aterro e maximize o tempo de vida útil do empreendimento.

Na célula experimental em estudo, durante a retroalimentação, verificou-se que os resíduos apresentaram uma massa específica de 0,84 ton.m⁻³, alcançando um grau de

compactação de aproximadamente 81%, expressando que a compactação em campo não se mostrou tão semelhante a ocorrida no laboratório. A energia aplicada durante a retroalimentação foi inferior a estimada durante o planejamento. O teor de água dos resíduos também pode ter desfavorecido a operação, uma vez que estava acima da ótima e o excesso de água favorece a redução da massa específica.

Outro fator que possa ter contribuído para o baixo valor da massa específica é o alto percentual de plásticos que são maleáveis e leves, dificultando a compactação, uma vez que eles absorvem grandes quantidades de energia por apresentarem propriedades elásticas.

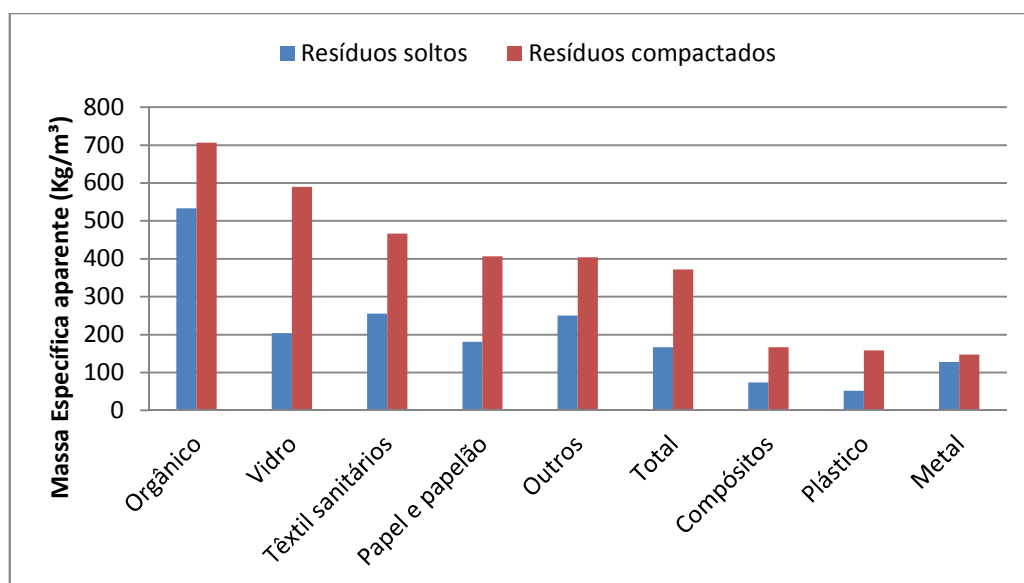
Farias (2014) constatou uma massa específica dos resíduos no enchimento da célula experimental de $0,673 \text{ ton/m}^3$ e um grau de compactação de 55,16%. Os valores determinados pela autora foram inferiores aos constatados na retroalimentação da célula experimental. Isto pode ter ocorrido devido a altura de resíduos a serem compactados, que foi maior do que a da retroalimentação, e a metodologia aplicada na determinação da massa específica em laboratório, onde a autora utilizou apenas os resíduos de granulometria inferior a 19 mm.

4.1.5 Massa específica dos RSU

4.1.5.1 Massa específica aparente dos RSU

A partir dos dados da gravimetria e volumetria foi possível obter a massa específica aparente de cada componente dos resíduos e dos resíduos como um todo, conforme apresentado na Figura 47.

Figura 47 – Massa específica aparente úmida dos RSU de Campina Grande – PB.



A massa específica aparente solta e compacta dos resíduos foi de 167 Kg/m³ e 372 Kg/m³, respectivamente. Estes valores divergem dos obtidos por Farias (2014) da cidade de Campina Grande – PB, que foi de 267 Kg/m³ e 673 Kg/m³ para a massa específica aparente solta e compacta dos resíduos respectivamente, mas está contido no intervalo determinado por Tchobanoglous et al. (1993) que varia de 101 à 355 Kg/m³ para resíduos não compactados e de 362 à 492 Kg/m³ para resíduos medianamente compactados. Boscov (2008) acredita que a variação desse parâmetro é expressiva, por causa da heterogeneidade, saturação e grau de degradação dos resíduos.

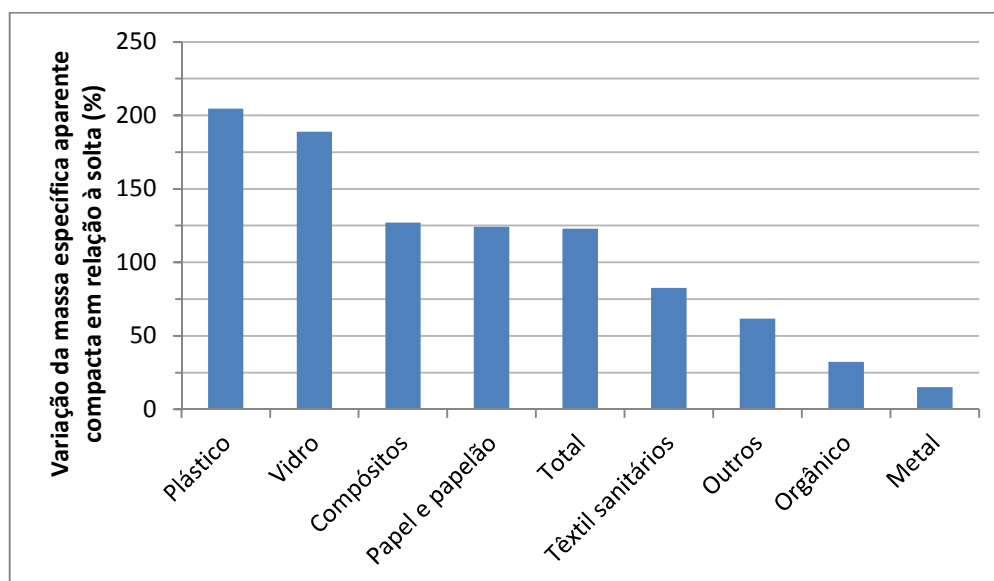
Analisando os valores para cada componente, observa-se que todos aumentam sua massa específica quando submetidos a um carregamento. Isto evidencia a importância de uma boa compactação dos resíduos a serem aterrados. Quando este procedimento é mal executado em aterros sanitários, podem ocorrer recalques imediatos consideráveis ou recalques acentuados quando existir acréscimo de carga, comprometendo a estrutura do aterro.

Os metais, plásticos e compósitos foram os elementos que apresentaram menor massa específica dentre os componentes dos RSU, logo necessitam de grande volume para serem tratados em aterros. Caso haja uma coleta seletiva eficiente nos RSU da cidade de Campina Grande – PB, haverá uma redução na massa de resíduos destinados ao aterro e conseqüentemente um aumento no tempo de vida útil.

Verifica-se na Figura 47 que entre os componentes de RSU estudados, os que possuem maior massa específica aparente são os resíduos orgânicos, configurando-se com massa

específica aparente solta de 534 Kg/m^3 e uma massa específica aparente compacta de 706 Kg/m^3 . Conforme Figura 48, que apresenta a variação em percentual da massa específica aparente compacta em relação à massa específica aparente solta, os resíduos orgânicos apresentaram uma variação de 33%. Esta variação já era esperada, pois estes resíduos são pouco compressíveis quando não há drenagem.

Figura 48 – Variação da massa específica aparente compacta em relação à solta



Dentre os componentes que sofrem maior aumento da sua massa específica quando submetidos à compactação, destacam-se o plástico, vidro, compósitos, papel e papelão, com um índice de variação da massa específica aparente compacta em relação à solta de 205%, 189%, 127% e 124%, respectivamente. No vidro, este aumento ocorreu devido a morfologia do material e a sua propriedade de não deformabilidade. Quando submetidos a compactação tendem a se fragmentarem, transformando-se em pequenas partículas que ocupam menor espaço. Já o plástico, compósitos, papel e papelão tendem a se deformarem, reduzindo substancialmente seu volume e, conseqüentemente, há um aumento da massa específica aparente.

O metal foi o constituinte de menor variação de massa específica, este fato está associado a energia de deformação aplicada, que foi inferior a resistência do material. Os resíduos orgânicos, têxteis sanitários e outros também apresentaram pouca variação da massa específica aparente, porém ao longo do tempo, devido a biodegradação, estes constituintes tendem a reduzir seu volume, fator que afetará diretamente a ocorrência de recalques.

Tomando como base o parâmetro de massa específica, o constituinte ideal dos resíduos a serem tratados em aterros sanitários são os resíduos orgânicos, pois ocupará um menor volume da célula, quando comparado aos outros constituintes em estudo. Além do mais, esse material será convertido, ao longo do tempo, em lixiviado e biogás que acarretará em recalques no maciço sanitário e permitirá a disposição de novos resíduos.

4.1.5.2 Massa específica real dos RSU

Os resultados dos testes de massa específica real dos resíduos sólidos urbanos estão apresentados na Tabela 10. Para os resíduos que passaram 12 h imersos na água, a massa específica variou de 1030 a 1590 Kg/m³, apresentando uma média de 1343,3 Kg/m³. Já os resíduos que não passaram 12 h em imersão apresentaram uma variação de massa específica real de 996 a 806 Kg/m³, apresentando uma média de 898,3 Kg/m³. Os valores obtidos nos três testes de determinação da massa específica real dos resíduos foram próximos, tanto nos ensaios realizados com imersão quanto nos que não tiveram imersão, apresentando um desvio padrão de 286 Kg/m³ e 95 Kg/m³, respectivamente, o que indica que a análise é eficaz para a determinação da massa específica real.

Tabela 10 – Massa específica real dos RSU.

	Com imersão	Sem imersão
	Teste1	893
Massa específica (Kg/m³)	Teste2	996
	Teste 3	806
	Média	898,3

Verifica-se na Tabela 10 que a massa específica real dos RSU, obtida através da imersão na água durante 12h, foi superior à obtida sem imersão. A diferença apresentada entre os dois procedimentos foi de 445 Kg/m³, esta diferença provavelmente está ligada ao tempo de repouso dos RSU na água bem como a presença de alguns componentes que podem ter adsorvido água à sua estrutura.

Yesiller et al. (2014) encontraram valores de massa específica real de resíduos novos entre 1377 a 1530 Kg/m³, este intervalo encontra-se próximo dos resultados obtidos neste estudos com os resíduos que foram submetidos a imersão. Provavelmente, os resíduos que

não foram imersos em água durante 12 h ficaram com ar ocluso, reduzindo significativamente a massa específica real dos resíduos.

Araújo Neto et al. (2015) estudaram a compactação dos resíduos da cidade de Campina Grande – PB e verificaram uma massa específica seca máxima desse material de 1040 Kg/m^3 . Como o valor obtido por Araújo Neto et al. (2015) foi superior ao da massa específica real dos RSU sem imersão, conforme Tabela 10, recomenda-se que a determinação dessa propriedade dos resíduos seja realizada apenas com imersão, ou que se desenvolva outro método que permita a retirada do ar existente entre os constituintes dos resíduos sem que haja exposição potencial dos vazios existentes na estrutura dos materiais que compõe os RSU.

A massa específica seca máxima dos RSU da cidade de Campina Grande – PB apresentou um valor superior à específica real dos RSU determinada sem a imersão em água por 12 h devido, provavelmente, às tensões mecânicas que são aplicadas durante a compactação que proporciona deformações de partículas e favorece um melhor arranjo dos constituintes, uma vez que o ar ocluso é expulso e os materiais que compõe os RSU e ainda pode ocorrer fragmentação do material.

A Equação 31 foi desenvolvida por Yesiller et al. (2014) para determinação massa específica real dos resíduos conforme o diâmetro do material. Segundo os autores, quanto menos a dimensão das partículas maior será a massa específica.

$$G_s = 1,4591 - 0,0091205 * D_{eq} \quad (31)$$

Onde: G_s = peso específico real dos resíduos;

D_{eq} = diâmetro equivalente em milímetros.

A Equação 31 pode ser aplicada apenas para resíduos que não foram submetidos à compactação.

Como os resíduos foram picotados com diâmetros entre 0,01 e 0,03 m para a realização desse estudo, adotou-se um diâmetro equivalente de 0,015 m. Logo, conforme Equação 31, os resíduos deveriam apresentar uma massa específica real de $1457,7 \text{ Kg/m}^3$.

Ao contrário dos solos, os RSU podem apresentar variações da massa específica real ao longo do tempo, os resultados apresentados nesse estudo referem-se a resíduos novos que

apresentam valores inferiores aos solos menos densos. Porém no decorrer do tempo estes resíduos podem apresentar massa específica real próxima a de solos orgânicos.

O conhecimento exato da massa específica real auxilia na determinação de quantidades de sólidos, líquidos e gases por unidade de volume, que são necessários para avaliação precisa do lixiviado e do biogás gerado durante o tratamento anaeróbio dos resíduos (ZORNBERG et al, 1999; JAIN et al., 2005; REDDY et al., 2009b; STOLTZ et al., 2010b; BREITMEYER, 2011). Porém, a variabilidade da massa específica real precisa ser considerada na análise de micro e macroestruturas dos constituintes dos RSU através da determinação das relações das fases e dos parâmetros físicos, químicos e biológicos.

Os cálculos e modelos de adensamento que utilizam o índice de vazios como os desenvolvidos por Sowers (1973), Bjarngard e Edgers (1990), Landva e Clark (1990), Hudson et al. (2004). Durmusoglu et al. (2006), Oweis (2006), Babu et al. (2010) e Bareither et al. (2012) exigem relações detalhadas de volume e peso. Por isso, segundo Yesiller et al. (2014), o conhecimento exato da massa específica real é necessário para avaliar e determinar o índice de vazios, associados com determinadas densidades de resíduos e teores de umidade que representam um estado de resíduos particular (idade e condições de estresse geostática). Este, por sua vez, pode expressar os recalques dos RSU baseados no índice de vazios e nas tensões.

Recomenda-se que a análise de massa específica real dos RSU seja realizada não só usando a composição dos resíduos representante, mas também usando estado de tensão representativa, condições climáticas e de degradação. De acordo com Yesiller et al. (2014) a massa específica real mais elevada de resíduos encontra-se próxima de 2200 Kg/m^3 , valor característico dos resíduos velhos. Logo, quanto mais antigo for o aterro, menores serão os recalques, uma vez que existirá uma maior quantidade de massa por unidade de volume.

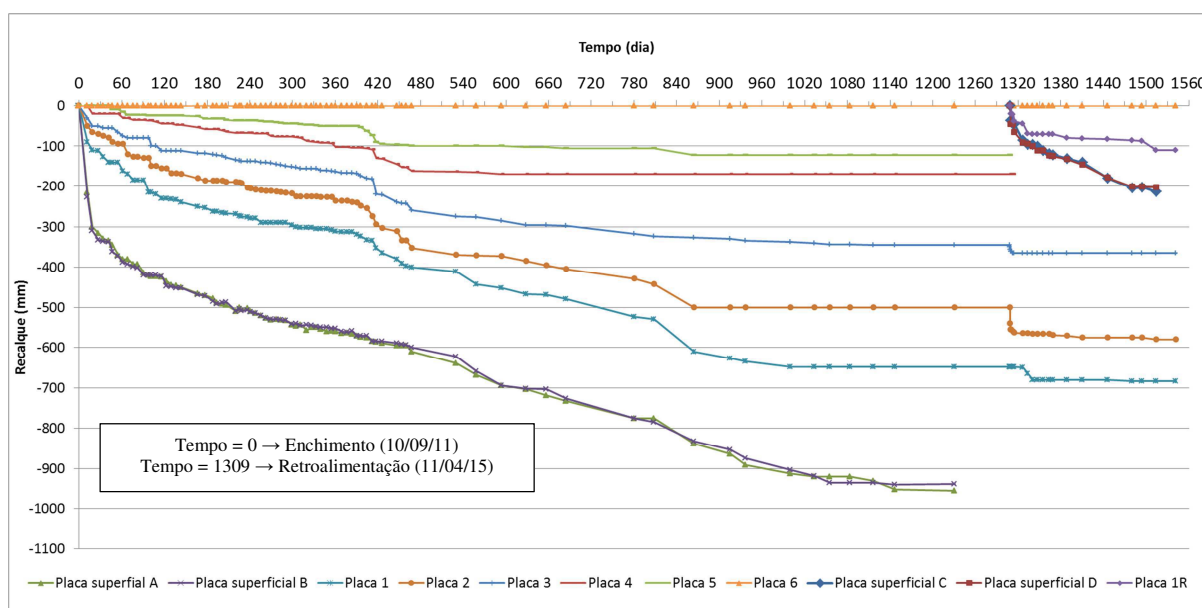
4.2 Recalques Ocorridos na Célula Experimental

4.2.1 Evolução dos recalques no tempo

Os resultados dos recalques acumulados durante os 1542 dias de monitoramento são apresentados na Figura 49. Estes resultados referem-se àqueles medidos após a conclusão da camada de cobertura. Por isso, os recalques ocorridos durante o enchimento da célula experimental, que ocorreram devido à compactação dos resíduos e inserção da camada de cobertura, não foram contabilizados neste estudo.

