

Programa de Pós-Graduação em **Engenharia Civil e Ambiental**

Universidade Federal de Campina Grande
Centro de Tecnologia e Recursos Naturais
Departamento de Engenharia Civil

**ESTUDO DE PARÂMETROS GEOTÉCNICOS E SUAS
INTERAÇÕES EM UMA CÉLULA EXPERIMENTAL
DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS**

LARISSA SANTANA BATISTA

Campina Grande
Data: MAIO / 2012



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE
CENTRO DE TECNOLOGIA E RECURSOS NATURAIS
PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL**

**ESTUDO DE PARÂMETROS GEOTÉCNICOS E SUAS
INTERAÇÕES EM UMA CÉLULA EXPERIMENTAL DE
RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS**

Larissa Santana Batista

Campina Grande – 2012

Larissa Santana Batista

**ESTUDO DE PARÂMETROS GEOTÉCNICOS E SUAS
INTERAÇÕES EM UMA CÉLULA EXPERIMENTAL DE
RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação da Universidade Federal de Campina Grande, como parte dos requisitos necessários para a obtenção do Título de Mestra em Engenharia Civil e Ambiental.

Área de Concentração: Engenharia de Geotécnia

**Orientadora: Prof^a. Dr^a. Veruschka Escarião Dessoles Monteiro
Co-orientador: Prof. Dr. Márcio Camargo de Melo**

Campina Grande – 2012



FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL DA UFCC

B333e Batista, Larissa Santana.
Estudo de parâmetros geotécnico e suas interações em uma célula experimental de resíduos sólidos urbanos/Larissa Santana Batista.
- Campina Grande, 2012.
134f.: il.col.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais.
Orientadora: Profa. Dra. Veruschka Escarião Dessoles Monteiro.
Referências.

1. Resíduos Sólidos Urbanos. 2. Lisímetros. 3. Solo. Instrumentação.
4. Recalques. I. Título.

CDU 628.312.1(043)

ESTUDO DE PARÂMETROS GEOTÉCNICOS E SUAS INTERAÇÕES EM UMA CÉLULA EXPERIMENTAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

LARISSA SANTANA BATISTA

DISSERTAÇÃO APRESENTADA AO PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM
ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL DA UNIVERSIDADE FEDERAL DE
CAMPINA GRANDE, E APROVADA PELA BANCA EXAMINADORA COM
EXIGÊNCIA A OBTENÇÃO DO TÍTULO DE MESTRE EM ENGENHARIA
CIVIL E AMBIENTAL.

APROVADA EM: 29 DE MAIO DE 2012

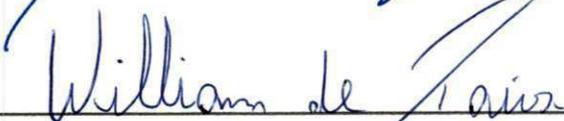
BANCA EXAMINADORA



Profª. Drª.: Veruschka Escarião Dessoles Monteiro
(Orientadora – Universidade Federal de Campina Grande)



Prof. Dr.: Mácio Camargo de Melo
(Co-orientador – Universidade Federal de Campina Grande)



Prof. Dr.: William de Paiva
(Examinador Interno – Universidade Estadual da Paraíba)



Prof. Drª.: Vera Lucia Antunes de Lima
(Examinadora Externa – Universidade Federal de Campina Grande)

Campina Grande - PB

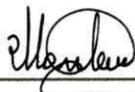
ESTUDO DE PARÂMETROS GEOTÉCNICOS E SUAS INTERAÇÕES EM UMA CÉLULA EXPERIMENTAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

LARISSA SANTANA BATISTA

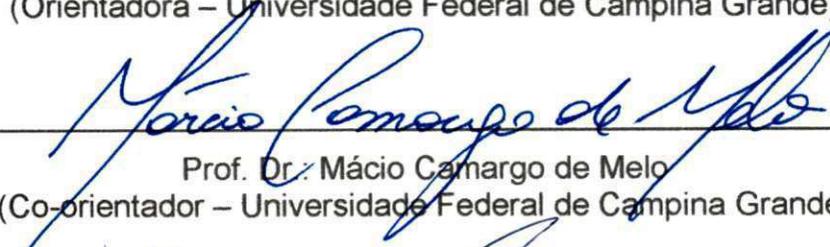
DISSERTAÇÃO APRESENTADA AO PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM
ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL DA UNIVERSIDADE FEDERAL DE
CAMPINA GRANDE, E APROVADA PELA BANCA EXAMINADORA COM
EXIGÊNCIA A OBTENÇÃO DO TÍTULO DE MESTRE EM ENGENHARIA
CIVIL E AMBIENTAL.

APROVADA EM: 29 DE MAIO DE 2012

BANCA EXAMINADORA



Profª. Drª.: Veruschka Escarião Dessoles Monteiro
(Orientadora – Universidade Federal de Campina Grande)



Prof. Dr.: Mácio Carnargo de Melo
(Co-orientador – Universidade Federal de Campina Grande)



Prof. Dr.: William de Paiva
(Examinador Interno – Universidade Estadual da Paraíba)



Prof. Drª.: Vera Lucia Antunes de Lima
(Examinadora Externa – Universidade Federal de Campina Grande)

Campina Grande - PB

"Deus nunca disse que a jornada seria fácil,
Mas ele disse que a chegada valeria a pena."
(Max Lucado)

Onde quer que eu esteja,
Sinto Teu cuidado e amor.
E ainda que eu nãoTe veja,
Sinto tua presença, Senhor!

DEDICATÓRIA

À Deus, dono da minha vida, meu Pai querido, que sempre esteve presente em todos os momentos, me orientando e me guiando. Obrigado Senhor.

À minha mãe Lusinete, minha grande incentivadora, ao meu Pai Franklin, meus irmãos e ao meu querido filho, Victor. Tenho muito orgulho em fazer parte desta família. Amo vocês!

AGRADECIMENTOS

A **Deus**, que sempre guiou meus passos, sempre me protegeu, sempre colocou pessoas maravilhosas em meu caminho, sempre me iluminando e me abençoando. Sempre acalmado meu coração em momentos de indecisões e angústia. O rege minha vida, a certeza de que o amor existe. Obrigada Senhor.

A minha mãe, minha amiga, minha cúmplice, meu grande orgulho de vida, pessoa que não existem palavras para descrever o meu imenso amor e admiração. Durante o mestrado muitas coisas aconteceram e sempre estive ao meu lado. Sempre me apoiou e me incentivou, sempre paciente e protetora. Obrigada mãe. Te amo muito!

A meu pai, que sempre torce para as minhas conquistas e me apoia no que preciso for. Aos meus irmãos, Christophe, Christiane, Jamila e Thiago, juntos formamos uma **FAMILIA**, apoiando um ao outro.