Entretanto, durante a retroalimentação, onde se retirou a camada de cobertura, introduziram-se novos resíduos e uma nova camada de cobertura. Foi possível analisar as deformações que ocorreram nas camadas de RSU já existentes no biorreator em decorrência deste procedimento. Os recalques desta célula experimental também foram analisados por Farias (2014) durante os primeiros 774 dias de monitoramento.

Figura 49 - Recalques dos RSU ocorridos na célula experimental



Os recalques que acontecem devido a processos mecânicos, podem ser classificados como primários, e os que acontecem devido aos processos biodegradativos podem ser classificados como recalques secundários. Verifica-se, na Figura 49, que no período inicial houve recalques acentuados devido ao peso próprio dos RSU e da camada de cobertura, sendo estas deformações ocorridas praticamente por processos mecânicos, ou seja, recalque

primário. Neste período o maciço sanitário encontra-se em fase de transição, passando da aeróbia para anaeróbia, a qual pode perdurar por 30 dias, segundo Castilhos et al. (2003).

Embora ambos os processos (recalque primário e secundário) aconteçam simultaneamente, a magnitude do recalque primário é maior e supera o recalque secundário no período inicial. Após os 30 dias, quando há estabilização microbiológica do maciço sanitário, o recalque secundário progride podendo alcançar a mesma ordem de magnitude do recalque primário. A partir desse momento, observa-se na Figura 49, uma linearização dos recalques, devido, provavelmente, a redução dos recalques primários e ascensão dos recalques secundários.

Para Sowers (1973), Hettiarachchi (2009) e Dixon e Jones (2005) os recalques secundários dos resíduos são uma combinação de compressão mecânica secundária, ações físico-químicas e decaimento bioquímico. Conforme Figura 49, verifica-se nos intervalos de 390 a 450 dias e de 810 a 870 dias, recalques mais intensos do que os esperados para a zona de recalques secundários. Estes recalques podem ter ocorridos devido a processos mecânicos, uma vez que, as ações metabólicas dos microrganismos convertem a matéria orgânica em líquidos e gases que são drenados, gerando assim vazios que colapsarão devido ao peso existente sobre estes vazios Melo (2003). Caso não haja condições favoráveis a estes colapsos o maciço sanitário ficará com inúmeros vazios e não haverá recalque. Por isso, a dificuldade de distinguir os recalques secundários dos primários.

A partir de 870 dias, verifica-se uma constância dos recalques das placas 2, 3, 4 e 5. Alguns autores, com Melo et al. (2014) e Sousa et al. (2015) classificam este comportamento como recalque zero. Isto pode ter ocorrido por que não há matéria orgânica facilmente biodegradável e a carga que está sendo aplicada nessas regiões não possibilita a continuidade da deformação. Só no dia 1309 que estas camadas sofrem recalques. Isto aconteceu devido a retroalimentação, onde foram inseridas novas camadas de RSU, ou seja, adicionou-se uma nova carga sobre essas regiões e conseqüentemente houve compressão desses maciços. Após o término da compressibilidade, os recalques, nesta zona, continuaram constantes.

Com a inserção de uma nova camada de resíduos, instalou-se mais uma placa em profundidade (Placa 1R), retiraram-se as placas superficiais A e B e inseriu-se as placas superficiais C e D. Por isso, encerrou-se o monitoramento das placas superficiais A e B no dia 23/01/2015 (1231º dia de monitoramento), período correspondente a retirada da camada de cobertura e das placas superficiais. A partir do 1309º dia de monitoramento tornou-se inviável a leitura das placas em profundidade 4 e 5, devido, provavelmente, a problemas técnicos e

operacionais. Estas placas vinham apresentando períodos de recalques zero, provavelmente a massa de RSU já havia estabilizado biologicamente.

A Tabela 11 apresenta o posicionamento inicial e final das placas de recalques instaladas na célula experimental, assim como os recalques ocorridos em cada placa até o período que antecedeu a retroalimentação do sistema, tendo como ponto de referência a base da célula experimental.

Tabela 11 – Recalques observados nas placas durante o período que antecedeu a retroalimentação da célula experimental.

Placa	Posição inicial (m)	Posição final (m)	Recalque total acumulado (m)	Recalque total absoluto (m)
Placa A	3,21	2,26	0,95	0,30
Placa B	3,21	2,28	0,93	0,28
Placa 1	2,72	2,07	0,65	0,15
Placa 2	2,01	1,51	0,50	0,15
Placa 3	1,48	1,13	0,35	0,18
Placa 4	0,84	0,67	0,17	0,5
Placa 5	0,50	0,38	0,12	0,12
Placa 6	0,17	0,17	0	0

As maiores deformações observadas na Figura 49 e Tabela 11 foram nas placas superficiais A e B. Como ambas estão situadas no mesmo nível de cota da célula experimental, já se esperava que elas apresentassem comportamento semelhante. As diferenças dos recalques ocorridos entre estas placas estão associados à heterogeneidade dos resíduos. É evidente que as placas superficiais refletem o recalque total da célula experimental. Alcântara (2007) também verificou que as maiores deformações ocorrem nas placas que estão mais próximas da superfície do maciço.

Entretanto, as placas de 1 à 6 possibilitam a identificação de recalques mais intensos ao longo da profundidade da célula em estudo. A placa 6 não apresentou deslocamento com o tempo pois está acima camada de base, que é praticamente incompressível, por isso seu recalque foi nulo durante todo o período de monitoramento.

Conforme Tabela 11, as placas A e B foram as que apresentaram um maior recalque, como estão localizadas na superfície do maciço sanitário e sob a camada de cobertura, já era

previsto que elas apresentassem um maior recalque acumulado. Como a camada de cobertura exerceu uma maior tensão na região correspondente dessas placas, os recalques nesta zona foram mais intensos. A infiltração de oxigênio nesta zona pode ser outro fator que tenha favorecido o desenvolvimento dos recalques. Como a digestão aeróbia é mais rápida que a anaeróbia, a degradação da matéria orgânica destes resíduos ocorreu de forma acelerada.

Cardim (2008), ao avaliar os recalques de células experimentais de diferentes materiais para camada de cobertura (argila compactada e entulho de construção), constatou que as células cobertas com entulho de construção, que possibilitavam a aeração do resíduo confinado, apresentavam maiores deslocamentos verticais que os observados nas células cobertas com material argiloso compactado.

Analisando na Figura 49, o período de monitoramento referente à retroalimentação, verifica-se que as placas que já estavam instaladas no maciço sanitário se deslocaram apenas durante a retroalimentação, pois a célula experimental já vinha apresentando comportamento de um maciço estabilizado tanto físico quanto biologicamente. As únicas variações de recalques monitoradas eram nas placas superficiais que, provavelmente, estavam associadas a interações com o ambiente externo (temperatura, precipitação e evaporação).

Após a inserção da nova camada de resíduos, as placas que já estavam instaladas não se deslocaram, ou seja, não houve recalques nesta zona. Provavelmente, o maciço está estabilizado, apresentando uma estrutura consolidada e a retirada mensal de amostras de resíduos da célula experimental, possivelmente, não contribui para ocorrência de recalques. Só haverá recalques nessa região se houver acréscimo de carga ou redução da resistência dos resíduos.

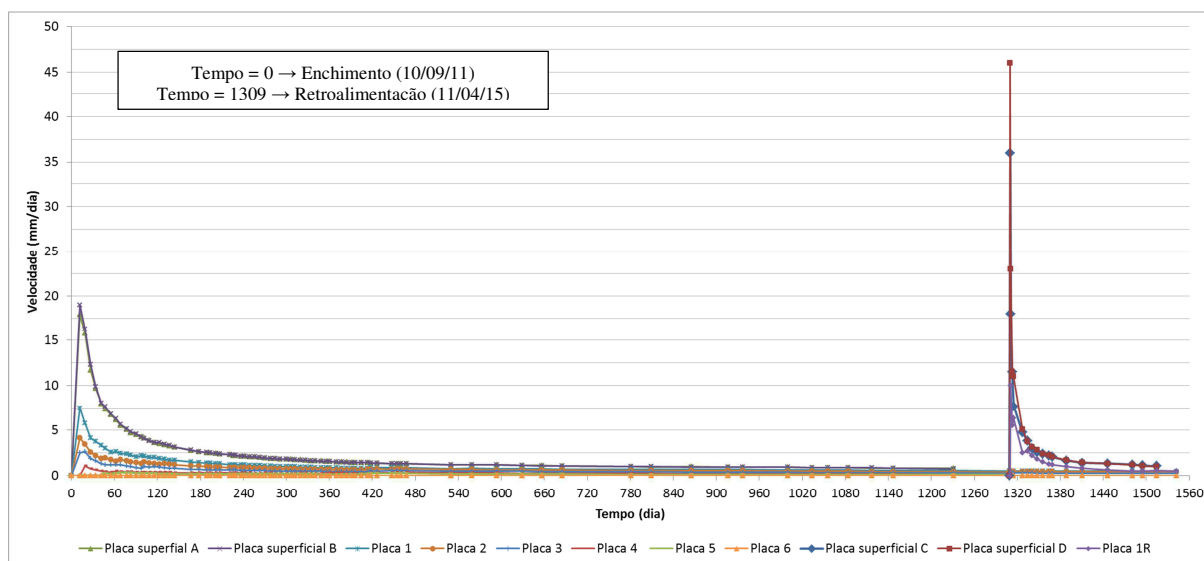
A placa 1R, que está localizada na região central dos resíduos que foram inseridos na retroalimentação, continua recalando ao longo do tempo. Enquanto houver matéria orgânica degradável e carga suficiente para colapsar os vazios gerados pela biodegradação os recalques não cessarão.

As placas superficiais C e D apresentaram comportamento semelhante as placas superficiais A e B, porém seus recalques foram inferiores aos registrados nas placas A e B. Isso ocorreu por que a quantidade de resíduos utilizados na retroalimentação foi inferior a utilizada no enchimento da célula experimental e os resíduos antigos, provavelmente, já tinham sofridos os recalques primários e estavam no término dos recalques secundários.

4.2.2 Velocidade dos recalques na célula experimental

Os maiores recalques acontecem nos primeiros dias de disposição dos resíduos, logo as maiores velocidades de recalques também ocorrem nestes primeiros dias (MELO, 2011). Através da Figura 50 pode-se avaliar o quanto a taxa de recalques decresce com o tempo.

Figura 50 – Velocidades dos recalques ao longo do tempo.



Verifica-se na Figura 50 que no período inicial do monitoramento (logo após o enchimento da célula experimental) a velocidade dos recalques chegaram a 19 mm/dia, para as placas superficiais, sendo as placas que apresentaram maiores recalques, conforme Figura 49. Farias (2014), que monitorou as taxas de recalques da célula em estudo durante 774 dias, constatou que, nas camadas mais profundas, as deformações verticais não obedeceram a mesma velocidade, sendo de aproximadamente 7,5 mm/dia para a Placa 1, de 4 mm/dia para a Placa 2, de 3 mm/dia para a Placa 3, 1,5 mm/dia para a Placa 4 e velocidades próximas de 0 mm/dia na Placa 5, onde está configuração foi alterada ao longo do tempo, exceto para a Placa 6 que manteve-se imóvel durante todo o período de monitoramento.

No decorrer do monitoramento todas as placas tenderam a velocidades de recalques próximas de 0 mm/dia. A partir do 70º dia as placas em profundidade já apresentavam velocidades inferiores a 2,5 mm/dia, essa mesma característica só foi observada nas placas superiores depois do 202º dia.

Grassi (2005), que determinou critérios para velocidades de deslocamento em estudo realizado no Aterro Sanitário CDR Pedreira, em São Paulo, considera como aceitáveis velocidades de recalques inferiores a 2,5 mm/dia. Para o autor, velocidades entre 2,5 mm/dia a 10 mm/dia faz-se necessário verificações *in situ* de eventuais problemas, este intervalo contém as velocidades dos recalques iniciais registradas nas placas em profundidade da célula experimental em estudo. Para velocidade entre 10 mm/dia e 40 mm/dia, faz-se necessário verificações *in situ* e intervenções localizadas, registrou-se velocidades dentro desse intervalo nas placas superficiais da célula experimental em estudo.

Dois dias após a retroalimentação da célula experimental, verifica-se na Figura 50, um pico nas velocidades dos recalques, chegando a 36 mm/dia e 46 mm/dia para as placas superficiais C e D, respectivamente e 10 mm/dia para a Placa 1R. As placas 1, 2, 3, e 6, que já estavam instaladas nos resíduos antigos, praticamente não sofreram variações nas suas velocidades de recalques. Acredita-se que o mesmo comportamento ocorreu com as placas 4 e 5, mais não foi possível acompanhar suas velocidades devido a problemas técnicos e operacionais.

As placas superficiais A e B foram retiradas juntas com a camada de cobertura para realização da retroalimentação, por isso não houve continuidade do seu monitoramento.

Conforme critérios determinados por Grassi (2005), quando a velocidade dos recalques encontra-se entre 40 e 140 mm/dia, deve-se paralisar imediatamente as operações do aterro e realizar intervenções localizadas. Como estes resíduos foram dispostos em uma célula experimental, com parede de seção circular rígida, que impediu possíveis deslizamentos horizontais, averiguou-se apenas fissuras na camada de cobertura, que podem ter ocorrido devido a recalques que ocorreram de forma heterogênea, tanto no enchimento quanto na retroalimentação da célula experimental. Na Figura 51 pode-se observar as fissuras da camada de cobertura.

Figura 51 – Camada de cobertura; a: após a operação do enchimento; b: antes da retroalimentação; c: três meses após a retroalimentação.

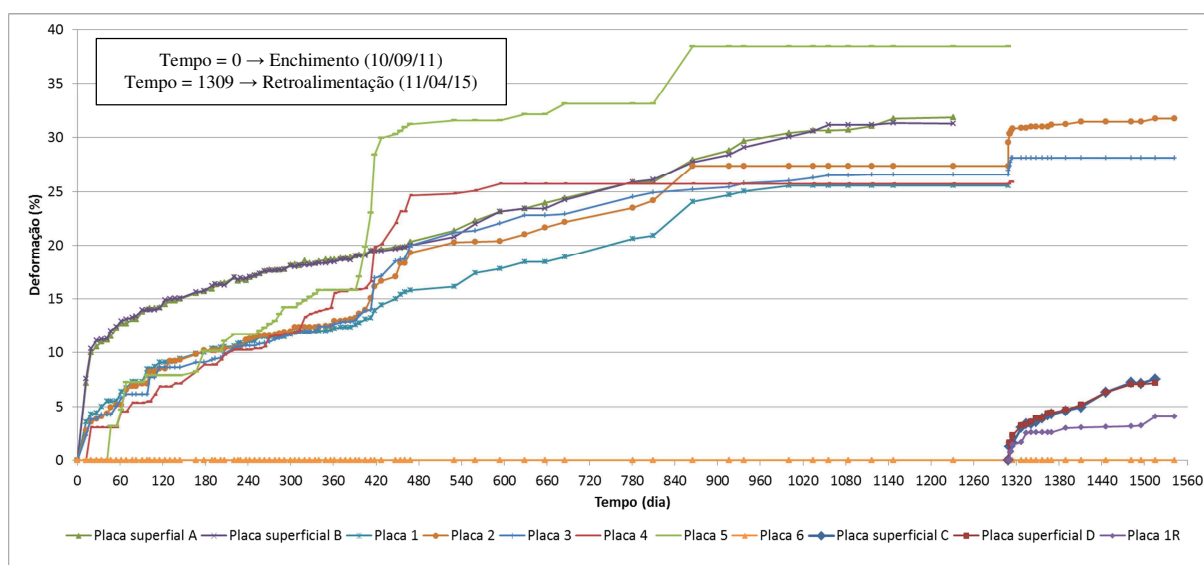


A velocidade dos recalques dos resíduos novos apresenta comportamento semelhante ao verificado nos resíduos antigos. Inicialmente há uma elevação da velocidade, característica de recalques primários, e no decorrer do tempo tende a reduzir, aproximando-se de 0 mm/dia.

4.2.3 Deformação específica da massa de resíduos da célula experimental

A Figura 52 mostra as deformações específicas sofridas pela massa de resíduos disposta na célula experimental. As deformações específicas observadas nas placas superficiais e em profundidade, de uma maneira geral, apresentam comportamentos semelhantes, assim como a magnitude e velocidade dos recalques. Existem variações nos valores de deformações obtidos quando comparados às placas entre si.

Figura 52 – Deformação específica da massa de resíduos em função do tempo.



De modo geral, as deformações específicas ocorridas na célula experimental corroboram com valores determinados na literatura, onde estimativas de recalques totais de aterros sanitários variam de 25% a 50% (WALL e ZEISS, 1995; EDGERS et al., 1992). Para Ling et al. (1998), os recalques finais em um aterro sanitário podem atingir de 30 a 40% da altura inicial. Enquanto para Abreu (2000) encontra-se entre 10% a 30% a faixa de deformação dos resíduos em relação à sua espessura inicial.

Em pouco mais de dois anos de monitoramento de célula experimental Farias (2014) verificou uma deformação total, representados pelos recalques ocorridos nas placas superficiais, de 25%. Esta porcentagem indica que a célula experimental, apesar de sofrer recalques expressivos em suas placas superiores, já aproximava-se da fase final de sua vida útil.