Ao meu pequeno Victor, minha razão do viver, pessoa que quero sempre ser motivo de exemplo e orgulho. Apesar de pequeno, é meu grande incentivador, minha grande alegria, me mostrou um amor incondicional: o amor de mãe.

A Erzyanne, Túlio, Eduardo, Mitshuia a meu sobrinhos lindos, a família não seria completa sem vocês.

A Renato Ribeiro, pessoa mais do que especial, por toda paciência, compreensão, dedicação e amor. Nos momentos de estresse, pacientemente, me acalmou e me incentivou.

A família Santana e Batista por todas as orações, apoio e incentivo para a conclusão do meu mestrado.

À minha orientadora, Veruschka Escarião Dessoles Monteiro, que acreditou, confiou e contribuiu para que tudo se tornasse realidade, pois sem esse apoio eu jamais conseguiria. Hoje, além de orientadora, uma amiga, que com paciência me orientou, aconselhou e me deu força em todos os momentos que eu precisei e não me deixou desistir nunca.

Ao meu co-orientador, Márcio Camargo de Melo, sempre disposto a colaborar e ajudar nos momentos de dúvidas.

Ao Prof. William de Paiva, que contribui bastante na montagem e conclusão desta pesquisa.

Ao meu querido amigo João de Mélo, grande incentivador durante todo o mestrado. Juntos, vencemos cada etapa do mestrado e das nossas vidas. Obrigada amigo.

Aos amigos do destacamento Goiana, em especial a minha amiga Giovanna Feitosa e Fabiano Queiroz, grandes incentivadores. Sempre me apoiando e contribuindo no que fosse preciso.

Ao grupo GGA, este trabalho é fruto desse grupo.

A Josete, funcionária da secretária da Pós-Graduação de Engenharia Civil, pela eficiência, amizade e torcida por cada aluno da Pós.

À Coordenação do Mestrado, na pessoa do prof. Milton por todo apoio e compreensão.

A CAPES e a CNPQ pela contribuição financeira para o desenvolvimento das pesquisas.

Aos meus amigos, que perto ou longe sempre torceram para meu crescimento e felicidade. Os amigos são os irmãos que a vida nos deu a oportunidade de escolher.

Aos funcionários da EXTRABES, PROSAB e do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental.

A todos que contribuíram e fizeram parte desse sonho, para que ele se tornasse realidade.

RESUMO

Devido ao aumento exarcebado dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU), uma destinação final adequada destes resíduos é de suma importância para o meio ambiente. Se despejados de forma inapropriada, podem contaminar o solo, a água e o ar. Desta maneira, aterros sanitários representam uma técnica bastante adequada, pois dispõe de técnicas de impermeabilização do solo e cobertura dos resíduos, diminuindo os impactos ambientais, além de reduzirem a poluição e a proliferação de insetos, e sobretudo proporcionam a otimização dos espaços, recebendo e decompondo maior volume de resíduos. Células experimentais (lisímetros) podem ser utilizadas para obter parâmetros e entender o comportamento de aterros de RSU através de seu monitoramento. Esta pesquisa teve como objetivo avaliar os parâmetros geotécnicos de um aterro sanitário, através do lisímetro. Tais parâmetros são: o solo, utilizado como camadas impermeabilizante de base (evitando a contaminação do solo devido a geração de lixiviado) e cobertura (evitando propagação do biogás); a instrumentação geotécnica, utilizada para o monitoramento do lisímetro, através das medições "in situ" de recalques e temperatura e de coletas periódicas de amostras sólidas para análises laboratoriais, tais como: composição gravimétrica, massa específica aparente, temperatura, teor de umidade, pH, sólidos voláteis, DQO, DBO, anaeróbios e aeróbios; e o recalque, que através deste, podemos projetar a vida útil do aterro e estimar a velocidade e intensidade de biodegradação no interior do lisímetro. Os parâmetros geotécnicos tais como camada de base e cobertura, instrumentação e recalques estão intimamente relacionados, pois se houver uma deficiência em se prever recalques, principalmente os diferenciais, por exemplo, poderá ocorrer fissuras na camada de cobertura, neste sentido a instrumentação é o ponto chave para se entender e mudar a execução de funcionamento de um aterro de RSU. Os resultados obtidos estão de acordo com a literatura técnica estudada: de acordo com caracterização do solo utilizado, o mesmo se mostrou adequado para a utilização de camada de base e cobertura de aterros sanitários, por se tratar de um solo argiloso; a instrumentação geotécnica permitiu o monitoramento do lisímetro e a coleta dos resíduos para as análises laboratoriais; verificou-se que o comportamento da maioria dos parâmetros analisados, apesar das oscilações, foi compatível com os resultados obtidos na literatura técnica. Os recalques foram quantificados e pode-se perceber que os recalques iniciais ocorreram devido mais a fatores mecânicos (peso próprio dos resíduos e da camada de cobertura) que biodegradativos. Foram observados valores mais acentuados de recalques no centro da célula, devido a maior espessura de resíduos. Esses resultados poderão contribuir com dados para instalação de um aterro sanitário na cidade de Campina Grande, uma vez que o município dispõe apenas de vazadouros a céu aberto.

Palavras-chave: Resíduos sólidos urbanos, lisímetros, solo, instrumentação, recalques.

ABSTRACT

Due to the exacerbated increase of Urban Solid Waste (USW), a proper disposal of these wastes is of paramount importance to the environment. If disposed improperly, can contaminate soil, water and air. Thus, landfills represents a technique very suitable, since it has technical soil sealing and covering of waste, reducing environmental impacts, pollution and the proliferation of insects, especially to provide space optimization, receiving and decomposing increased waste. Experimental cells (lysimeters) can be used to obtain parameters and understand the behavior of USW landfills through its monitoring. This research aimed to evaluate the geotechnical parameters of a landfill, through the lysimeter. These parameters are: soil, used as a waterproofing layer base (avoiding soil contamination due to leachate generation) and coverage (preventing spread of biogas). The geotechnical instrumentation used for monitoring the lysimeter through measurement "in situ "of settlements and temperature and periodic collection of solid samples for laboratory analysis, such as: gravimetric composition, apparent density, temperature, moisture content, pH, volatile solids, DQO, DBO, anaerobic and anaerobic bacteria, and the repression, which through it we can design the life of the landfill and estimate the rate of biodegradation and intensity within the lysimeter. The parameters such as base and cover layer, instrumentation and settlements are closely related, because if a defect in predict repressions, especially the differentials, for example, there may be cracks in the covering layer, in that way, the instrumentation is the point key to understanding and changing the execution of the operation of a USW landfill. The results are in agreement with the literature technique studied, according to the characterization of the soil used, it is adequate for the use of base layer and coverage by landfill, as they are of a clay soil; the instrumentation allowed geotechnical monitoration of the lysimeter and waste collection for laboratory analysis; it was found that the behavior of most parameters, although the oscillations was consistent with the results obtained in the literature. The settlements were quantified and can be seen that the initial settlements were due more to mechanical factors (self-weight of waste and the cover layer) that biodegradation. Values were more pronounced repression in the center of the cell, due to the greater thickness of waste. These results will contribute with data for installation in the city of Campina Grande, since the municipality has only open dumps.