Os resíduos estudados levaram menos de 30 dias para deformar 10% da sua altura inicial, depois passaram aproximadamente 460 dias para deformar mais 10%, depois 1000 dias para se deformar mais 10% e nos últimos 231 dias de monitoramento das placas superficiais A e B verificou-se uma deformação inferior a 2%, confirmando a tendência de redução dos recalques ao longo do tempo. Neste período (1231 dias de monitoramento) todas as placas em profundidade já estavam com suas deformações constantes, ou seja, o maciço sanitário não estava recalando em todos os níveis de profundidade.

Ao analisar as deformações em profundidade, destaca-se a Placa 5, que apesar de nos primeiros 40 dias não ter apresentado nenhuma deformação, a partir de 200 dias passou a deforma-se mais do que as demais placas em profundidade e essas deformações também superaram os recalques registrados pelas placas superficiais.

Após a retroalimentação não foi possível continuar o monitoramento das placas 1, 4 e 5 devido a problemas técnicos e operacionais. Mas as placas 2 e 3, que já estavam estabilizadas, sofreram recalques devido a adição de carga (inserção de novos resíduos) e depois se estabilizam, indicando que não há material facilmente degradável que possa proporcionar recalques. Logo, as deformações das camadas referentes as placas 2 e 3 só aconteceram por recalques exclusivamente primários.

Verifica-se nas novas placas (C, D e 1R) deformações iniciais acentuadas que vão suavizando no decorrer do tempo. Como a nova camada de resíduos é inferior a do enchimento do biorreator, suas deformações foram menores, uma vez que a altura contabilizada no cálculo da deformação teve como referência a distância existente entre a

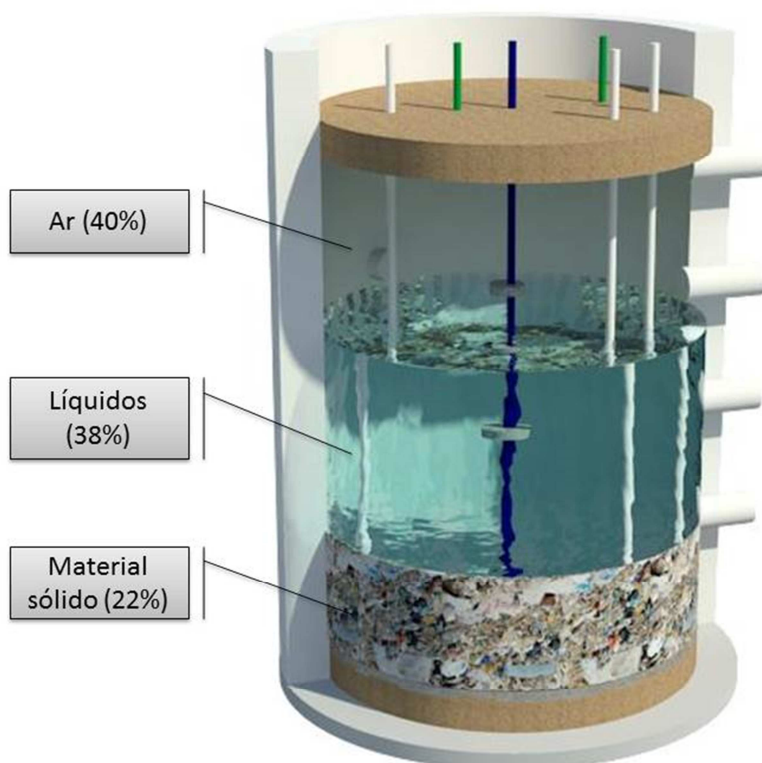
posição da placa e acamada de base da célula experimental, estando inclusa a camada de resíduos antigos, que já estava estabilizada.

4.2.4 Ensaio de adensamento dos resíduos em laboratório

Os ensaios de adensamento foram realizados com o objetivo de verificar a variação volumétrica ocorrida no maciço sanitário devido aos processos exclusivamente mecânicos. Para cada carregamento aplicado na amostra de resíduos da célula edométrica, correspondem a um estágio de tensão que os resíduos da célula experimental estão submetidos, conforme ilustra Figura 39.

Através da obtenção de dados de massa específica real e teor de água, dos resíduos confinados na célula experimental, determinou-se a fração de ar, líquidos e material sólido na célula experimental (Figura 53).

Figura 53 – Fração de ar, água e material sólido do maciço sanitário, em percentual de volume.



De acordo com a Figura 53, apenas 22% dos resíduos dispostos na célula experimental são classificados como material sólido. Esta fração sólida por sua vez, pode-se reduzir ao longo do tempo, devido aos processos biodegradativos que converterá o material sólido em líquidos e gases.

O alto percentual de líquidos (38%) pode ser explicado pela própria composição do material, conforme análise gravimétrica, 46,5% dos resíduos foram classificados com orgânicos, estes constituintes apresentam teores de água elevados.

Os líquidos podem estar presentes na forma livre (encontra-se livre na estrutura no maciço), adsorvida (ligada à parede dos constituintes dos resíduos, sendo retirada a altíssimas temperaturas), de constituição (presente na constituição física do material), higroscópica (encontra-se envolta dos constituintes e não é eliminada a temperatura ambiente) e capilar (aderida a uma superfície por tensão superficial), sendo facilmente drenadas e outros ficam retidos na massa de RSU. Logo, o processo de adensamento não irá expulsar todos estes tipos de líquidos, podendo, o maciço sanitário, apresentar deformações inferiores a 38% ao longo de sua vida útil.

A fase gasosa representou a maior fração (40%) do maciço sanitário, devido à morfologia, granulometria e composição dos materiais que favoreceram a formação de vazios durante o enchimento da célula experimental. Estes aspectos poderiam exercer menor influência se o maciço sanitário apresentasse um alto grau de compactação.

O elevado percentual de vazios na célula experimental favorece a capacidade de armazenamento de todas as formas de líquidos, existentes no início do monitoramento, assim como os líquidos gerados durante os processos biodegradativos. Caso o sistema de drenagem não esteja devidamente instalado, os líquidos poderão ficar retidos no maciço ou serem eliminados apenas por evapotranspiração, retardando o processo de adensamento dos resíduos.

O ensaio de adensamento ocorre com a amostra de RSU saturada. Logo, todos os vazios foram preenchidos com ácido acético e durante as aplicações das cargas monitoraram-se as deformações do maciço, conforme ilustram as Figuras 54, 55 e 56.

Figura 54 – Curva de deformação mecânica dos RSU (1ª ensaio edométrico).

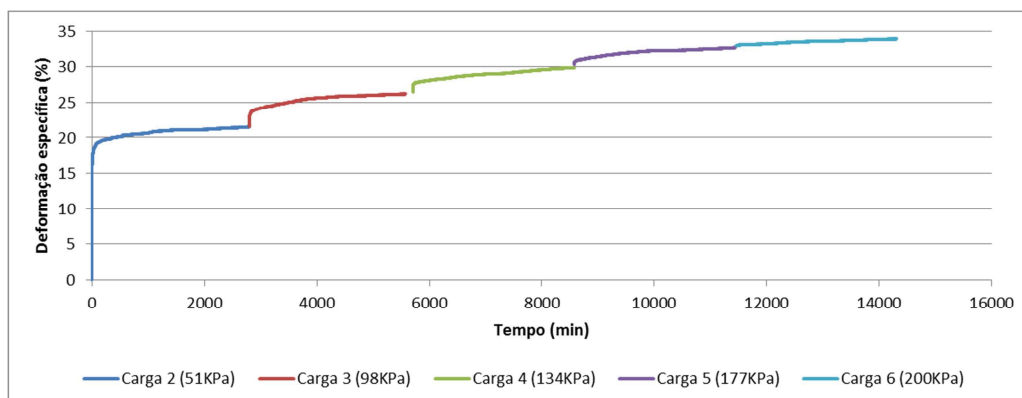


Figura 55 – Curva de deformação mecânica dos RSU (2ª ensaio edométrico).

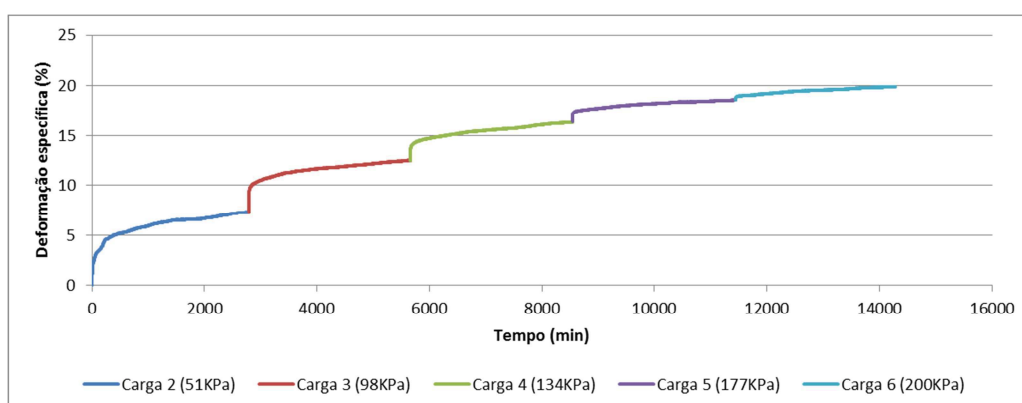
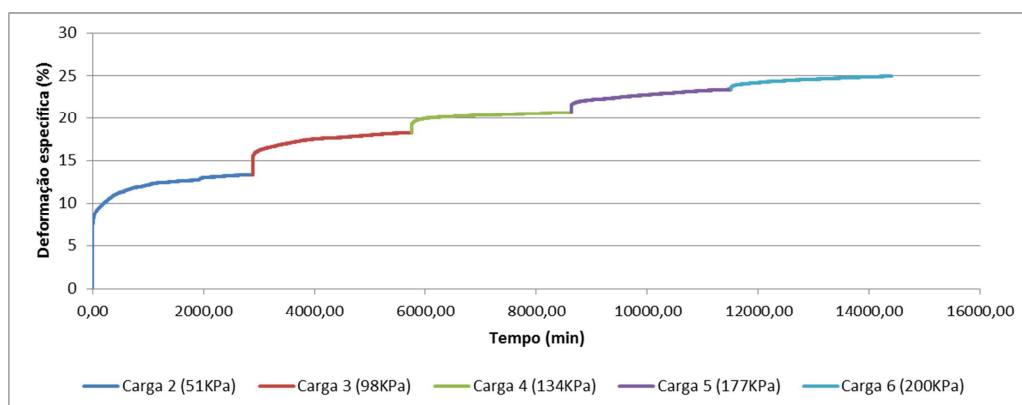


Figura 56 – Curva de deformação mecânica dos RSU (3ª ensaio edométrico).



Observa-se nas Figuras 54, 55 e 56 que as deformações mecânicas apresentaram comportamentos semelhantes. No momento em que a carga é aplicada, há uma deformação imediata que tende a reduzir no decorrer do tempo, até um período em que não há variações. Para cada acréscimo de carga este comportamento se repete, porém com intensidades menores.

O primeiro estágio de carregamento (20 KPa), correspondente a tensão exercida pela camada de cobertura, e constatou-se que este carregamento não proporcionou deformação volumétrica nos RSU. Por isso, nas Figuras 54, 55 e 56, são foram apresentadas as deformações causadas por esta tensão. Logo, a camada de cobertura da célula experimental pouco contribui na variação volumétrica do maciço sanitário. As deformações ocorridas próximas à camada de cobertura estão associadas, principalmente, a aspectos biológicos.

Verifica-se nas Figuras 54, 55 e 56, que as maiores variações de deformação específica aconteceram quando a segunda carga foi aplicada. No primeiro ensaio (Figura 54) houve uma deformação imediata de, aproximadamente, 19%, no segundo (Figura 55) de 3% e no terceiro (Figura 56) de 8%. Estas diferenças nas deformações iniciais podem estar associadas às características dos resíduos, como a massa específica aparente úmida e teor de água. A Tabela 12 apresenta a massa específica e o teor de água de cada amostra de resíduo e suas respectivas deformações (imediatas e totais).

Tabela 12 – Massa específica, teor de água e deformações das amostras utilizadas nos ensaios de adensamento.

Ensaio	Massa específica úmida inicial (g.cm⁻³)	Teor de água inicial (%)	Deformação específica imediata (%)	Deformação específica total (%)
1	0,23	30	19	34
2	0,35	33	3	20
3	0,67	56	8	25

Quanto maior a massa específica, menor será a deformação. Na Tabela 12, observa-se que nos ensaios 1 e 2, onde o teor de água estão próximos e a massa específica aumenta, há uma redução tanto na deformação específica imediata, quanto na deformação específica total. No terceiro ensaio, este comportamento não foi observado, devido provavelmente à adição de água à amostra de RSU, para que ela apresentasse o mesmo teor de água da célula experimental. Esta adição resultará em um maior adensamento.

Desconsiderando as deformações imediatas da segunda carga, que ocorreram devido às propriedades específicas dos resíduos, observa-se que as três amostras apresentaram uma deformação próxima de 15%.

Com o propósito de certificar-se que não houve biodegradação dos resíduos durante a realização dos ensaios de adensamento, verificou-se o teor de sólidos voláteis, que indica a concentração de material carbonáceo, no início e término do monitoramento. Os resultados obtidos estão descritos na Tabela 13.

Tabela 13 – Sólidos voláteis no início e término do ensaio de adensamento.

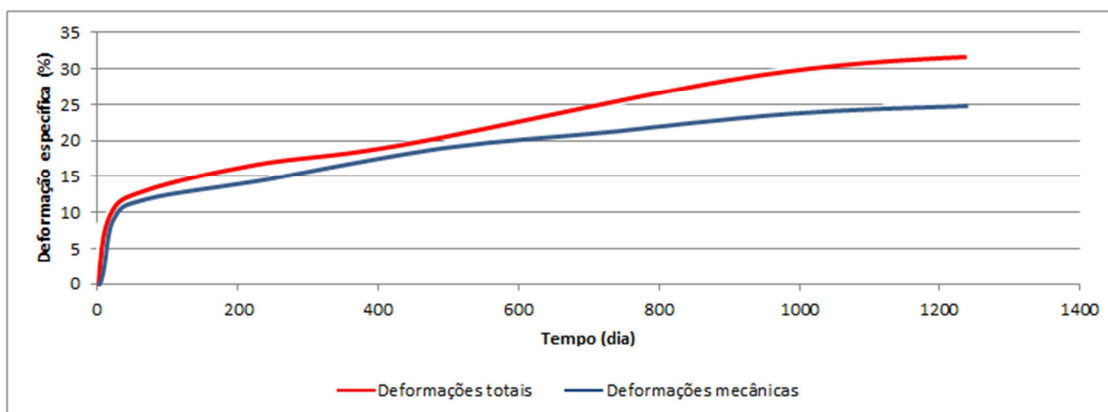
Ensaio	Sólidos Voláteis (%)	
	Início de ensaio	Término do ensaio
1	88	86
2	85	84
3	90	80

Conforme Tabela 13, no primeiro e segundo ensaio de adensamento, praticamente não houve variação de sólidos voláteis. Porém, no terceiro ensaio verifica-se uma variação de 10% de sólidos voláteis do início para o término do ensaio. Provavelmente, esta variação, assim como as verificadas nos ensaios 1 e 2, estão associadas a heterogeneidade da amostra, pois, se houvesse consumo de matéria orgânica, provavelmente, seria identificado, na célula edométrica, a geração de gases e outros subprodutos da decomposição anaeróbia.

Considerando que, para as tensões aplicadas, todas as deformações mecânicas dos RSU tenham ocorrido no término do 6º carregamento, que ocorreu em 240 h, e que a célula experimental praticamente não apresentava deformações significativas no período que antecedeu a retroalimentação, ou seja, o maciço sanitário não apresentava variações volumétricas. Logo, pode-se correlacionar as deformações mecânicas monitoradas na célula edométrica com as deformações totais monitoradas na célula experimental.

Devido à configuração e características das amostras de RSU utilizadas no ensaio de adensamento, selecionou-se, para realização da correlação das deformações mecânicas (ensaio edométrico) e totais (célula experimental), apenas os resultados obtidos no terceiro ensaio de adensamento, conforme ilustra Figura 57.

Figura 57 – Deformações totais e mecânicas da célula experimental.



Conforme Figura 57, as deformações mecânicas e totais observadas no início do monitoramento, da célula experimental, apresentam comportamento semelhante, indicando que as deformações iniciais da célula experimental ocorreram devido a processos mecânicos.

Porém, segundo Mc Dougall et al. (2004), Hettiarachchi et al. (2007), Bareither et al. (2012) e Babu e Lakshmikanthan (2015), as deformações de maciços sanitários são mecanismos ocasionados por fatores mecânicos (compressão dos RSU, rearranjo de partículas e colapso de vazios), químicos (corrosão, combustão e oxidação do material) e biológicos (digestão aeróbia e anaeróbia da fração orgânica dos RSU e sua conversão em líquidos e gases). Por isso, no decorrer do monitoramento, as deformações mecânicas não se mantêm na mesma magnitude das deformações totais.

A diferença entre as deformações totais e mecânicas é resultante dos processos químicos e biológicos que ocorrem no maciço sanitário. Estes processos se intensificam no decorrer do tempo, e só resultará em deformações, caso existam cargas suficientes para colapsar a estrutura do maciço. Logo, podem existir inúmeros vazios, na célula experimental, que não colapsaram devido às tensões que os resíduos estão submetidos. Estes resultados corroboram com as descrições de Melo (2003) e Melo (2011) durante análises de recalques medidos no Aterro da Muribeca na Região Metropolitana do Recife e em uma célula experimental de RSU em Campina grande-PB, respectivamente.