Keywords: Urban solid waste; lysimeters; soil; instrumentation; settlements.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 - EVOLUÇÃO DA DESTINAÇÃO FINAL DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS NO BRASIL (JUCÁ 2003)	23
FIGURA 2 - CORTE DA SEÇÃO TRANSVERSAL DE UM ATERRO DE RSU (MANUAL DE OPERAÇÃO DE ATERRO SANITÁRIO, 2007).....	25
FIGURA 3 - ESQUEMA DE ATERRO PARA RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS, $L \geq 3,0M$ E $K \leq 10^{-6}$ CM/S, (CETESB, 1993).....	28
FIGURA 4 - ESQUEMA DE ATERRO PARA RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS, $L \geq 1,5M$ E $K \leq 10^{-4}$ CM/S, (CETESB, 1993).....	29
FIGURA 5 - CRITÉRIO DE ACEITAÇÃO DE COMPACTAÇÃO DE LINERS ARGILOSOS. (USEPA, 1994).....	31
FIGURA 6 - APLICAÇÃO DE GEOMEMBRANA PARA ATERRO SANITÁRIO	31
FIGURA 7 - CAMADAS DO RECOBRIMENTO FINAL DE UM ATERRO SANITÁRIO (CARVALHO, 1999).....	33
FIGURA 8 - COMPORTAMENTO DO RECALQUE	35
FIGURA 9 - RECALQUE TOTAL E ANUAL DE RSU (GANDOLLA ET AL., 1994)	38
FIGURA 10 - FASES DE RECALQUE DE RSU	39
FIGURA 11 - COMPOSIÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS DO BRASIL (ABRELPE, 2006)	42
FIGURA 12 - SEQUÊNCIAS DAS ROTAS METABÓLICAS E GRUPOS MICROBIANOS ENVOLVIDOS NA DIGESTÃO ANAERÓBIA CHERNICHARO, (1993 APUD, ALVES, 2008)	46
FIGURA 13 - CLASSIFICAÇÃO DOS MICRORGANISMOS EM FUNÇÃO DO PH.....	48
FIGURA 14 - FOTO DA CÉLULA EXPERIMENTAL (LÍSIMETRO).....	54
FIGURA 15 - FLUXOGRAMA DA METODOLOGIA	55
FIGURA 16 - FOTO DA CONSTRUÇÃO DO LISÍMETRO.....	56
FIGURA 17 - FOTO DO LISÍMETRO.....	57
FIGURA 18 - FOTO PANORÂMICA DA ALÇA SUDOESTE DA CIDADE DE CAMPINA GRANDE – PB	58
FIGURA 19 - PREPARO DE AMOSTRAS DE SOLO PARA OS ENSAIOS DE CARACTERIZAÇÃO (TAYLOR, 1948).....	59
FIGURA 20 - MISTURA DE ÁGUA E SOLO PARA EXECUÇÃO DAS CAMADAS.....	62
FIGURA 21 - EXECUÇÃO DA CAMADA DE BASE.....	62
FIGURA 22 - SISTEMA DE DRENAGEM DA CAMADA DE BASE	63
FIGURA 23 - SISTEMA DE DRENAGEM DE GASES.....	64
FIGURA 24 - PIEZÔMETRO	65
FIGURA 25 - PLACAS DE RECALQUES SUPERFICIAIS.....	65
FIGURA 26 - PLACAS DE RECALQUES EM PROFUNDIDADES	66

FIGURA 27 - TERMOPARES TIPO K.....	67
FIGURA 28 - TERMOPARES FIXADOS AO TUBO DE PVC	67
FIGURA 29 - DISPOSIÇÃO DA INSTRUMENTAÇÃO GEOTÉCNICA NO LISÍMETRO	68
FIGURA 30 - DESENHO ESQUEMÁTICO DA CÉLULA EXPERIMENTAL	69
FIGURA 31 - MAPA DOS BAIRROS DE CAMPINA GRANDE.....	70
FIGURA 32 - DESCARREGAMENTOS DOS RESÍDUOS	70
FIGURA 33 - ABERTURA MANUAL DAS SACOLAS PLÁSTICAS	71
FIGURA 34 - HOMOGENIZAÇÃO DOS RESÍDUOS	72
FIGURA 35 - QUARTEAMENTO DOS RESÍDUOS, COM DESCARTE DE DUAS PILHAS	72
FIGURA 36 - PILHA RESULTANTE	72
FIGURA 37 - ENCHIMENTOS DOS BALDES COM RESÍDUOS	73
FIGURA 38 - PESAGEM DOS BALDES	73
FIGURA 39 - LANÇAMENTO DOS RESÍDUOS NO LISÍMETRO.....	74
FIGURA 40 - COMPACTAÇÃO DOS RESÍDUOS	74
FIGURA 41 - LOCAIS DE RETIRADA DOS RESÍDUOS DA PILHA RESULTANTE. FONTE: NBR 10.007/04	75
FIGURA 42 - LOCAL PREPARADO PARA A CARACTERIZAÇÃO DOS RESÍDUOS	75
FIGURA 43 - BALDES IDENTIFICADOS POR CATEGORIA E PESAGEM APÓS A TRIAGEM	76
FIGURA 44 - MODELO DO RECIPIENTE UTILIZADO	77
FIGURA 45 - SOQUETE EM CONCRETO.....	77
FIGURA 46 - DETERMINAÇÃO DA COMPOSIÇÃO VOLUMÉTRICA	78
FIGURA 47 - DETERMINAÇÃO DA MASSA ESPECÍFICA SOLTA DOS RESÍDUOS	78
FIGURA 48 – PLUVIÔMETRO E TANQUE DE EVAPORAÇÃO CLASSE A	81
FIGURA 49 - LEITURA DAS PLACAS DE RECALQUES SUPERFICIAIS	81
FIGURA 50 - OHMÍMETRO ANALÓGICO E TUBO GUIA.....	82
FIGURA 51 - TUBO GUIA NO TUBO DE PVC	82
FIGURA 52 - TERMÔMETRO DE COLUNA DE MERCÚRIO	83
FIGURA 53 - TERMÔMETRO DE DIGITAL CONECTADO AO TERMOPAR	83
FIGURA 54 - AMOSTRADOR PARA RETIRADA DAS AMOSTRAS.....	84
FIGURA 55 - RETIRADA DAS AMOSTRAS	84
FIGURA 56 - A. PICOTAGEM DOS RESÍDUOS; B. AMOSTRA COM ÁGUA DESTILADA; C. EXTRATO DOS RESÍDUOS IDENTIFICADOS POR CAMADA	85
FIGURA 57 - DETERMINAÇÃO DA DBO (FONTE: DADOS DA PESQUISA, 2009).....	87
FIGURA 58 - DETERMINAÇÃO DA DQO (FONTE: DADOS DA PESQUISA, 2009).....	88
FIGURA 59 - DETERMINAÇÃO DO PH (FONTE: DADOS DA PESQUISA, 2009)	89
FIGURA 60 - JARRA ANAEROBIOSE	90
FIGURA 61 – CURVA GRANULOMÉTRICA DO SOLO	94