Observa-se, na Figura 57, que a partir de 500 dias de monitoramento as deformações totais se distanciam das deformações mecânicas, indicando a perda de massa sólida dos constituintes dos resíduos. Neste período, os processos biodegradativos, que vinham ocorrendo na célula experimental, promovem um acréscimo de deformações.

Farais (2014) ajustou os recalques da célula experimental em estudos aos modelos de Sowers (1973), Yen e Scalon (1975), Ling et al. (1998) e Simões (2000) e constatou que a partir do 500º dia de monitoramento os modelos não apresentaram um bom ajuste, devido, provavelmente, à intensificação das deformações resultantes dos processos biodegradativos.

No término do monitoramento, verifica-se, que 78% das deformações ocorreram devido a processos mecânicos e 22% devido a processos biodegradativos.

4.3 Modelagem Estatística

Para desenvolvimento da modelagem estatística realizou-se uma análise descritiva das deformações verticais ocorridas na célula experimental de setembro de 2011 (dato zero – enchimento da célula experimental) a março de 2015 (mês que antecedeu a retroalimentação). Inicialmente foram analisadas a média, mediana, desvio padrão, coeficiente de variação e os valores máximos e mínimos da variável em estudo, conforme Tabela 14.

Tabela 14 – Estatística descritiva da deformação específica.

Variável	Média	Mediana	Desvio padrão	Coeficiente de variação	Valor mínimo	Valor máximo
Deformação específica (%)	18,6	18,1	5,9	31,8	0	31,5

Verifica-se na Tabela 14 que as estimativas da média e mediana mostram-se bem próximas entre si, sugerindo distribuições do tipo simétricas para os dados monitorados das deformações específicas do maciço sanitário ao longo do tempo.

De acordo com as medidas de tendência central (média e mediana), observa-se na Tabela 14 que 50% das deformações do maciço sanitário ocorreram até o 361º dia de monitoramento, correspondendo a uma variação volumétrica de 18,6% do maciço sanitário.

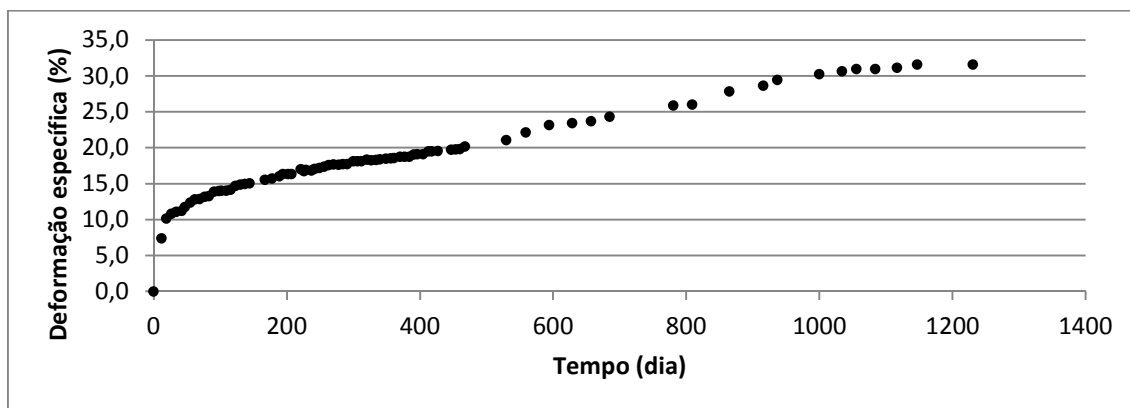
Conforme as medidas de dispersão (desvio padrão, coeficiente de variação e valor máximo e mínimo), os dados possuem uma grande variabilidade e uma amplitude considerável, porém admissível, tendo em vista que o monitoramento das deformações específicas ocorreu até a estabilização do maciço sanitário.

Utilizando o software Statistica versão 8.0 (StatSoft 2006) e também o suplemento estatístico do Excel, action (Equipe Estatcamp, 2014), realizaram-se regressões lineares e não

lineares simples, entre as médias das deformações específicas das placas superficiais (variável dependente) e o tempo de monitoramento (variável independente). Através dessa relação podem-se prever as deformações verticais do maciço sanitário em estudo ao longo do tempo.

A Figura 58 apresenta o diagrama de dispersão das variáveis estudadas, deformação específica e tempo.

Figura 58 – Diagrama de dispersão.



Observa-se na Figura 58 que existe uma associação da deformação específica e tempo. Inicialmente não há um comportamento linear entre as variáveis estudadas, porém a partir do 19º dia os dados monitorados seguem uma tendência de linearidade positiva, ou seja, à medida que o tempo aumenta, os valores das deformações específicas aumentam linearmente.

Antes do 19º dia as deformações específicas tendem a não linearidade, devido, principalmente a processos mecânicos que ocorrem no maciço sanitário, proporcionando uma redução do seu volume. Nos últimos dias do monitoramento (1147 dias), há uma tendência das deformações específicas permanecerem constante ao longo do tempo, provavelmente os constituintes presentes nos resíduos são de difícil degradação, os microrganismos estão com seus processos metabólicos inativos e as cargas aplicadas não são suficientes para promoverem deformações.

De acordo com Hettiarachchi et al. (2007) e Dixon e Jones (2005) as deformações em RSU acontecem devidos a processos mecânicos e biológicos, sendo a fase inicial caracterizada pela predominância da compressibilidade, processo mecânico e no término e a final por processos biológicos. Esta característica pode reduzir o grau de dependência linear entre as variáveis tempo e deformação específica, podendo ser a razão da não linearidade no início e constância no término do monitoramento.

4.3.1 Regressão linear simples

Como os dados não apresentam linearidade no início do monitoramento, selecionou-se, através da amplitude interquartílica, para o desenvolvimento do modelo de regressão linear simples, apenas aqueles que se encontram dentro dos limites críticos. Segundo Paiva (2009), os limites críticos da amplitude interquartílica representam medidas de dispersão insensível a observações perturbadoras e são utilizadas na identificação de dados discrepantes. A Tabela 15 apresenta o nível de variabilidade dos dados.

Tabela 15 – Variabilidade da deformação específica.

Variável	1º Quartil	3º Quartil	Média	Mediana	Limite crítico inferior	Limite crítico superior
Deformação específica (%)	15,0	19,8	18,6	18,1	7,7	27,1

Conforme a amplitude interquartílica (Tabela 15) o modelo será desenvolvido com deformações específicas superiores a 7,7% e inferiores a 27,1%. Porém, fez-se necessário analisar a normalidade das deformações específicas deste intervalo através do teste de Kolmogorov - Smirnov (Tabela 16).

Tabela 16 – Teste da normalidade.

Variável	p-valor	D _{calculado}	D _{tabelado}
Deformação específica	0,085	0,101	0,164

Considerando um nível de significância (α) de 0,05 e um número de observações (n) de 80, verifica-se na Tabela 16 que $D_{\text{calculado}}$ é menor que o D_{tabelado} , com isso não há evidências para rejeitar a hipótese de normalidade dos dados e como o p-valor é maior que 0,05, aceita-se a hipótese nula, ou seja, os dados em estudo seguem uma distribuição normal.

As Tabelas 15 e 16 analisam apenas a variável resposta, deformação específica, pois o tempo é uma variável independente que apenas influencia o comportamento dos recalques,

não sendo necessários os respectivos estudos, uma vez sua variação não depende dos recalques.

O intervalo selecionado para determinação do modelo de regressão linear apresentou um coeficiente de correlação de 0,98, indicando que as deformações específicas e tempo estão diretamente relacionados, isto é, existe uma correlação linear positiva e muito forte entre elas, porém esta correlação pode ter ocorrido por acaso. Por isso, realizou-se o *Test t* de Student para verificar se a associação entre as variáveis é real. Com nível de significância de 0,05 e um grau de liberdade de 78, o $t_{calculado}$ (46,19) foi maior que o $t_{crítico}$ (2,00) comprovando que a correlação apresenta significância estatística.

Após a verificação de que a correlação entre as duas variáveis é significativa, determinou-se a regressão linear, conforme Tabela 17, que configurou-se com um coeficiente de determinação (R^2) de 0,97, mostrando que 97% da variabilidade dos recalques, no intervalo de tempo estudo, podem ser explicados pelo modelo. Os 3% restantes da variação das deformações específicas, provavelmente, são explicados por outros fatores. Conforme Farias (2014) as deformações específicas são influenciadas pelo tamanho da partícula associada à composição, umidade e parâmetros geotécnicos, biológicos e físico-químicos que compõem os resíduos.

Tabela 17 – Regressão linear.

	Coefficiente	P-valor	95% inferiores	95% superiores
Linear (Interseção)	12,0	$7,93 \cdot 10^{-69}$	11,71	12,28
Angular (Tempo)	0,018	$1,1 \cdot 10^{-50}$	0,017	0,019

Verifica-se na Tabela 17 que o *P-valor* é inferior a 0,05, portanto a regressão apresenta significância estatística e não ocorreu por acaso.

Pela análise do coeficiente linear ($a \approx 12$), Tabela 17, aos 19 dias, tempo correspondente ao início da regressão, houve uma deformação específica de 12% e conforme o coeficiente angular da equação de regressão linear, para cada acréscimo de um dia espera-se que ocorra na massa dos RSU uma deformação específica de 0,018%.

A Equação 32 pode ser utilizada para se fazer predições sobre as deformações específicas ocorridas na célula experimental em estudo ou em sistema que possua configuração semelhante, no intervalo de 19 a 809 dias de monitoramento.

$$y = 12 + 0,018 * x \quad (32)$$

Onde: y = deformação específica em percentual;

x = tempo em dias.

Até os 809º dia espera-se, conforme Equação 32, que ocorra uma deformação específica de 27% na massa de resíduos. Portanto existirá um ganho de espaços para dispor novos resíduos e na maioria dos empreendimentos esta maximização de vida útil não é planejada.

Conforme Tabela 17, pode-se determinar, com 95% de confiança, as equações inferior e superior, Equações 33 e 34 respectivamente, do modelo desenvolvido, ou seja, os dados observados estarão dentro do intervalo de medidas prevista no modelo.

$$y = 11,71 + 0,017 * x \quad (33)$$

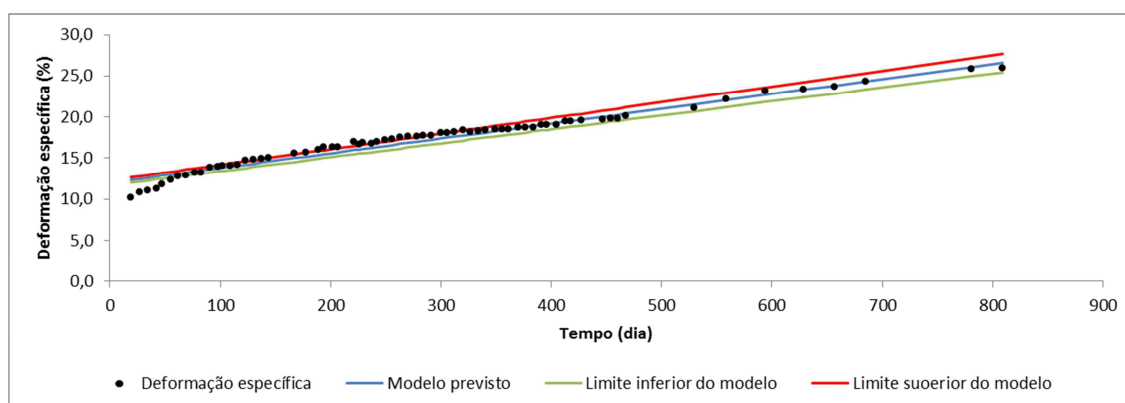
$$y = 12,28 + 0,019 * x \quad (34)$$

Onde: y = deformação específica em percentual;

x = tempo em dias.

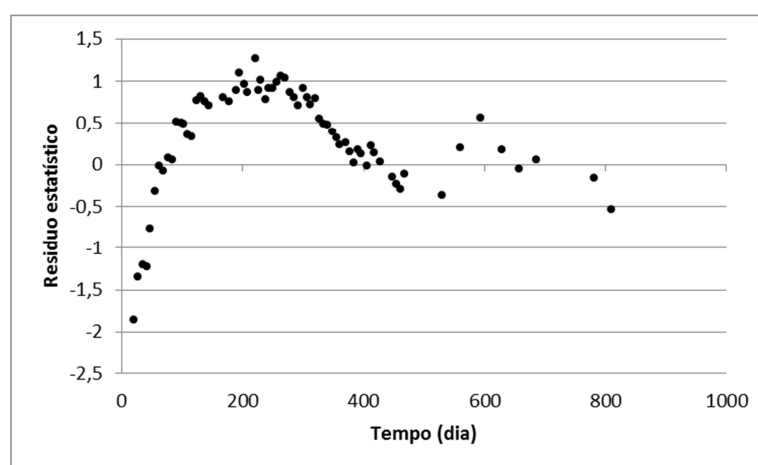
A Figura 59 apresenta as retas dos modelos gerados e os valores das deformações específicas monitorados na célula experimental.

Figura 59 – Dispersão dos valores preditos pelos modelos ajustados.



Para investigar a adequabilidade do modelo de regressão realizou-se a análise dos resíduos estatísticos através de análise gráfica, Figura 60, e teste de Goldfeld-Quandt e Durbin-Watson.

Figura 60 – Resíduos estatísticos do modelo linear.



Conforme Figura 60, as deformações específicas não seguem um comportamento linear. Apesar dos resíduos gerados se encontrarem entre o intervalo de -1,9 a 1,3, eles sugerem a modelagem das deformações através de regressões não lineares.

O teste de Goldfeld-Quandt (Tabela 18) é utilizado para testar a hipótese nula de que as variâncias dos erros são iguais (homoscedasticidade) e a hipótese alternativa de que as variâncias dos erros são uma função multiplicativa da variável, sendo que a variável pode pertencer ou não ao modelo em questão.

Tabela 18 – Teste de Goldfeld-Quandt.

Variável	GQ	<i>p</i>-valor
Tempo	0,39	1,0

Verifica-se na Tabela 18 que os resíduos estatísticos apresentam homoscedasticidade, uma vez que o *p*-valor é maior que o nível de significância de 0,05. Portanto os erros padrões dos estimadores, obtido pelo método dos mínimos quadrados, são coerentes e a inferência estatística é válida, podendo concluir que os estimadores da equação de regressão linear são adequados estatisticamente.

Para verificar se os resíduos são independentes realizou-se o teste de Durbin-Watson (Tabela 19), que apresenta como hipótese nula (H_0) a independência dos resíduos estatísticos e como hipótese alternativa (H_1) a dependência dos resíduos estatísticos.

Tabela 19 - Teste de Durbin-Watson.

DW	DL	DU	<i>p</i>-valor
0,116	1,420	1,478	$6,88 \cdot 10^{-36}$

Conforme a Tabela 19, $0 \leq DW \leq DL$ e o *p*-valor é inferior a 0,05, então rejeita-se a hipótese nula e portanto, pode-se afirmar com nível de confiança de 95% que os resíduos são dependentes e apresentam uma correlação positiva. O não atendimento deste critério pode está associado a necessidade de introduzir outras variáveis no modelo que possibilite um melhor ajuste.

4.3.2 Regressão não linear simples

A regressão não linear simples foi desenvolvida com auxílio das equações logarítmica, potencial e polinomial. A Tabela 20 apresenta às estimativas para os parâmetros dos modelos desenvolvidos. Todos os parâmetros foram significativos e não nulos, de acordo com os intervalos de confiança assintóticos de 95% e *p*-valor próximos de zero.

Tabela 20 – Estimativas pra os parâmetros dos modelos ajustados as deformações específicas e seus respectivos intervalos de confiança assintóticos de 95%.

		Coeficientes		
		a	b	c
Modelo 1 (Logarítmico)	Limite inferior	5,15	1,16	-
	Estimado	6,27	3,89	-
	Limite superior	7,38	6,63	-
Modelo 2 (Potencial)	Limite inferior	2,43	0,32	-
	Estimado	2,76	0,34	-
	Limite superior	3,08	0,36	-
Modelo 3 (Polinomial)	Limite inferior	$-6,93 \cdot 10^{-6}$	0,02	9,67
	Estimado	$-6,93 \cdot 10^{-6}$	0,03	10,42
	Limite superior	$-6,93 \cdot 10^{-6}$	0,03	11,18

As Equações 35, 36 e 37 modelam o comportamento das deformações específicas ao longo do tempo dos RSU dispostos na célula experimental de forma logarítmica, potencial e polinomial, respectivamente.

$$y = 6,27 * \log_{10}(x) + 3,89 \quad (35)$$

$$y = 2,76 * x^{0,34} \quad (36)$$

$$y = -6,93 * 10^{-6} * x^2 + 0,03 * x + 10,42 \quad (37)$$

Onde: y = deformação específica em percentual;

x = tempo em dias.

As Figuras 61, 62, 63 apresentam as modelagens das deformações específicas ao longo do tempo com respectivos limites, conforme Tabela 20 e Equações 35, 36 e 37.

Figura 61 - Ajuste do modelo de regressão logarítmica para os dados de deformações específicas monitoradas ao longo do tempo.

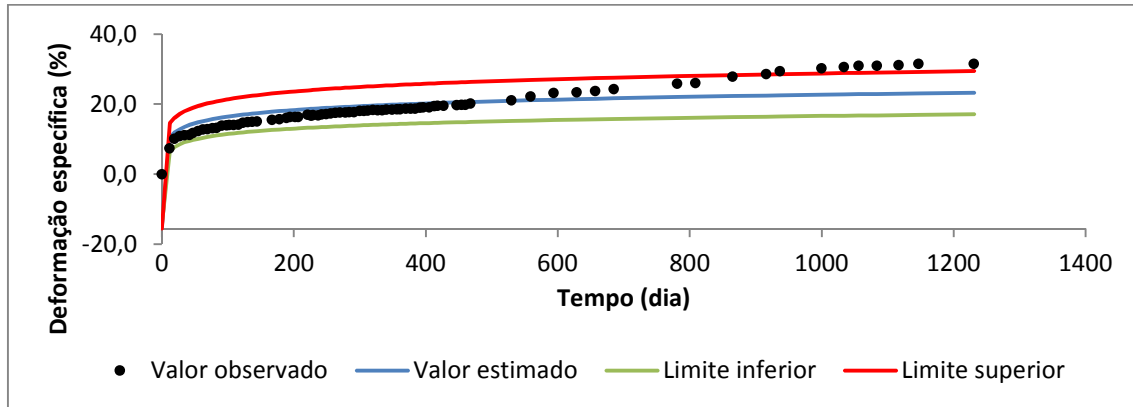


Figura 62 - Ajuste do modelo de regressão potencial para os dados de deformações específicas monitoradas ao longo do tempo.

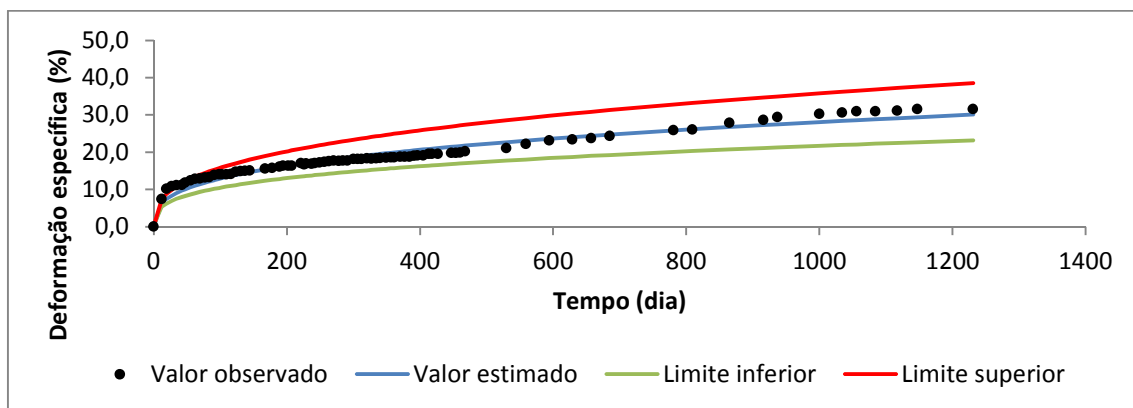
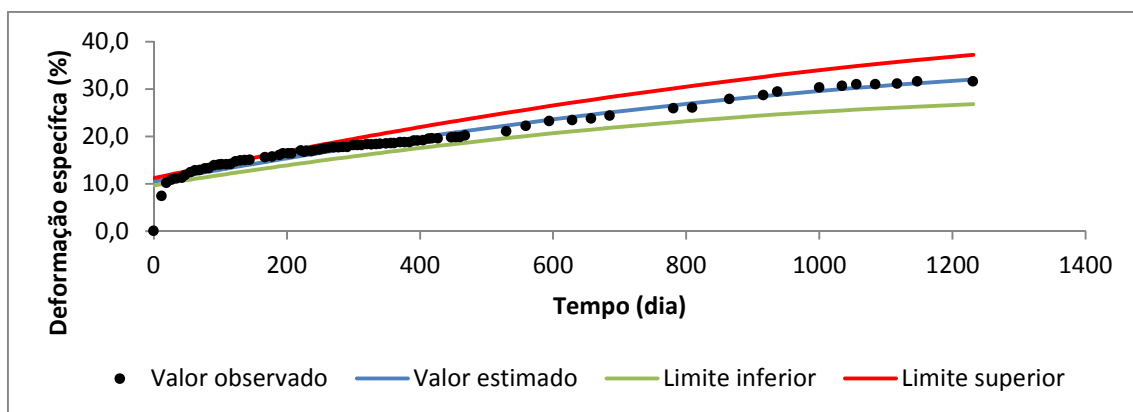


Figura 63 - Ajuste do modelo de regressão polinomial para os dados de deformações específicas monitoradas ao longo do tempo.



Verifica-se nas Figuras 61, 62, 63, que os três foram capazes de descrever o comportamento das deformações verticais específicas do maciço sanitário ao longo do tempo. No entanto, cada modelo possui maior representatividade dos dados monitorados em determinados períodos. O modelo logarítmico ficou comprometido quando estimou as deformações finais do monitoramento.

Observa-se na Figura 61 que entre 0 e 1 dia de monitoramento as deformações estimadas pelo modelo de regressão logarítmica foram negativas. Isso ocorreu devido as peculiaridades do modelo, onde o logarítmico de qualquer função só será maior que zero, quando a variável independente for maior ou igual a um. Logo, este modelo só pode ser utilizado para fornecer respostas de deformações específicas de maciços sanitários para um intervalo de tempo maior ou igual a um.

Ainda sobre a modelagem de regressão logarítmica das deformações específicas de RSU ao longo do tempo, constata-se, na Figura 61, que a partir de 559 dias de monitoramento as deformações observadas na célula experimental se distanciam das deformações estimadas pelo modelo, mas mantem-se dentro dos limites estimados até 860 dias, após este período o modelo não consegue explicar as deformações do maciço sanitário. Esta característica é peculiar da função logarítmica, pois uma grande variação do parâmetro independente implica em uma variação bem inferior na variável dependente.

Já a modelagem das deformações específicas dos RSU ao longo do tempo através da regressão potencial, Figura 62, apesar de ajustar o dado inicial (tempo zero, deformação zero), logo em seguida apresenta uma divergência entre as deformações observadas e as estimadas pelo modelo, chegando a ficar fora dos limites do modelo. A partir do 42º dia o modelo se ajusta aos dados monitorados, porém no término do monitoramento observa-se um distanciamento dos dados monitorados ao modelo potencial, apesar de se encontrarem dentro dos limites determinados.

Observa-se na Figura 63 que as respostas obtidas pelo modelo polinomial não satisfazem as deformações específicas verificadas na célula experimental, porém ele foi o que apresentou um ajuste aos dados finais, podendo ser o melhor para dar respostas em longos espaços de tempo.

A Tabela 21 apresenta um resumo da adequabilidade dos modelos nos três estágios de monitoramento (inicial, intermediário e final) das deformações específicas ocorridas na célula experimental de RSU.

Tabela 21 – Adequabilidade dos modelos às deformações específicas ao longo do tempo.

Modelo	Período de monitoramento		
	Inicial (0 a 30 dias)	Intermediário (31 a 500 dias)	Final (501 a 1231 dias)
1 - Logarítmico	Mediana	Mediana	Fraca
2 - Potencial	Fraca	Forte	Mediana
3 - Polinomial	Fraca	Mediana	Forte

Na Tabela 21, o período de monitoramento da célula experimental foi dividido em três intervalos para verificar qual modelo se mostra mais adequado na descrição da deformação específica dos RSU em momentos distintos.

O período de 0 a 30 dias de monitoramento corresponde ao período inicial, selecionou-se este intervalo como o inicial, pois ele é caracterizado por recalques mecânicos, deformação primária. A partir do 31º dia os recalques acontecem por processos mecânicos e biodegradativos, sendo o segundo mais determinante. O período de 31 a 500 dias foi classificado como intermediário e de 501 a 1231 como período final. A fase correspondente aos processos mecânicos e biodegradativos foi dividida em dois períodos (intermediário e final), pois Farias (2014) ajustou estes dados nos modelos desenvolvidos por Sowers (1973), Yen e Scalon (1975), Ling et al. (1998) e Simões (2000) não obteve um bom ajuste dos modelos a partir do 500º dia. Vale ressaltar que a autora modelou os dados de recalques da célula experimental em estudo de 0 a 774 dias.

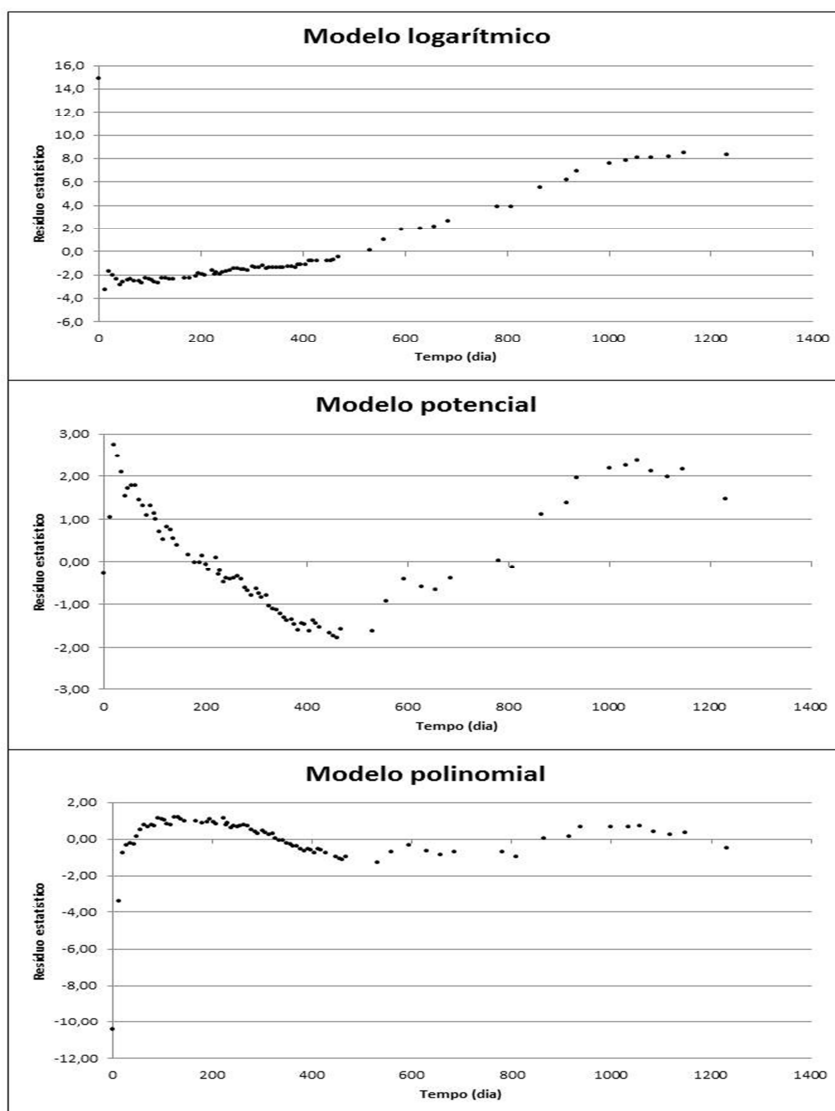
De modo geral pode-se concluir que o melhor modelo para descrever o comportamento inicial das deformações é o logarítmico, para o período intermediário é o potencial e para o período final o polinomial.

Porém, para realizar predições das deformações específicas ocorridas em maciços sanitários ao longo do tempo a partir das Equações 35, 36 e 37 faz-se necessário uma análise dos resíduos dos modelos ajustados.

De acordo com a Figura 64, os resíduos estatísticos, para o modelo logarítmico, variaram de -3,3 a 15, o valor mais alto do resíduo estatístico ocorreu devido à presença de outliers. No modelo potencial, os resíduos estatísticos variaram entre -2 e 3, indicando que a maior diferença entre o valor estimado pelo modelo e o observado na célula experimental corresponde a 3%. O modelo polinomial, apesar de apresentar um outlier no período inicial do monitoramento, apresenta menor dispersão dos resíduos ao longo do tempo, isso qualifica-o

como um bom modelo para previsão de deformações verticais de maciços sanitários ao longo do tempo.

Figura 64 – Análises dos resíduos estatísticos



A Tabela 22 apresenta os resultados da análise dos modelos ajustados aos dados das deformações específicas ocorridas na célula experimental ao longo do tempo. Percebe-se que, em todas as situações estudadas, as regressões apresentaram um coeficiente de determinação (R^2) superior a 0,60, indicando que 62% da variável deformação específica pode ser explicada pelo modelo logarítmico, 94% pelo potencial e 94% pelo polinomial. De acordo com os R^2 obtidos a modelagem potencial explica as deformações específicas ocorridas na célula experimental tão bem quanto a modelagem polinomial.

Tabela 22 – Critério de avaliação da qualidade de ajuste dos modelos logarítmico, potencial e polinomial.

Modelo	R²	Erro médio (%)	AIC
1 - Logarítmico	0,62	2,69	210,61
2 - Potencial	0,94	1,08	62,05
3 - Polinomial	0,94	0,80	59,53

Porém o R^2 apenas indica o grau de associação entre duas variáveis (deformação específica e tempo). Para sugerir qual melhor representa a variável dependente em estudo é necessário analisar outros fatores como a média da soma do quadrado dos resíduos (erro médio), que estima a distância entre o valor observado e estimado. Logo, quanto menor for o erro médio, mais próximo o modelo está da realidade. Ainda na Figura 21, pode-se constatar que o modelo logarítmico apresentou um erro médio de 2,69%, o modelo potencial de 1,08% e o polinomial de 0,8%, como o último modelo configurou-se com um menor erro médio, pode-se pressupor que ele apresenta uma menor discrepância entre os dados monitorados e os estimados.

Outra forma de comparar modelos concorrentes é através de critérios de informação. O AIC é uma estimativa da informação quando um modelo é usado para se aproximar da realidade (informação de Kullback–Leibler) (BURNHAM e ANDERSON, 2002; JOHNSON e OMLAND, 2004). Além de ser uma forma rápida e de fácil interpretação para comparar modelos, o AIC corrige a log-verossimilhança penalizando funções com maior quantidade de parâmetros (BURNHAM e ANDERSON, 2002; BOLKER, 2006).

Quanto menor for o valor de AIC, melhor será o modelo. Conforme Tabela 22, o melhor modelo para explicar as deformações dos resíduos é o polinomial. Em análise mais profunda, o modelo logarítmico é $2 \cdot 10^{-33}$ vezes tão provável quanto o modelo polinomial de minimizar a perda de informação. Da mesma forma, o modelo potencial é 0,29 vezes mais provável que o modelo polinomial de minimizar a perda de informação.

4.4 Validação do Modelo

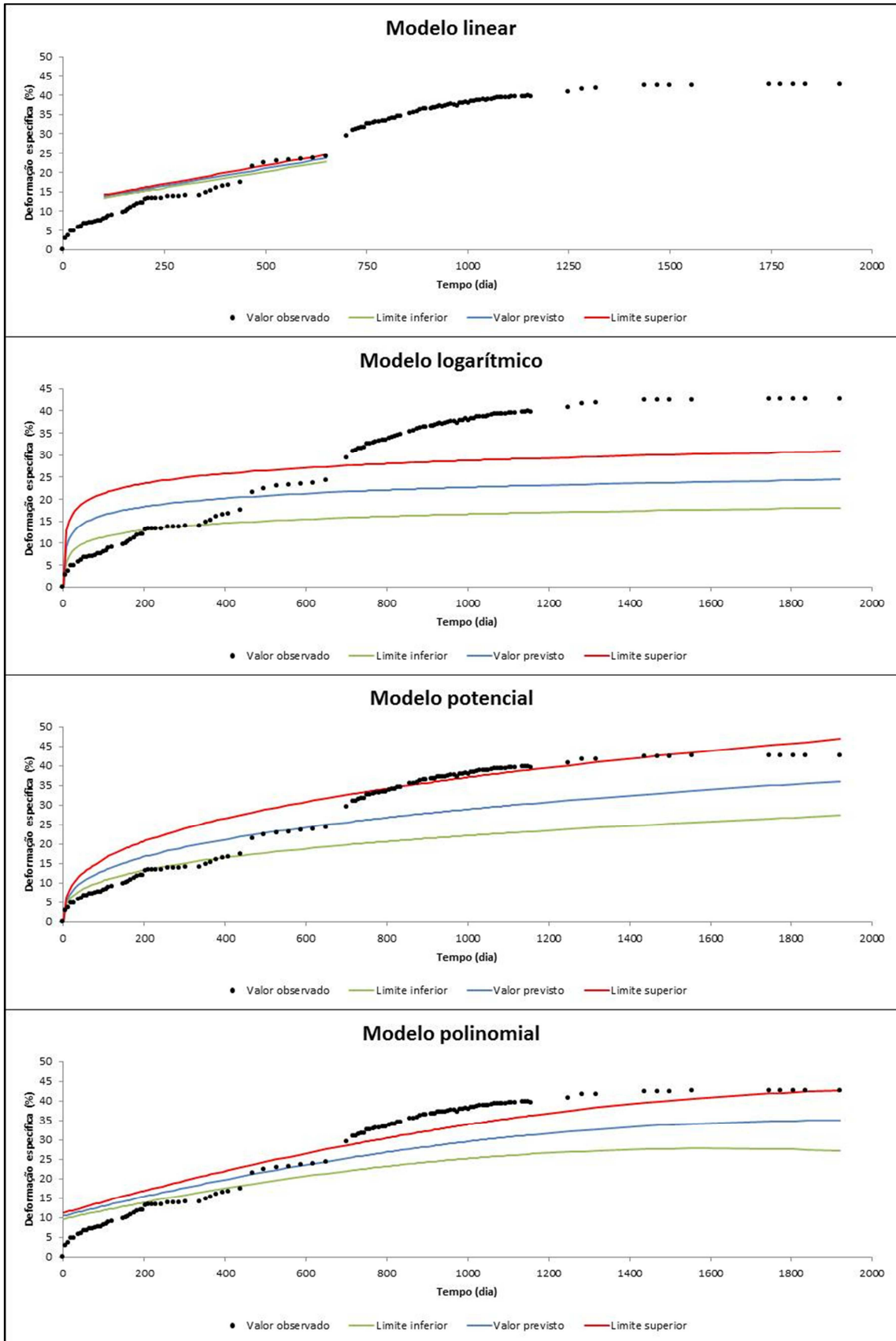
Através do monitoramento das deformações de células experimentais com resíduos sólidos da cidade de Campina Grande – PB realizado por Melo (2011), Caribé (2015) e Araújo Neto et al. (2012b) foi possível analisar e validar o ajuste dos modelos desenvolvidos. A Figura 65 apresenta os ajustes dos modelos aos dados monitorados por Melo (2011) e Caribé (2015). O modelo linear, conforme determinado na Tabela 17, é válido para o intervalo de 7,7% a 27,1% de deformação específica. Por isso, seu ajuste não ocorre durante todo período de monitoramento, uma vez que Melo (2011) registrou deformações superiores a 40%.