FIGURA 62 – PERFIL DO LIMITE DE LIQUIDEZ	95
FIGURA 63 – CURVA DE COMPACTAÇÃO DO SOLO	96
FIGURA 64 – COMPOSIÇÃO GRAVIMÉTRICA DOS RESÍDUOS	98
FIGURA 65 – COMPOSIÇÃO VOLUMÉTRICA DOS RESÍDUOS SOLTOS	99
FIGURA 66 – COMPOSIÇÃO VOLUMÉTRICA DOS RESÍDUOS COMPACTADOS	100
FIGURA 67 – CROQUI DO LISÍMETRO COM AS INDICAÇÕES DAS CAMADAS.	102
FIGURA 68 – ÍNDICES DE PRECIPITAÇÃO E EVAPORAÇÃO DA CIDADE DE CAMPINA GRANDE - PB	103
FIGURA 69 – VARIAÇÃO DO PH AO LONGO DO TEMPO E DA PROFUNDIDADE	104
FIGURA 70 – VARIAÇÃO DO TEOR DE UMIDADE AO LONGO DO TEMPO E DA PROFUNDIDADE.	106
FIGURA 71 – VARIAÇÃO DOS SÓLIDOS VOLÁTEIS AO LONGO DO TEMPO E DA PROFUNDIDADE.....	108
FIGURA 72 – EVOLUÇÃO DA DQO POR CAMADA AO LONGO DO TEMPO	109
FIGURA 73 – EVOLUÇÃO DA DBO POR CAMADA AO LONGO DO TEMPO	110
FIGURA 74 – RELAÇÃO DBO/DQO POR CAMADA AO LONGO DO TEMPO.....	111
FIGURA 75 – VARIAÇÃO DAS BACTÉRIAS AERÓBIAS AO LONGO DO TEMPO E DA PROFUNDIDADE	112
FIGURA 76 – VARIAÇÃO DAS BACTÉRIAS ANAERÓBIAS AO LONGO DO TEMPO E DA PROFUNDIDADE.....	113
FIGURA 77 – VARIAÇÃO DAS TEMPERATURAS AO LONGO DO TEMPO E DA PROFUNDIDADE....	114
FIGURA 78 – CLASSIFICAÇÃO DOS MICRORGANISMOS EM FUNÇÃO DA TEMPERATURA (MADIGAN ET AL., 2002).....	115
FIGURA 79 – VARIAÇÃO DA TEMPERATURA NA MASSA DE RESÍDUOS DE ACORDO COM A PROFUNDIDADE.....	116
FIGURA 80 – EVOLUÇÃO DOS RECALQUES SUPERFICIAIS E EM PROFUNDIDADES AO LONGO DO TEMPO.	117
FIGURA 81 – DEFORMAÇÃO ESPECÍFICA DOS RECALQUES SUPERFICIAIS E EM PROFUNDIDADES AO LONGO DO TEMPO.	119
FIGURA 82 – VELOCIDADE DOS RECALQUES SUPERFICIAIS E EM PROFUNDIDADES AO LONGO DO TEMPO.	120
FIGURA 83 – ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS (ACP).	120

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 - RESUMO DA GRANULOMETRIA	93
TABELA 2 - LIMITES DE ATTERBERG	94
TABELA 3 - DADOS DE COMPACTAÇÃO	95

LISTA DE QUADROS

QUADRO 1 - DESCRIÇÃO DOS ENSAIOS DE SOLOS REALIZADOS NO LABORATÓRIO E NORMA	
CORRESPONDENTE	59
QUADRO 2 - PARÂMETROS ESTUDADOS E METODOLOGIA UTILIZADAS NESTA PESQUISA	85
QUADRO 3 - ESTATÍSTICA DESCRITIVA	122
QUADRO 4 - TESTE DE NORMALIDADE DE KOLMOGOROV-SMIRNOF	122
QUADRO 5 - MATRIZ DE CORRELAÇÃO	122

LISTA DE ABREVIACÕES, SIGLAS E SÍMBOLOS

- ΔH** – Variação de Altura
- ABNT** – Associação Brasileira de Normas Técnicas
- ABRELPE** – Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
- APHA** – American Public Health Association
- ACP** – Análise de Componentes Principais
- CETESB** – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
- DBO** – Demanda Bioquímica de Oxigênio
- DQO** – Demanda Química de Oxigênio
- EMBRAPA** – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
- EXTRABES** – Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários
- GGA** – Grupo de Geotecnia Ambiental
- GC** – Grau de Compactação
- H** - Altura
- IBGE** – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
- K** – Constante de Permeabilidade
- LL** – Limite de Liquidez
- LP** – Limite de Plasticidade
- NBR** – Normas Técnicas Brasileiras
- pH** – Potencial hidrogeniônico
- RSU** – Resíduos Sólidos Urbanos
- SV** – Sólidos Voláteis
- UEPB** - Universidade Estadual da Paraíba
- UFMG** – Universidade Federal de Campina Grande
- UFPE** – Universidade Federal de Pernambuco
- t** - Tempo
- V** - Volume