O modelo logarítmico, Figura 65, não expressa às deformações que ocorrem no término do monitoramento. A partir de 702 dias, todos os dados monitorados ficaram fora dos limites estabelecidos pelo modelo.

O modelo potencial foi o que apresentou um melhor ajuste aos dados monitorados por Melo (2011). Com ele pode-se obter previsões das deformações específicas para longos períodos, apesar de alguns pontos se encontrarem fora dos limites do modelo.

O modelo polinomial, assim com o potencial, apresenta um bom ajuste aos dados monitorados por Melo (2011), porém não é recomendável a utilização desse modelo para o período inicial do monitoramento, pois ele expressa uma deformação inicial ($t = 0$ dia) de 10%. Para respostas de longos prazos, o modelo polinomial também é recomendável, pois as deformações estimadas pelo modelo começam a decrescerem até ficarem negativas.

Figura 65 – Ajuste dos modelos aos dados monitorados por Melo (2011) e Caribé (2015).



Os modelos também foram ajustados as deformações específicas monitoradas por Araújo Neto et al. (2012b), conforme Figura 66.

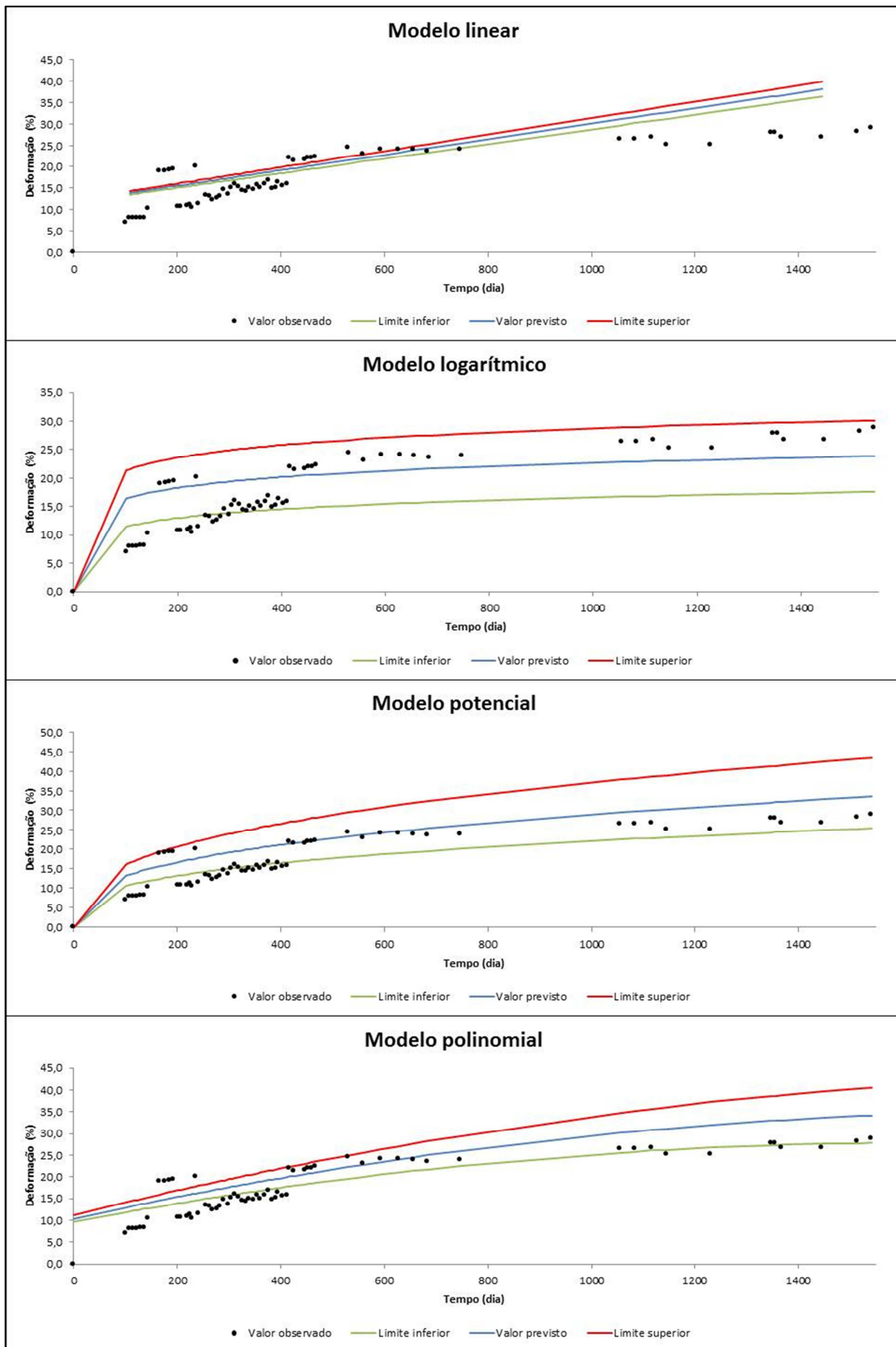
O modelo linear se ajusta a um maior período de monitoramento, pois as deformações monitoradas se encontravam dentro ou próximas do intervalo estabelecido. Porém, este modelo não é indicado para prever deformações para longos períodos, tendo em vista que ele não se estabiliza ao longo do tempo e tende a projetar deformações cada vez maiores.

O modelo logarítmico apresenta um bom ajuste aos dados. Independente do período monitorado o modelo logarítmico não projetará deformações superiores às verificadas *in situ*, isso ocorre devido às características da função.

O modelo polinomial também apresenta um bom ajuste aos dados monitorados. Porém, à medida que os valores da variável independente (tempo) aumentam, os valores da variável dependente (deformação específica) também aumentam, e isso acontece ao longo de toda a função. Logo, não se recomenda o uso desse modelo para longos períodos, pois as deformações já estarão estabilizadas e o modelo ainda projetará acréscimos de deformações.

O modelo polinomial, como observado no ajuste dos dados monitorados por Melo (2011) (Figura 65), não é recomendável para o período inicial do monitoramento, pois ele expressa uma deformação inicial ($t = 0$ dia) de 10%. Assim como para projeções de longos prazos, pois as deformações estimadas pelo modelo começam a decrescerem até ficarem negativas.

Figura 66 – Ajuste dos modelos aos dados monitorado por Araújo Neto et al. (2012b).



De modo geral, os modelos se ajustaram melhor aos dados monitorados por Araújo Neto et al. (2012b). Este fato pode ter ocorrido devido as características do maciço sanitário. A célula experimental monitorada por Araújo Neto et. al. (2012b) apesar de apresentar configuração geométrica distinta da célula experimental monitorada nesta pesquisa, seus enchimentos ocorreram no mesmo período, apresentando a mesma composição de RSU e ficando submetidas às mesmas condições ambientais.

Já a célula experimental monitorada por Melo (2011) e Caribé (2015), apesar de apresentar configuração geométrica semelhante à célula experimental em estudo, seu enchimento ocorreu em outubro de 2009, ficando, os resíduos, submetidos a condições ambientais diferentes das que estavam a célula experimental em estudo. Além disso, a composição dos RSU também era distinta.

Para maior compreensão da influência de fatores geométricos e ambientais, faz-se necessário a inclusão dessas variáveis nos modelos desenvolvidos.

5 CONCLUSÕES

- Em termos gravimétricos, 46,5% dos RSU produzidos em Campina Grande – PB são materiais putrescíveis, passíveis de degradação ao longo do tempo. A biodegradação da matéria orgânica dos resíduos dispostos na célula experimental proporcionou a ocorrência de recalques secundários.
- O alto percentual, em termos volumétricos de inertes favoreceu os recalques primários e retardou e/ou inibiu os secundários.
- A curva granulométrica dos RSU de Campina Grande – PB foi caracterizada por uma curva bem graduada, não existindo concentração muito elevada de resíduos com granulometria específica.
- Os resíduos menores ocupam os vazios correspondentes aos maiores, criando um entrosamento, do qual pode resultar em menor compressibilidade e maior resistência do maciço sanitário.
- É necessária uma pré-secagem dos resíduos de Campina Grande – PB para ocuparem um menor espaço, tendo em vista que o teor de água ótimo, obtido na curva de compactação, está abaixo do teor de água natural dos RSU.
- Com base no parâmetro massa específica aparente, o constituinte ideal dos resíduos a serem tratados em aterros sanitários são os resíduos orgânicos, pois sua massa ocupará um menor volume da célula, quando comparado aos outros constituintes.
- O comportamento dos recalques ao longo do tempo foi influenciado pelas características dos resíduos, onde a velocidade das deformações decresceu com o tempo, porém apresentou uma elevação durante a retroalimentação.
- As deformações monitoradas ao longo do tempo na célula experimental gerou uma curva de três trechos definidos. O primeiro corresponde a um intervalo de, aproximadamente, 20 dias, com deformações expressivas resultantes de processos mecânicos. O segundo trecho, que corresponde aos processos biodegradativos, apresenta um comportamento de tendência linear. No terceiro trecho, após 1147 dias de monitoramento, há uma tendência das deformações específicas permanecerem constantes ao longo do tempo.

- As propriedades físicas, químicas e biológicas dos resíduos podem alterar o comportamento padrão de uma curva de adensamento num ensaio edométrico, resultando em deformações mecânicas distintas.
- Na célula experimental, 78% das deformações ocorreram devido a processos mecânicos e 22% devido a processos biodegradativos.
- Apesar dos modelos desenvolvidos apresentarem um bom ajuste, as deformações específicas monitoradas na célula experimental, melhor modelo para descrever o comportamento inicial das deformações é o logarítmico, para o período intermediário é o potencial e para o período final o polinomial.
- A aplicação dos modelos desenvolvidos para prever deformações específicas de maciços sanitários mostrou uma boa reprodução dos resultados obtidos *in situ*.
- Embora não tenha ocorrido uma perfeita superposição entre as curvas dos modelos desenvolvidos e os dados experimentais, os valores para a condição de estado crítico foram próximos.
- Os modelos apresentaram melhores ajustes as deformações monitorados por Araújo Neto et al. (2012b) que as monitoradas por Melo (2011) e Caribé (2015) devido as características do maciço sanitário e as condições ambientais que estava submetido serem semelhantes.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 6457: Amostras de solo - preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização método de ensaio. Rio de Janeiro, 2016. 9p.

_____ NBR 10004: Resíduos Sólidos – classificação. Rio de Janeiro, 2004^a 74p.

_____ NBR 10007: Resíduos Sólidos – amostragem de Resíduos. Rio de Janeiro, 2004c. 21p.

_____ NBR 7181-: Solo - análise granulométrica – método de ensaio. Rio de Janeiro, 1984d. 13p.

_____ NBR 7182: Solo - ensaio de compactação – método de ensaio. Rio de Janeiro, 1986b. 10p.

_____ NBR 8419: Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos. Rio de Janeiro, 1992. 7p.

_____ NBR 6508: Grãos de solo que passam na peneira 4,8mm – Determinação da massa específica. Rio de Janeiro, 1984, 8p.

ABRELPE – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil: 2014. Rio de Janeiro, 2014.

ABREU, R. C. **Compressibilidade de maciços sanitários**. 2000. Dissertação (Mestrado) – Escola Politécnica de São Paulo, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2000.

Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba -AESA. In: DADOS ano 2006. Campina Grande- PB: Disponível em: <http://www.lmrsemarh.ufcg.edu.br/meteoro/chuvas_ano200609_dados.shtml>. Acesso em: 5 mar. 2015, 13:45:00.

AIRES, K. O. **Monitoramento das concentrações de gases em uma célula experimental de resíduos sólidos urbanos na cidade de Campina Grande-PB**. 2013. 118 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2013.

AKAIKE, H. Maximum likelihood identification of Gaussian autoregressive moving average models. **Biometrika**, v. 60, n. 2, p. 255-265, 1973.

ALCÂNTARA, P. B. **Avaliação da Influência da Composição de Resíduos Sólidos Urbanos no Comportamento de Aterros Simulados**. 2007. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2007.

ALVES, F. S. **Influência das condições meteorológicas na biodegradação dos resíduos sólidos urbanos em Campina Grande – PB**. 2012. 146 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande-PB.

American Society for Testing and Materials- ASTM. D854. (2005). “Standard Test Methods for Specific Gravity of Soil solids by Water Pycnometer”, ASTM International, West Conshohocken, PA, 2005, DOI: 10.1520/D0854-05.

ANDRIOTTI, J. L. S. **Fundamentos de estatística e geoestatística**. São Leopoldo, Unisinos, 2003. 165 p.

ARAÚJO NETO, C. L. de. **Estudo do comportamento dos coliformes em biorreator de resíduos sólidos urbanos**. 2014. Monografia (Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental) - Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande-PB.

ARAÚJO NETO, C. L.; NÓBREGA, B. M. A.; FREITAS, R. R.; MONTEIRO, V. E. D.; DE PAIVA, W. estudo da compactação de resíduos sólidos urbanos da cidade de Campina Grande-PB. In: **Congresso Técnico Científico da Engenharia e da Agronomia - CONTECC 2015**. Fortaleza, 2015.

ARAÚJO NETO, C. L.; SOUSA, R. B. O.; SILVA, A. S.; PAIVA, W.; MONTEIRO, V. E. D. Avaliação do potencial econômico da reciclagem dos resíduos sólidos urbanos da cidade de Campina Grande-PB. In: **I Conferência Internacional em Gestão Ambiental Colaborativa**, Sousa, 2012a.

ARAÚJO NETO, C. L.; TORQUATO, A. L.; PEREIRE, T. A.; PAIVA, W. Modelagem estatística e planejamento fatorial para estimativa de recalques devido a biodegradação em lisímetros de bancada dos resíduos sólidos urbanos da cidade Campina Grande/PB. In: **XIX Encontro de Iniciação Científica da UEPB**. Campina Grande, 2012b.

ARAÚJO, E. P. **Estudo do Comportamento de Bactérias Aeróbias e Anaeróbias Totais na Biodegradabilidade de Resíduos Sólidos Urbanos da Cidade de Campina Grande-PB**.

2011. 116 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2011.

ARAÚJO, P. S.; SILVA, D. L. M.; CARIBE, R. M.; BATISTA, P. I. B.; MONTEIRO, V. E. D. Estudo Geotécnico para Impermeabilização de Aterro Sanitário em Escala Experimental. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE MECÂNICA DOS SOLOS E ENGENHARIA GEOTÉCNICA, 17, 2014, Goiânia. **Anais...** Goiânia: Comunidade Geotécnica Brasileira, 2014.

ARIAS, A. Modelo de Asentamiento de Vertederos Controlados de Residuos Sólidos Urbanos. Tesina de Magister en Ingeniería Sanitaria y Ambiental DCTA y MA, Universidad de Cantabria, España, 1994.

AYUBA, K. A.; MANAF, L. A.; SABRINA, A. H.; AZMIN, S. W. N. Current Status of Municipal Solid Waste Management Practise in FCT Abuja. **Research Journal of Environmental and Earth Sciences**. v. 5, n. 6, p. 295-304, 2013.

BABU, G. L. S.; LAKSHMIKANTHAN, P. Estimation of the components of municipal solid waste settlement. **Waste Management & Research**, v. 33, n. 1, p. 30-38, 2015.

BABU, G. L. S.; Reddy, K. R.; CHOUSKEY, S. K.; KULKARNI, H. S. (2010) Prediction of Long-term Municipal Solid Waste Landfill Settlement Using Constitutive Model. Practice Periodical of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste Management, ASCE, 14(3), 139-150.

BAE, W.; KWON, Y. Consolidation Settlement Properties of Seashore Landfills for Municipal Solid Wastes in Korea. **Marine Georesources & Geotechnology**, n. just-accepted, 2015.

BAREITHER, C. A.; BENSON, C. H.; EDIL, T. B. Effects of waste composition and decomposition on the shear strength of municipal solid waste. **Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering**, v. 138, n. 10, p. 1161-1174, 2012.

BIDONE, F. R. A.; POVINELLI, J. **Conceitos básicos de resíduos sólidos**. EESC/USP, 1999.

BJARNGARD, A.; EDGERS, L. Settlement of municipal solid waste landfills. In: **The annual madison waste conference**, 1990.

BOLKER, B. M. *Ecological models and data in R*. Princeton University Press, 2008.

BORBA, S. M. P. **Análise de modelos de geração de gases em aterros sanitários**: estudo de caso. 2006. Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2006.

BORGATTO, A. V. A. **Estudo das Propriedades Geomecânicas de Resíduos Sólidos Urbanos Pré-tratados**. 2010. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2010.

BORGES, B. L. M. **Simplificando a estatística: coletânea de textos e exercícios didáticos**. Campina Grande: EDUEP, 2003.

BOSCOV, M. E. G. **Geotecnia ambiental**. Oficina de Textos, 2008.

BOSCOV, M. E. G.; ABREU, R. C. de Aterros sanitários. Previsão de Desempenho–Comportamento Real–Aterros Sanitários, Taludes, Túneis, Fundações, Aterros Sobre Solos Moles. São Paulo: Associação Brasileira de Mecânica dos Solos e Engenharia Geotécnica-ABMS/NRSP, p. 7-44, 2000.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Lex: Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos – PNRS: Diário Oficial da União, Brasília, DF, 2010.

BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Plano Nacional de Resíduos Sólidos**. Versão pós Audiências e Consulta Pública para Conselhos Nacionais. Brasília – DF, MMA/SRHU, 2012.

BREITMEYER, R. J.; BENSON, C. H. Measurement of unsaturated hydraulic properties of municipal solid waste. **Geo-Frontiers**, v. 1433, p. 1442, 2011.

BREUSCH, T. S.; PAGAN, A. R. A simple test for heteroscedasticity and random coefficient variation. **Econometrica: Journal of the Econometric Society**, p. 1287-1294, 1979.

BURNHAM, K. P.; ANDERSON, D. Model selection and multi-model inference. A Practical informatio-theoric approach. **Sringer**, 2003.

BURNHAM, K. P.; ANDERSON, D. R. Multimodel inference: understanding AIC and BIC in model selection. **Sociological methods and research**, v. 33, p. 261-304, 2004.

BUSSAB, W. O.; MORETTIN, P. A. **Estatística básica**. Saraiva, 2010.

CARDIM, R. D. **Estudo da resistência de resíduos sólidos urbanos por meio de ensaios de cisalhamento direto de grandes dimensões**. 2008. Dissertação (Mestrado) - Universidade de Brasília, Brasília – DF, 2008.

CARIBÉ, R. M. **Análise multivariada no comportamento dos recalques em célula experimental de resíduos sólidos urbanos**. 2015. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande-PB, 2015.

CARVALHO, J. L. V.; JESUS, S. C.; PORTELLA, R. B. Composição Gravimétrica Dos Resíduos Sólidos Domiciliares e Comerciais do Centro da Cidade de Barreiras – Bahia. **Revista Chão Urbano**, Rio de Janeiro, 2010.

CARVALHO, M. F. **Comportamento mecânico de Resíduos Sólidos Urbanos**. 1999. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Paulo-SP.

CASTILHOS JR., A.B.; MEDEIROS, P.A.; FIRTA, I.N.; LUPATINI, G.; SILVA, J.D. Principais processos de degradação de resíduos sólidos urbanos. **Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte**. Rio de Janeiro: ABES, Projeto PROSAB, 2003.

CATAPRETA, C. A. A. **Comportamento de um aterro sanitário experimental: avaliação da influência do projeto, construção e operação**. 2008. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte-MG, 2008.

CATAPRETA, C. A. A.; SIMOES, G. F. Avaliação da evolução dos recalques de longo prazo em um aterro sanitário experimental. In: **28º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Rio de Janeiro, 2015.

CATAPRETA, C. A. A.; SIMÕES, G. F.; MARTINS, H. L. ; BATISTA, H. P. Avaliação da Compactação de Resíduos Sólidos Dispostos no Aterro Sanitário da BR 040 em Belo Horizonte - MG. In: **5º Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental - REGEO'2003**, 2003, Porto Alegre/RS. Anais do 5º Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental. Porto Alegre/RS: ABMS, 2003.

CETESB. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. Resíduos sólidos urbanos e limpeza pública. 1990. São Paulo – SP.

CHEN, Y.; Ke, H.; FREDLUND, D. G.; ZHAN, L.; XIE, Y. Secondary compression of municipal solid wastes and a compression model for predicting settlement of municipal solid waste landfills. **Journal of geotechnical and geoenvironmental engineering**, v. 136, n. 5, p. 706-717, 2010

CODUTO, D. P.; HUITRIC, R. Monitoramento movimentos aterro usando instrumentos precisos. In: **Geotecnia de resíduos enche-Teoria e prática**. ASTM International, 1990.

COMLURB – Companhia Municipal de Limpeza Urbana. **Caracterização gravimétrica dos resíduos sólidos domiciliares do Município do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro, 2005. 88 p. Relatório.

CORDÃO, M. J. S. Modelagem e otimização da disposição espacial de unidades de reservação em redes de distribuição de água utilizando geotecnologias. Campina Grande, Departamento de Eng. Civil e Ambiental–UFPG, 2009.

CORREA, S. M. B. B. Probabilidade e estatística. **2ª Edição. PUC Minas Virtual. Belo Horizonte**, 2003.

COUMOULOS, D. G.; KORYALOS, T. P. Prediction of attenuation of landfill settlement rates with time. In: **Proceedings of the International Conference on Soil Mechanics and Foundation Engineering-International Society for Soil Mechanics and Foundation Engineering**. AA BALKEMA, 1997. p. 1807-1812.

COX, J. T. **Effects of waste placement practices on the engineering response of municipal solid waste**. MS Thesis. California Polytechnic State University, San Luis Obispo, California, USA, 2013.

CUNHA, J. E. B. L.; RUFINO, I. A. A.; IDEIÃO, S. M. A. Determinação da Temperatura de Superfície na cidade de Campina Grande-PB a partir de imagens do Satélite Landsat 5-TM. In: **Anais XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, Natal. 2009.p. 5717-5724.

DEFRA - Department for Environment Food & Rural Affairs (2004) – Waste composition analysis: guidance for local authorities. London.

DEPARTMENT FOR ENVIRONMENT FOOD & RURAL AFFAIRS – DEFRA. **Waste composition analysis: guidance for local authorities**. London, 2004.

DIAZ, J. G. L.; NAREA, M. S.; SANCHEZ-ALCITURRI, J. M.; IBARRA, A. A.; MONZON, I. T.; GONZALEZ, J. P.; LAMIA, M. F. Estimating material losses in sanitary landfills through biological degradation. In: **International Landfill Symposium**,5,1995,Sardinia,Itália. Proceedings. Sardinia.1995.

DIXON, N.; JONES, D. R. V. Engineering properties of municipal solid waste. **Geotextiles and Geomembranes**, v. 23, n. 3, p. 205-233, 2005.

DODT, M. E.; SWEATMAN, M. B.; BERGSTROM, W. R. Field measurements of landfill surface settlements. In: **Geotechnical practice for waste disposal'87**. ASCE, 1987. p. 406-417.

DONHA, M. S. **Conhecimento e participação da comunidade no sistema de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos: o caso de Marechal Cândido Rondon -PR**. 2002. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis - SC.

DURBIN, J.; WATSON, G. S. Testing for serial correlation in least squares regression: I. **Biometrika**, v. 37, n. 3/4, p. 409-428, 1950.

DURMUSOGLU, E.; CORAPCIOGLU, M. Y.; TUNCAY, K. Landfill settlement with decomposition and gas generation. **Journal of Environmental Engineering**, v. 131, n. 9, p. 1311-1321, 2006.

EDGERS, L.; NOBLE, J. J.; WILLIAMS, E. (1992) – A biological model for long term settlement in landfills. **Proceedings of the Mediterranean Conference On Environmental Geotechnology**, Balkema. Rotterdam, 1992. pp. 177-184.

ELAGROUDY, S. A.; ABDEL-RAZIK, M. H.; WARITH, M. A.; GHOBRIAL, F. H. Waste settlement in bioreactor landfill models. **Waste Management**, United Kingdom, v. 28, n. 11, p. 2366-2374, 2008.

ELAGROUDY, S. A.; GHOBRIAL, F. H.; ABDEL RAZIK, M. H.; WARITH, M. A. Effect of solid waste composition on the biodegradation of municipal solid waste in bioreactor landfills. In: Proc. Canadian Geotechnical Conference, 60th., 2007, Ottawa. p. 1383-1389.

EL-FADEL, M.; KHOURY, R. Modeling settlement in MSW landfills: a critical review. **Critical reviews in environmental science and technology**, v. 30, n. 3, p. 327-361, 2000.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – EPA. **Advancing sustainable materials management: 2013 fact sheet – 530/R – 15/003**. United States, 2015.

ESPINACE, R.; PALMA, J.; SÁNCHEZ-ALCITURRI, J. M. Experiencias de aplicación de modelos para la determinación de los asentamientos de rellenos sanitarios. In: **XI Congreso Panamericano de Mecánica de Suelos e Ingeniería de Fundaciones**. Foz de Iguazu, Brasil. 1999. p. 8-12.

FAKHER, A. Experimental study on the compaction of waste. In: **International Congress on Environmental Geotechnics**. 2006.

FARIAS, R. M. de S. **Estudo dos recalques em aterros de resíduos sólidos urbanos: uma abordagem estatística e experimental**. 2014. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal de Campina Grande. Campina Grande – PB.

FARIAS, R. M. de S.; RIBEIRO, L.S. ; FRANÇA, L. R. C. ; ALVES, F. S. ; LEITE, H. E. A. S. Estudo da degradabilidade de rsu em uma célula experimental através das análises de DQO e DBO. In: **26° CBESA - Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitaria e Ambiental**, 2011, Porto Alegre/RS. 26° Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitaria e Ambiental, 2011.

FARIAS, R. M. de S.; RIBEIRO, L.S.; SILVA, A.S.; ARAUJO, E.P.; MONTEIRO, V. D. E. REALIZAÇÃO DA COMPOSIÇÃO GRAVIMÉTRICA E VOLUMÉTRICA DOS RSU DA CIDADE DE CAMPINA GRANDE/PB COM BASE EM PLANEJAMENTO

ESTATÍSTICO. In: **IV Seminário Regional Nordeste de Resíduos Sólidos / 2º Encontro Sergipano de Resíduos Sólidos**, São Cristóvão / SE 2012.

FARIAS, R. M. S.; VIEIRA NETO, J. de M.; Ribeiro, L. S; MONTEIRO, V. E. D. Estudo de parâmetros de resíduos sólidos urbanos em uma célula experimental. In: **VII CONGRESSO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA DA UFCG**. Campina Grande, 2010.

FASSETT , J.B.; LEONONDRO, G. A.; REPTTO,P.C. (1994). Geotechnical properties of municipal solid wastes and prior use in landfill design. **Proceedings, Waste Tech 94 Conference National Solid Waste Management Association**, Charleston,S.C.

FÁVERO, Luiz Paulo et al. Análise de dados. Modelagem multivariada para tomada de decisões. Rio de Janeiro: Campus, 2009.

FUCALE, S. P. **Influência dos componentes de reforço na resistência de resíduos sólidos urbanos**. 2005. Tese (Doutorado em Ciências em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife - PE.

GALTON, Francis. Regression towards mediocrity in hereditary stature. **The Journal of the Anthropological Institute of Great Britain and Ireland**, v. 15, p. 246-263, 1886.

GANDOLLA, ML, et al. The determination of subsidence effects at municipal solid waste. In: **PROCEEDING INTERNATIONAL SOLID WASTES CONGRESS**, 1992.

GARCEZ, L, R. **Estudo dos componentes tóxicos em um biorreator de resíduos sólidos urbanos da cidade de Campina Grande** – PB. 2009. 114 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental), Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande – PB.

GOMES, L.P.; CONCEIÇÃO, D.C.; FLECK, A. Avaliação dos recalques em sistemas piloto de aterramento de resíduos sólidos urbanos. In: **Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**,19,1997, Foz do Iguaçu, PR. Anais. Rio de Janeiro: ABES,1997.

GRASSI, M. **Monitoramento de aterros sanitários**. Trabalho final da disciplina PEF-5834:Transporte de Poluentes no Projeto de Aterros de Resíduos. Curso de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.

GRISOLIA, M.; NAPOLEONI, Q. Deformability of waste and settlements of sanitary landfills. In: **ISWA WORLD CONGRESS ON WASTE MANAGEMENT**. 1995.

HACHICH, W. (2000). Modelos em Engenharia Geotécnica. Prova de notório saber, Concurso de Titular, Escola Politécnica da USP, São Paulo.

HALVORSEN, R. et al. The interpretation of dummy variables in semilogarithmic equations. **American economic review**, v. 70, n. 3, p. 474-75, 1980.

HANSON, J. L.; YESILLER, N.; STOCKHAUSEN, S. A. V.; WONG, W. W. Compaction Characteristics of Municipal Solid Waste. **Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering**. v. 136, n. 8, p. 1095-1102, 2010.

HARTMANN, H.; AHRING, B. K. Strategies for the anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste: an overview. **Water science and technology**, v. 53, n. 8, p. 7-22, 2006.

HETTIARACHCHI, C. H., MEEGODA, J. N., TAVANTZIS, J., & HETTIARATCHI, P. Numerical model to predict settlements coupled with landfill gas pressure in bioreactor landfills. **Journal of hazardous materials**, v. 139, n. 3, p. 514-522, 2007.

HETTIARACHCHI, C. H.; MEEGODA, J. N.; HETTIARATCHI, J. P. **Towards a fundamental model to predict the settlements in bioreactor landfills**. In: GeoFrontiers Conference, 2005, Austin – Texas.

HETTIARACHCHI, H.; MEEGODA, J.; HETTIARATCHI, P. Effects of gas and moisture on modeling of bioreactor landfill settlement. **Waste Management**. 2009, doi: 10.1016.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. CONTAGEM POPULACIONAL –IBGE. **Contagem Populacional**. 2010.

JAIN, P., POWELL, J., TOWNSEND, T. G., REINHART, D. R. Air permeability of waste in a municipal solid waste landfill. **Journal of Environmental Engineering**, v. 131, n. 11, p. 1565-1573, 2005.

JERÔNIMO, G. C. **Modelos não lineares aplicados ao crescimento da macrófita Lemna minor**. Poços de Caldas, MG. Originalmente apresentada como dissertação de mestrado, Universidade Federal de Alfenas, 2015.

JOHNSON, Jerald B.; OMLAND, Kristian S. Model selection in ecology and evolution. *Trends in ecology & evolution*, v. 19, n. 2, p. 101-108, 2004.

KARTHIKEYAN, O. P.; SWATI, M; NAGENDRAN, R; JOSEPH, K. Performance of bioreactor landfill with waste mined from a dumpsite. **Revista Environmental Monitoring and Assessment**, Índia, v. 135, n. 1-3, p. 141-151, 2007.

KNOCHENMUS, G; WOJNAROWICZ, M.. Van ImpeStability of Municipal Solid Waste. In **proc. Of the International Congress on Environmental Geotechnics**, 3. 1998. Lisboa, Portugal, Sêco e Pinto(ed), Balkema, Rptterdam, ISBN 905809 006x:977-1000.

KÖNIG, D.; JESSBERGER, H. L. Waste mechanics. ISSMFE technical committee TC5 on environmental geotechnics, p. 35-76, 1997.

LANDVA, Arvid O.; CLARK, Jack I. Geotechnics of waste fill. In: **Geotechnics of waste fills—Theory and practice**. ASTM International, 1990.

LEE, B.; HWANG, K; LEE, K; LEE, S. Settlement characteristics of municipal wastes. **Journal of The Korean Society of Civil Engineers**. Korean, 1995. v. 15, n. 6, p. 1773-1773.

LEITE, H. E. A. S. **Estudo do comportamento de aterros de RSU em um biorreator em escala experimental na cidade de Campina Grande - PB**. 2008. 220p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande – PB.

LEITE, H. E. A. S.; VIEIRA NETO, J. M; MONTEIRO, V. E. D.; SILVA, S. A. **Composição Gravimétrica dos Resíduos Sólidos Urbanos do Município de Campina Grande – PB**, Melém do Pára, 2008, In: SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 13, 2008, Belém-PA.

LIMPURB - Departamento de Limpeza Urbana. **Caracterização gravimétrica e físico-química dos resíduos sólidos domiciliares do Município de São Paulo – 2003**. São Paulo, 2003. 133p. Relatório

LING, H. I.; LESHCHINSKY, D., MOHRI, Y.; KAWABATA, T. Estimation of municipal solid waste landfill settlement. **Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering**. v.124, p. 21-28, 1998.

LIPOR. Serviço Intermunicipalizado de Gestão de Resíduos do Grande Porto. **Caderno Técnico**. 2000.