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	19
1.1. Objetivo Geral	20
1.2. Objetivos Específicos.....	20
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	22
2.1. Resíduos Sólidos.....	22
2.2. Aterro Sanitário.....	24
2.3. Parâmetros Geotécnicos de um Aterro Sanitário.....	26
2.3.1. Camada de Base e Cobertura	27
2.3.2. Instrumentação e Monitoramento de Aterros Sanitários	33
2.3.3. Recalques.....	35
2.4. Biodegradação em Aterros de RSU x Fatores intervenientes no Recalque.....	40
2.4.1. Composição Gravimétrica e Volumétrica dos RSU	40
2.4.2. Condições Climáticas	42
2.4.3. Temperatura	43
2.4.4. Teor de Umidade	43
2.4.5. Microrganismos	44
2.4.6. Sólidos Voláteis	47
2.4.7. Potencial Hidrogeônico (pH)	47
2.4.8. Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	48
2.5. Célula Experimental.....	49
2.6. Análise Estatística.....	50
2.6.1. Estatística Descritiva	51
2.6.2. Estatística Multivariada.....	51
2.6.3. Matriz de correlações	52
2.6.4. Teste da Normalidade e Análises dos Componentes Principais (ACP)	52
3. METODOLOGIA	54
3.1. Construção do Lisímetro	56
3.1.1. Estrutura da Célula Experimental.....	56
3.1.2. Sistema de Impermeabilização da Camada de Base e Cobertura.....	57
3.1.3. Sistema de drenagem da camada de base da célula experimental	63
3.2. Confecção e Instalação da Instrumentação.....	64
3.2.1. Confecção da Instrumentação Geotécnica	64
3.2.2. Instalação da Instrumentação	67
3.3. Coleta e Amostragem dos RSU	69
3.3.1. Preenchimento do lisímetro da célula experimental.....	73

3.4. Caracterização dos Resíduos	75
3.4.1. Composição Gravimétrica (%).....	75
3.4.2. Composição Volumétrica	76
3.4.3. Massa Específica Solta e Compactada.....	78
3.4.4. Determinação de Volume e Massa no Interior da Célula Experimental.....	79
3.5. Monitoramento da Célula Experimental.....	80
3.5.1. Condições Climáticas	80
3.5.2. Medições “In Situ”	81
3.5.3. Ensaio em Laboratório.....	84
3.6. Análise Estatística	91
4. RESULTADOS E DISCUSSÕES	93
4.1. Caracterização do Solo da Camada de Base e Cobertura da Célula Experimental	93
4.2. Caracterização Física Inicial dos Resíduos.....	97
4.2.1. Composição Gravimétrica	97
4.2.2. Composição Volumétrica Solta e Compactada	99
4.2.3. Massa Específica.....	101
4.3. Monitoramento da Célula Experimental	102
4.3.1. Condições Climáticas	103
4.3.2. Biodegradação dos RSU.....	104
4.3.3. Medições “In Situ”	104
4.4. Análises Estatísticas	121
4.4.1. Estatística Descritiva	121
4.4.2. Teste de Normalidade.....	122
4.4.3. Matriz de Correlação.....	123
4.4.4. Análise em Componentes Principais (ACP).....	124
5. CONCLUSÕES E SUGESTÕES PARA FUTURAS PESQUISAS	126
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	128

1. INTRODUÇÃO

O crescimento da população e o desenvolvimento industrial dos grandes centros urbanos, tem como consequência o aumento da geração de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU), ocasionando problemas ambientais.

Os resíduos sólidos urbanos têm sido estudados como um novo material geotécnico, pois eles apresentam um comportamento bastante diferenciado dos materiais geotécnicos clássicos. Eles são constituídos por diferentes materiais (metais, plásticos, papéis, vidros, madeiras, têxteis, resíduos alimentares, entulho, etc), que dispostos conjuntamente resultam em um material altamente heterogêneo, de propriedades mecânicas e hidráulicas variáveis e com estrutura porosa. As propriedades dos RSU são função das propriedades dos constituintes individuais, das interações entre eles e com o meio ambiente (SIMÕES, 2000).

Um dos métodos mais adequados para a disposição dos resíduos sólidos são os aterros sanitários pois dispõe de técnicas de impermeabilização do solo e cobertura dos resíduos, diminuindo os impactos ambientais, além de reduzirem a poluição e a proliferação de insetos, e sobretudo proporcionam a otimização dos espaços, recebendo e decompondo maior volume de resíduos.

De uma forma geral os aterros de RSU tem um desempenho favorável a degradação da matéria orgânica e, conseqüentemente, a redução de volume dos resíduos, ocasionando recalques, que podem ser quantificados através da instrumentação geotécnica. Os parâmetros geotécnicos tais como camada de base e cobertura, instrumentação e recalques estão intimamente relacionados, pois se houver uma deficiência em se prever recalques, principalmente os diferenciais, por exemplo, poderá ocorrer fissuras na camada de cobertura (Moreda, 2000). Neste sentido a instrumentação é o ponto chave para se entender e mudar a execução de funcionamento de um aterro de RSU.

Assim a instrumentação geotécnica é utilizada para o monitoramento do aterro, como forma de avaliar a degradação dos resíduos e o comportamento do aterro. Os parâmetros básicos normalmente considerados são: deslocamentos verticais (recalques), níveis piezométricos, pressões de gás, vazões de lixiviado e índices pluviométricos, além do monitoramento dos parâmetros físicos, químicos e biológicos.

Como já mencionado, os recalques são de fundamental importância no funcionamento de aterros de RSU e de acordo com Melo (2003) os recalques que

ocorrem na massa de lixo constituem um aspecto de especial importância prática e têm sido citados como um dos principais problemas operativos. Esses recalques não só repercutem nos aspectos estruturais da obra, mas também no que diz respeito ao aproveitamento do volume. Além do mais, os recalques podem gerar instabilidade na massa de lixo e/ou deslizamentos de taludes.

Estudar aterros de RSU é bastante desafiador e complexo. No intuito de conhecer melhor o funcionamento e o comportamento de aterros de RSU, células experimentais representam uma técnica bastante interessante, pois permitem obter parâmetros para projetos, dimensionamento, construção e monitoramento de aterros sob condições conhecidas e controladas, podendo ser aplicada, com as devidas adaptações, em escala real (LEITE, 2008).

Entender o comportamento e funcionamento dos parâmetros geotécnicos de um aterro sanitário através de células experimentais é de fundamental relevância para aplicação em aterros em escala real.

Desta forma, esta pesquisa propõe o estudo de parâmetros geotécnicos: solo, instrumentação e recalques em uma célula experimental preenchida por RSU na cidade de Campina Grande-PB.

1.1. Objetivo Geral

Avaliar e Monitorar os parâmetros geotécnicos (solo, instrumentação e recalque) e suas interações em uma célula experimental de resíduos sólidos urbanos.

1.2. Objetivos Específicos

- Avaliar e caracterizar o solo utilizado na camada de base e de cobertura da célula experimental;
- Monitoramento da célula experimental através de instrumentação;
- Caracterização física dos RSU;
- Estudar os recalques e suas correlações com parâmetros físico-químicos e microbiológicos dos RSU;

- Determinar a velocidade dos recalques ocorridos na célula experimental ao longo do tempo e da profundidade;
- Correlacionar os dados estatisticamente para verificar o grau de correlação entre os parâmetros;
- Avaliar o desempenho da célula em relação a biodegração dos RSU;

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Resíduos Sólidos

Segundo a ABNT NBR 10.004 (2004) resíduos sólidos ou semi-sólidos são aqueles que “resultam da atividade da comunidade de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Considera-se também resíduo sólido os lodos provenientes de sistemas de tratamentos de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos de água, ou exijam para isso soluções técnica e economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia disponível.