LIU, X.; SHI, J.; QIAN, X.; HU, Y.; PENG, G.; 2011. One-dimensional model for municipal solid waste (MSW) settlement considering coupled mechanical–hydraulic–gaseous effect and concise calculation. **Waste Management**. 31 (12), 445–456.

MACHADO, S. L.; CARVALHO, M. F.; ROCHA, M. B. **Estudo do efeito do envelhecimento na compressibilidade de amostras de resíduos sólidos urbanos**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE MECÂNICA DOS SOLOS E ENGENHARIA GEOTÉCNICA, 13. Curitiba, Brasil v.3, pp:1413-1418. 2006.

MANASSERO, M.; VAN IMPE, W.F.; BOUAZZA, A. **Waste disposal and containment**. In: International Congress on Environmental Geotechnics, Proc. 2nd. Osaka, Japão, 1996. pp. 1425–1474, v. 3.

MARIANO, G. L.; MOURA, M. A. L. Comportamento da temperatura do lixo em duas épocas distintas (seca e chuvosa) no lixão da cidade de Maceió-AL. **Ciência & Natura**. UFSM, v. 31, n. 2, p. 57 - 70, 2009.

MARIANO, M. O. H.; MACIEL, F. J.; FUCALE, S. P.; JUCÁ, J. F. T.; BRITO, A. R. de. Composição gravimétrica e volumétrica dos rsu da célula piloto do aterro de resíduos sólidos da Muribeca. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 24., 2007, Belo Horizonte, MG. **Resumo**.

MARQUES, A. C. M. (2001). **Compactação e compressibilidade de Resíduos Sólidos Urbanos**. Tese de Doutorado, EESC-USP - São Carlos.

MARQUES, A. C. M.; FILZ, G. M. e VILAR, O.M. **Landfill settlement calculations using a composite rheological model**. In: Internacional Congress on Environmental Geotechnics, Proceedings, 4th., 2002, Rio de Janeiro. v.1, pp. 21-26.

MARTINI NETO, E; OLIVEIRA, E. F. D. P.; PASSOS, E. R. W. P. **Estatística básica: livro didático**. Brasília: ECT/UniCorreios, 2011.

MAZZINI, Ana Rita de Assumpção; MUNIZ, Joel Augusto; SILVA, Fabiano Fonseca e; AQUINO, Luiz Henrique de. Curva de crescimento de novilhos Hereford: heterocedasticidade e resíduos autoregressivos. **Revista Ciência Rural**, Santa Maria, v.35, p.422-427, 2005.

MCDOUGALL, J. A hydro-bio-mechanical model for settlement and other behaviour in landfilled waste. **Computers and Geotechnics**, United Kingdom, v. 34, n. 4, p. 229-246, 2007.

MCDOUGALL, J.; PYRAH, I.; YUEN, S.T.S.; MONTEIRO, V. E. D.; MELO, M. C.; JUCÁ, J. F. T. Decomposition and settlement in landfilled waste & other soil-like materials. **Geotechnique**, United Kingdom, v. 9, p. 605-610, 2004.

MELO, M. C. de; AIRES, K. O.; ALMEIDA, M. V de Araújo; MONTEIRO, Verusckha Escarião Dessoles. Microbiologia de resíduos sólidos urbanos e sua relação com a deformação vertical da massa aterrada. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 19, n. 3, 2014.

MELO, M. C. **Influência da Matéria Orgânica nos Recalques de Resíduos Sólidos Urbanos Aterrados**. 2011. 148 f. Tese (Doutorado em Ciência e Engenharia de Materiais) – Centro de Ciências e Tecnologia. Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2011.

MERZ, R. C.; STONE, R. Landfill settlement rates. **Public Works**, v. 93, n. 9, p. 103-106, 1962.

MILIOS, Leonidas. **Municipal waste management in Sweden**. In: European Topic Centre on Sustainable Consumption and Production (ETC/SCP) for the European Environment Agency (EEA). Europe, 2013.

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

MONTEIRO, V. E. D.; JUCÁ, J. F. T.; BRITO, A. R. Uma Análise Comparativa de Recalques Superficiais e em Profundidade no Aterro da Muribeca. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27., 2000, Porto Alegre. **Resumo**.

NANDIKA, H. L. D.; HAMAMOTO, S.; KOIDE, T.; KAWAMOTO, K.; ENDO, K. Compressibility of Japanese landfilled/buried waste samples: measurement of compaction curves and consolidation test for compacted waste samples at different compaction levels. 2013, Sri Lanka.

NASCIMENTO, J. C. F. **Comportamento Mecânico de Resíduos Sólidos Urbanos**. 2007. 160 f. Dissertação (Mestrado em Geotecnia) – Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos, 2007.

NASCIMENTO, M. S. **Modelos não lineares na descrição do crescimento de frutos de cacauzeiros**. 2014. 52 f. Dissertação (Mestrado em Estatística e Experimentação) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2014.

OLIVIER, F.; GOURC, J. P. Hydro-mechanical behavior of municipal solid waste subject to leachate recirculation in a large-scale compression reactor cell. **Waste Management**, United Kingdom v. 27, n. 1, p. 44-58, 2007.

OWEIS, I. S. Estimate of landfill settlements due to mechanical and decompositional processes. **Journal of geotechnical and geoenvironmental engineering**, v. 132, n. 5, p. 644-650, 2006.

PAIVA, W. **Aplicação da estatística para descrever o comportamento de um solo expansivo**. 2009. 193 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2009.

PARK, H. I; LEE, S. R. (1997). Long-term settlement behaviour in na aerobic environment. *Public works*, jan,pp: 67-70.

PECORA, V.; VELÁZQUEZ, S. M. S. G. COELHO, S. T. Aproveitamento do biogás proveniente de aterro sanitário para geração de energia elétrica e iluminação à gás. Universidade de São Paulo, São Paulo, 2008.

PELKEY, S. G. **Geotechnical properties of municipal solid waste**. 1997. 125 p. Thesis (Masters of Science in Engineering) – University of New Brunswick, Canada, 1997.

PEREIRA, F. T. G.; GARCEZ, L. R.; LEITE, H. E. A. S.; MELO, M. C.; MONTEIRO, V. E. D. **Composição Volumétrica dos Resíduos Sólidos da Cidade de Campina Grande PB**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 26., 2011, Porto Alegre.

PEREIRA, F. T. G.; LEITE, H. E. A. S.; GARCEZ, L. R.; ARAUJO, E. P.; MELO, M. C.; MONTEIRO, V. E. D. Composição Gravimétrica dos Resíduos Sólidos Urbanos da Cidade de Campina Grande-PB. In: SIMPÓSIO NORDESTINO DE RESÍDUOS SÓLIDOS SINRES, 2., 2010, Campina Grande. **Resumo**.

PEREIRA, J. M.; MUNIZ, J. A.; SILVA, C. A. Nonlinear models to predict nitrogen mineralization in an Oxisol. **Scientia Agricola**, Piracicaba, Braz, v.62, n.4, p.548-554, 2005.

PINTO, Carlos de Souza. Curso básico de mecânica dos solos. São Paulo: Oficina de Textos, 2006.

RAO, S. K.; MOULTON, L. K.; SEALS, R. K. Settlement of refuse landfills. In: Proceedings of the Conference on Geotechnical Practices for Disposal of Solid Waste Materials, University of Michigan, Ann Arbor, Michigan, jun. 13-15, 1977.

REDDY, K. R., HETTIARACHCHI, H., PARAKALLA, N. S., GANGATHULASI, J., & BOGNER, J. E. Geotechnical properties of fresh municipal solid waste at Orchard Hills Landfill, USA. **Waste Management**, United Kingdom, v. 29, n. 2, p. 952-959, 2009a.

REDDY, K. R.; GANGATHULASI, J.; PARAKALLA, N. S.; HETTIARACHCHI, H.; BOGNER, J. E.; LAGIER, T. Compressibility and shear strength of municipal solid waste under short-term leachate recirculation operations. **Waste Management & Research**, United Kingdom, v. 27, n. 6, p. 578-587, 2009c.

REDDY, K. R.; HETTIARACHCHI, H.; GANGATHULASI, J.; BOGNER, J. E. Geotechnical properties of municipal solid waste at different phases of biodegradation. **Waste Management**, United Kingdom, v. 31, n. 11, p. 2275-2286, 2011.

REDDY, K. R.; HETTIARACHCHI, H.; GIRI, R. K.; GANGATHULASI, J. Effects of Degradation on Geotechnical Properties of Municipal Solid Waste from Orchard Hills Landfill, USA. **International Journal of Geosynthetics and Ground Engineering**, Europe, v. 1(3), 1-14, 2015.

REDDY, K. R.; HETTIARACHCHI, H.; PARAKALLA, N.; GANGATHULASI, J.; BOGNER, J.; LAGIER, T. Hydraulic conductivity of MSW in landfills. **Journal of Environmental Engineering**, United States of America, v. 135, n. 8, p. 677-683, 2009b.

RIBEIRO, L. S. **Estudo da Degradação dos Resíduos Sólidos Urbanos através dos Parâmetros Físicos e Físico-Químicos em um Biorreator de Escala Experimental**. 2012. 136 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2012.

SÃO PAULO. Sistema Galileu de Educação Estatística. Usp (Org.). Tópico: [MRLS: diagnóstico por observação]. Disponível em: <http://www.galileu.esalq.usp.br/mostra_topico.php?cod=358>. Acesso em: 20 fev. 2016.

SAVIAN, T. V.; MUNIZ, J. A. A study of in situ degradability: heterogeneity of variances and correlated errors. **Scientia Agricola**, Piracicaba, Braz, v.64, p.548-554, 2007.

SCHREIER M, TOMAS J. Verfahrenstechnische Bewertung einer Trommelsiebmaschine fuer die Hausmuellaufbereitung. **Muell und Abfall** 1998.

SHALINI, S. S.; KARTHIKEYAN, O. P.; JOSEPH, K. Biological stability of municipal solid waste from simulated landfills under tropical environment. **Bioresource Technology**, United Kingdom, v. 101, p. 845–852, 2010.

SHI, D.; ADINOLFI, V.; COMIN, R.; YUAN, M.; ALAROUSU, E.; BUIN, A.; CHEN, Y.; HOOGLAND, S.; ROTHENBERGER, A.; KATSIEV, K.; LOSOVYJ, Y.; ZHANG, X.; DOWBEN, P. A.; MOHAMMED, O. F.; SARGENT, E. H.; BAKR, O. M. Low trap-state density and long carrier diffusion in organolead trihalide perovskite single crystals. **Science**, United State, v. 347, n. 6221, p. 519-522, 2015.

SILVA, A. S. **Avaliação da toxicidade dos resíduos sólidos urbanos da cidade de Campina Grande – PB**. 2010. 139 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2012.

SIMÕES, G. F. **Modelo para avaliação de recalques em aterros de disposição de resíduos sólidos urbanos**. 2000. 136 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2000.

SIMÕES, G. F.; LANES, R. M. Implementação computacional de um modelo acoplado mecânico-biológico para avaliação de recalques em aterros sanitários. In: **25º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Recife, 2009.

SNIPES, M.; TAYLOR, D. C.. Model selection and Akaike Information Criteria: An example from wine ratings and prices. *Wine Economics and Policy*, v. 3, n. 1, p. 3-9, 2014.

SOARES, E. L. S. F. **Estudo da caracterização gravimétrica e poder calorífico dos resíduos sólidos urbanos**. 2011. 133 f. Dissertação (Mestrado em Ciências em Engenharia Civil) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2011.

SOARES, I. G. *Econometria I: Notas de Aula – Correlação*. Fundação Getúlio Vargas. 2008. Disponível em: <<http://epge.fgv.br/we/MFEE/Econometria/2008?action=AttachFile&do=get&target=autocorr.pdf>> Acesso em: 22/04/2015.

SOFTWARE Action. Equipe Estatcamp, São Carlos –SP. **Consultoria em estatística e qualidade**. 2014. Disponível em: <<http://www.portaction.com.br/>> .

SOUSA, R. B. A.; ARAÚJO NETO, C. L.; DINIZ, A. O. G.; SILVA, D. L. M. Recalques e sólidos voláteis associados à atividade microbiana em um lisímetro com resíduos sólidos urbanos. In: **Congresso Técnico Científico da Engenharia e da Agronomia -CONTECC 2015**. Fortaleza, 2015.

SOUZA, G. S. *Introdução aos modelos de regressão linear e não-linear*. Brasília: Embrapa-SPI/Embrapa-SEA, 1998.

SOWERS, G. F. Settlement of refuse landfills. In: Proc. 8th Int. Conf. on Soil Mechanics and Foundation Engineering. 1973. p. 207-210.

StatSoft Inc, 2006. STATISTICA (data analysis software system), version 8.0.

STOLTZ, G.; GOURC, J. P.; OXARANGO, L. Characterisation of the physico-mechanical parameters of MSW. **Waste Management**, United Kingdom, v. 30, n. 8, p. 1439-1449, 2010.

SUNDBERG, S. O.; WITTEWER, C. T.; GAO, C.; GALE, B. K. Spinning disk platform for microfluidic digital polymerase chain reaction. **Analytical Chemistry**, United States of America, v. 82, n. 4, p. 1546-1550, 2010.

SWATI, M.; JOSEPH, K. Settlement analysis of fresh and partially stabilised municipal solid waste in simulated controlled dumps and bioreactor landfills. **Waste Management**, United Kingdom, v. 28, n. 8, p. 1355-1363, 2007.

TAPAHUASCO, W. F. C. ; SANTOS, P. M. . **Análise Crítica Referente ao Uso das Ferramentas da Teoria de Adensamento para Solos Aplicadas aos Resíduos Sólidos Urbanos**. In: cobramseg 2010, Gramado. COBRAMSEG'2010, 2010

TAPAHUASCO, W.F.C.(2005). Avaliação de modelos de previsão de recalques dos resíduos sólidos urbanos do aterro do Jockey clube de Brasília. Dissertação de mestrado em Geotecnia, Departamento de engenharia civil e ambiental - UNB: 141p.

TAYLOR, Donald W. Fundamentals of soil mechanics. Soil Science, v. 66, n. 2, p. 161, 1948.

TCHOBANOGLOUS, G.; THIESEN, H.; VIGIL, S. A. Integrated solid waste management - engineering principles and management issues. New York: McGraw - Hill International Editions, 1993, 978p.

TERZAGHI, Karl. Theory of Consolidation. John Wiley & Sons, Inc., 1943.

VAN MEERTEN, J. J., SELLMEIJER, J. B., & PEREBOOM, D. Prediction of Landfill Settlement. Paper presented at the Sardinia 95 - 5th International Landfill Symposium, Cagliari, Italy. 1995.

VON BLOTTNITZ, H.; PEHLKEN, A.; PRETZ, Th. The description of solid wastes by particle mass instead of particle size distributions. **Resources, conservation and recycling**, v. 34, n. 3, p. 193-207, 2002.

WALL, D. K; ZEISS, C. Municipal Landfill Biodegradation and Settlement; Journal of Environmental Engineering, ASCE, V. 121, n. 3, March: 214-224, 1995.

WHO (1979). International Reference Center for Wastes Disposal. Methods of Analysis of Sewage Sludge solid waste and compost. Switzerland,1979.

YEN, B. C.; SCANLON, B. Sanitary landfill settlement rates. **Journal of the geotechnical engineering division**, United States of America, v. 101, n. 5, p. 475-487, 1975.

YESILLER, N.; HANSON, J. L.; COX, J. T.; NOCE, D. E. Determination of specific gravity of municipal solid waste. **Waste Management**, United Kingdom, v. 34, n. 5, p. 848-858, 2014.

YOUCAI, Z., LUOCHUN, W., RENHUA, H., DIMIN, X., & GUOWEI, G. A comparison of refuse attenuation in laboratory and field scale lysimeters. **Waste Management**, v. 22, n. 1, p. 29-35, 2002

ZEKKOS, D.; ATHANASOPOULOS, G. A.; BRAY, J. D.; GRIZI, A.; THEODORATOS, A. Large-scale direct shear testing of municipal solid waste. **Waste Management**, United Kingdom, v. 30, n. 8, p. 1544-1555, 2010.

ZEKKOS, D.; BRAY, J. D.; KAVAZANJIAN JR, E.; MATASOVIC, N.; RATHJE, E. M.; RIEMER, M. F.; STOKOE, K. H. Unit weight of municipal solid waste. **Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering**, United States of America, v. 132, n. 10, p. 1250-1261, 2006.

ZHANG, Y.; BANKS, C. J. Impact of different particle size distributions on anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste. **Waste Management**, United Kingdom, v. 33, n. 2, p. 297-307, 2013.

ZHAO, S.; LIU, X.; DUO, L. Physical and chemical characterization of municipal solid waste compost in different particle size fractions. **Polish Journal of Environmental Studies**, Poland v. 21, n. 2, p. 509-515, 2012.

ZIMMERMAN, R. E.; CHEN, W. W.; FRANKLIN, A. G. Mathematical model for solid waste settlement. In: **Geotechnical Practice for Disposal of Solid Waste Materials**. ASCE, New York, 1977. p. 210-226.

ZORNBERG, J. G.; JERNIGAN, B. L.; SANGLERAT, T. R.; COOLEY, B. H. Retention of free liquids in landfills undergoing vertical expansion. **Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering**, United States of America, v. 125, n. 7, p. 583-594, 1999.