BOSCOV & ABREU (2001) definem resíduos sólidos urbanos como os resíduos gerados por um aglomerado urbano, exceto os resíduos industriais perigosos, hospitalares sépticos e de aeroportos e portos, ou ainda, como os resíduos gerados nas residências, no comércio ou em outras atividades desenvolvidas nas cidades, excetuado os da indústria e dos serviços de saúde.

Os RSU são formados por componentes das mais diversas origens. Assim, eles são caracterizados por apresentarem uma grande heterogeneidade dos seus constituintes, tanto com relação aos tipos de materiais, como na variedade de formas e dimensões (NASCIMENTO 2007).

Nas últimas décadas, tanto a industrialização como a expansão demográfica tiveram um elevado crescimento, promovendo uma maior geração de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU), fato que vem ocasionando uma maior poluição ambiental com disseminação de doenças. No entanto, além destes, o aumento da quantidade de resíduos é ainda influenciado pela melhoria renda-consumo da população (SOUZA, 2002; DACANAL, 2006).

Baseado nos dados do PNSB 2000, Jucá (2003) apresenta a evolução da destinação final dos resíduos sólidos domiciliares no Brasil desde 1991 até o ano de 2000, sendo observado o aumento acentuado da quantidade de resíduos produzidos em decorrência de uma melhora no quadro político econômico do Brasil e o aumento de métodos de disposição mais adequados. De acordo com a Figura 1, percebe-se que os lixões estão cada vez mais sendo substituídos por outros métodos mais adequados, como os aterros sanitários e os aterros controlados.

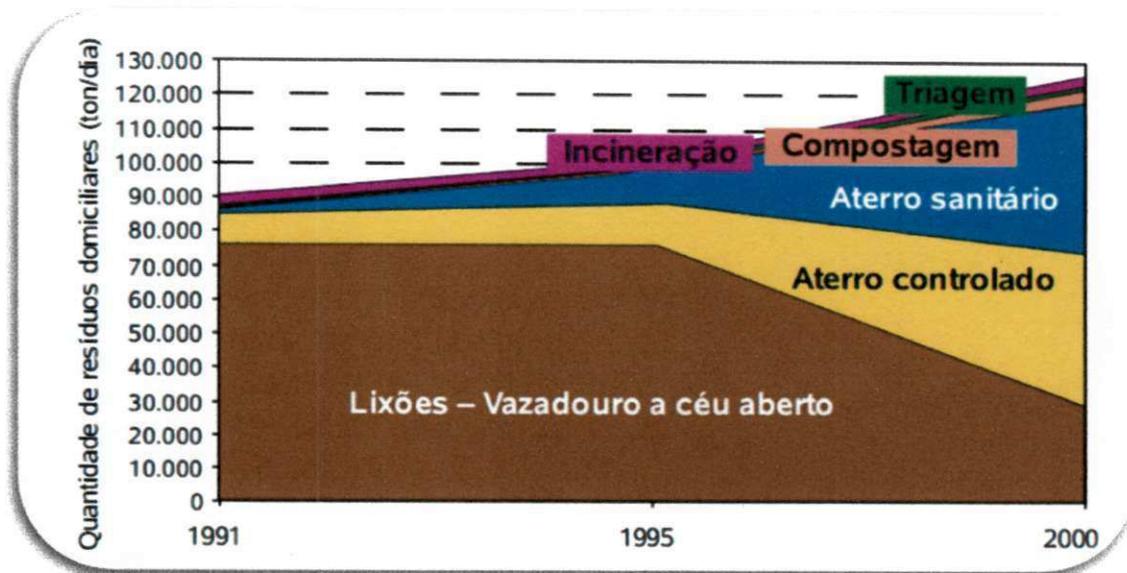


Figura 1 - Evolução da destinação final dos resíduos sólidos urbanos no Brasil (Jucá 2003)

De acordo com Silva (2012) no Brasil, os RSU sempre foram um problema ambiental. Apesar dos vários métodos existentes para tratamento e disponibilização final desse tipo de resíduo, uma das grandes preocupações da sociedade hoje é dar um destino final adequado. De acordo com o Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil (2010), feito pela Associação Brasileira das Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE), somente em 2010, foram produzidos cerca de 195 mil toneladas de resíduos por dia, em todo país, sendo que destes 57,6% são destinados para aterros sanitários, 24,3% para aterros controlados e 18,1% para lixões (ABRELPE, 2010).

Segundo Monteiro (2003) a contaminação ambiental devido a resíduos eliminados ou depositados de forma inadequada, é um problema que pode afetar a qualidade de vida, justificando a busca de soluções para o problema.

Como uma das formas adequadas de disposição dos resíduos, o aterro sanitário se apresenta como solução necessária, mesmo nos países de mais alto nível de gerenciamento de resíduos. Todo processo tecnológico, quer sejam processos que visam a recuperação da matéria, como por exemplo, os sistemas de triagem, reciclagem e compostagem, como aqueles que visam a eliminação dos materiais através de processos térmicos (incineração), geram resíduos. Tal constatação faz com que os aterros sanitários se apresentem como a forma principal, mais usual e econômica para disposição final dos resíduos no Brasil e em grande parte do mundo (OLIVEIRA, 2002).

Segundo Leite (1995) e Assis (1999), um fator restritivo ao uso de aterros sanitários como método de disposição dos resíduos sólidos é o custo cada vez mais elevado à sua implantação, advindo do alto preço da terra, principalmente nas regiões urbanas e industrializadas e das condicionantes impostas pelos órgãos ambientais visando a proteção do meio ambiente. Apesar disso, em comparação aos outros métodos de disposição final, os aterros sanitários ainda apresenta uma boa alternativa, principalmente para os países em desenvolvimento que apresentam boa disponibilidade de terra.

2.2. Aterro Sanitário

Em todo mundo, sabe-se que o método de disposição dos RSU denominado de Aterro Sanitário constitui o principal sistema de destinação para grande parte dos resíduos produzidos. Trata-se de obras de engenharia nas quais os resíduos sólidos gerados nos Centros Urbanos são dispostos, respeitando-se as suas características peculiares e tomando-se todas as medidas cabíveis para que o solo, a água, o ar e as pessoas que vivem em seu entorno sejam o menos impactado possível. Devido ao carácter degradável do material armazenado e aos sub-produtos gerados no processo de decomposição deste material (basicamente chorume e gases), estas obras são inequivocamente multidisciplinares, exigindo profissionais de diversas áreas para a sua boa execução (NASCIMENTO, 2007).

O aterro sanitário compreende todo um conjunto de componentes e técnicas operacional tais como: divisão em células, compactação dos resíduos, cobertura, sistema de impermeabilização, sistema de drenagem de líquidos e gases, tratamento de chorume, monitoramento geotécnico e ambiental etc. (Figura 2).



Figura 2 - Corte da seção transversal de um aterro de RSU (MANUAL DE OPERAÇÃO DE ATERRO SANITÁRIO, 2007)

Segundo LORETO (2003) o aterro sanitário é considerado um método de engenharia que confina os RSU em uma área dispendo-o em camadas compactadas, cobertas diariamente com solo, possuindo sistemas de impermeabilização, drenagem e tratamento de chorume que procuram minimizar os riscos de causar danos ao meio ambiente.

A operação e funcionamento dos aterros sanitários envolvem diversos problemas geotécnicos que, para serem solucionados, torna-se necessário um melhor entendimento do comportamento a médio e longo prazo destes maciços, assim como, o desempenho dos aterros a distintas técnicas construtivas e operacionais. Atenta-se ainda, a importância nos dias atuais para a recuperação e reaproveitamentos das antigas áreas de disposição, as quais demandam igualmente o conhecimento das condições geomecânicas do dos resíduos dispostos, bem como a previsão do comportamento futuro (MARQUES 2001).

A demanda crescente de áreas para disposição dos resíduos e a carência de locais adequados a este propósito induzem à exigência de otimizar a capacidade de disposição dos locais disponíveis. Dessa forma, os aterros sanitários estão sendo construídos com alturas cada vez maiores, sendo comum encontrar aterros com mais de 100 metros de altura. Devido à estas características, problemas envolvendo operação, funcionamento, estabilidade e deformabilidade de aterros sanitários são constantes. (NASCIMENTO, 2007).

Os aterros sanitários não podem ser vistos como simples local de armazenamento, pois se torna indispensável à otimização de projetos e a aplicação de metodologias operacionais capazes de assegurar, de modo estável, a evolução dos processos de degradação e estabilidade geotécnica do aterro. Assim, entende-se como aterro o local onde os resíduos são depositados de forma controlada no solo. Uma vez depositados, os resíduos degradam naturalmente por via biológica até a mineralização da matéria biodegradável, em condições fundamentalmente anaeróbias (CAMPOS, 2010).

Segundo Monteiro (2006) a grande heterogeneidade do principal material usado no aterro representa dificuldades adicionais no tocante ao estudo do comportamento desses aterros como:

- Produção de lixiviado e biogás (poro-pressões de líquidos e gases);
- Físico-química e microbiologia dos resíduos e do lixiviado (potencial contaminante);
- Elevada compressibilidade dos resíduos depositados;
- Baixa capacidade de carga;
- Baixa estabilidade, etc.

De acordo com Melo (2011) quantificar e identificar os constituintes dos resíduos sólidos urbanos ao longo do tempo e da profundidade é de fundamental importância, pois conforme o percentual e a concentração que cada um dos materiais depositados em aterros pode se direcionar um programa de gestão e gerenciamento a fim de aperfeiçoar e monitorar processos operacionais de aterros de Resíduos Sólidos Urbanos.

Desta forma, a realização de ensaios “*in situ*” e a monitoração dos aterros sanitários apresentam-se como formas de se determinar e entender os diversos parâmetros e comportamentos dos RSU, como forma de ter suas propriedades bem definidas para que estas estruturas sejam construídas sobre critérios de segurança aceitáveis.

2.3. Parâmetros Geotécnicos de um Aterro Sanitário

Segundo com Monteiro (2006) os aspectos que envolvem a geotecnia de aterros vão desde a escolha do local para disposição dos resíduos, passando por estudos

de caracterização e permeabilidade dos solos de fundação e dos materiais de jazidas e materiais artificiais para impermeabilização como as geomembranas, estudos geológicos e hidrogeológicos da área e monitoramento ambiental durante a implantação, projeto, construção e operação do aterro.

Nesta pesquisa, será abordado os seguintes parâmetros geotécnicos de um aterro sanitário:

- Impermeabilização de Aterros de RSU;
- Instrumentação Geotécnica;
- Recalques.

2.3.1. Camada de Base e Cobertura

Segundo Castilhos Jr *et al.*, (2002) a impermeabilização das trincheiras e/ou células é a parte mais importante do aterro sustentável. Sua correta execução, somada a uma boa seleção da área concorrem para um projeto que causará o mínimo possível de quaisquer impactos ambientais. Essa impermeabilização é dividida em duas etapas: a primeira, durante a execução das trincheiras e /ou células, antes mesmo da colocação dos resíduos, dita: sistema de impermeabilização de laterais e fundos. A segunda, o sistema de cobertura, ocorre ao longo do preenchimento das trincheiras e/ou células, no caso de haver cobertura intermediária, e ao final da sua vida útil, quando é realizado o seu fechamento com uma última compactação de solo (ou outro material) e colocação de material para plantio de vegetação (LEITE, 2008).

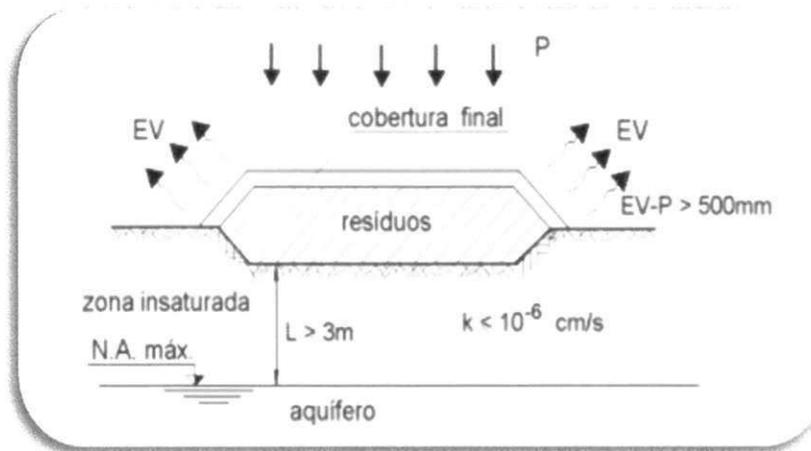
2.3.1.1. Sistema de impermeabilização de laterais e fundo de base

A ABNT (1997) – NBR 13896 define a impermeabilização como a “deposição de camadas de materiais ou naturais, que impeça ou reduza substancialmente a infiltração de água no solo dos líquidos percolados, através da massa de resíduos”.

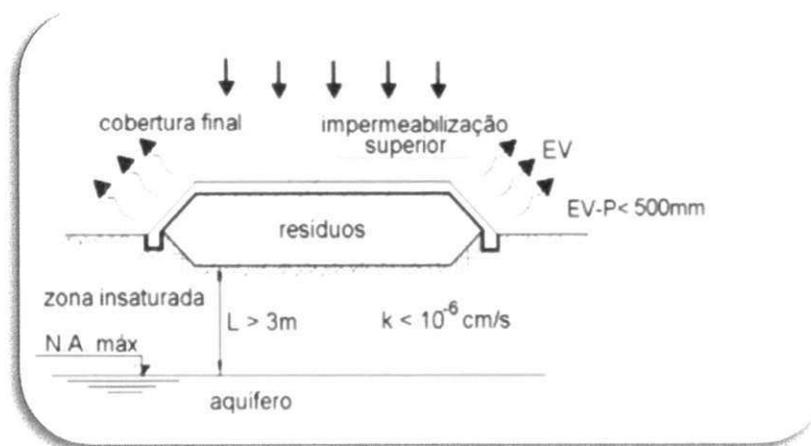
A CETESB (1993), levando em consideração as particularidades do local previsto para implantação do aterro sanitário, apresenta algumas recomendações do tipo de tratamento da fundação. As condições hidrológicas são determinadas pela diferença entre a evaporação e a precipitação.

De acordo com a Figura 3, para solos do terreno de fundação que apresentem coeficientes de condutividade hidráulica inferiores a 10^{-6} cm/s e profundidade do lençol freático maiores que 3,0m, não há necessidade de impermeabilização do terreno natural de fundação. Para definição do sistema de cobertura, a condição climática é

determinantes. Se a evaporação menos a precipitação for maior que 500mm, as condições climáticas são favoráveis, necessitando apenas de uma camada de cobertura final; se for menor, a condição climática torna-se desfavorável, havendo a necessidade de uma impermeabilização superior, além da camada de cobertura final.



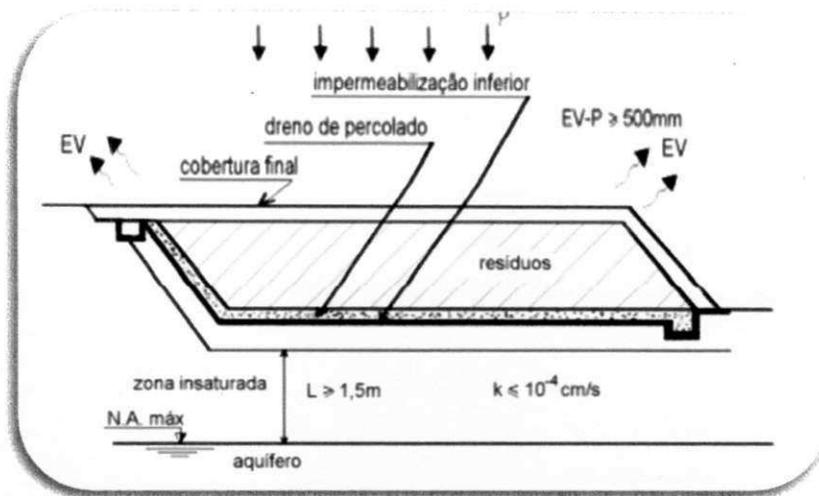
a. Condições climáticas e hidrológicas favoráveis



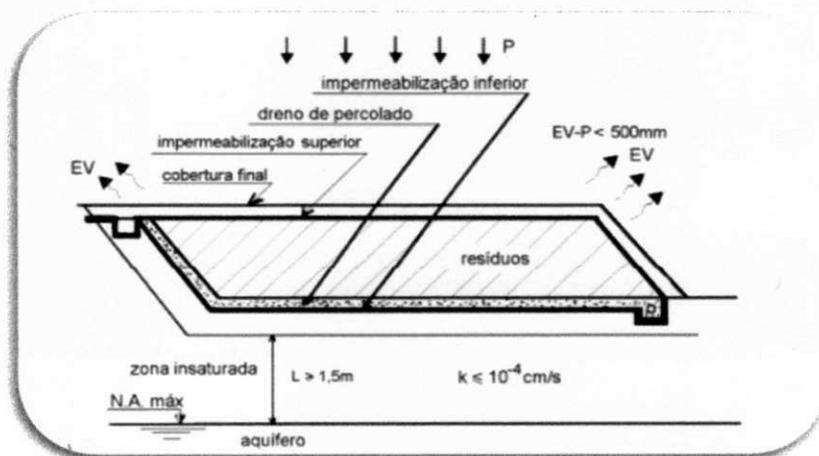
b. Condições climáticas insatisfatórias e hidrológicas favoráveis

Figura 3 - Esquema de aterro para resíduos sólidos urbanos, $L \geq 3,0m$ e $k \leq 10^{-6} \text{ cm/s}$, (CETESB, 1993).

Por outro lado, para solos mais permeáveis, com coeficientes menores que 10^{-4} cm/s , e profundidades do lençol freático menores ou igual a 1,5m, há necessidade de impermeabilização de fundação além da utilização de drenagem de percolado (Figura 4). Se a evaporação menos a precipitação for maior ou igual a 500mm, as condições climáticas são favoráveis, necessitando apenas de uma camada de cobertura final; se for menor, a condição torna-se desfavorável, havendo a necessidade de uma impermeabilização superior, além da camada de cobertura final.



a. Condições climáticas favoráveis e hidrológicas insatisfatórias



b. Condições climáticas e hidrológicas insatisfatórias

Figura 4 - Esquema de aterro para resíduos sólidos urbanos, $L \geq 1,5m$ e $k \leq 10^{-4} \text{ cm/s}$, (CETESB, 1993).

Sistemas impermeabilizantes têm basicamente duas funções: impedir o fluxo e o carreamento de contaminantes e absorver ou atenuar os constituintes suspensos ou dissolvidos no líquido contaminante. No primeiro caso, a baixa permeabilidade é necessária, e o segundo depende das propriedades químicas do material do qual é constituído o sistema. Muitos tipos de camadas impermeabilizantes incorporam as duas funções com diferentes graus de eficiência. Geomembranas têm permeabilidades muito baixas, mas pouco poder de absorção, enquanto argilas podem ter um poder de absorção grande, mas com permeabilidades mais elevadas (JUNQUEIRA, 2000).

Segundo OLIVEIRA (2002), existem basicamente dois tipos de impermeabilização. O primeiro se constitui de solos compactados de baixa permeabilidade ($k = 10^{-7} \text{ cm/s}$) também conhecidos como barreiras minerais ou liners argilosos. O outro se baseia na utilização de geossintéticos (geomembranas, GCL, etc).

Alguns autores e projetistas consideram os dois materiais complementares, existindo desta forma um grande número de combinações de impermeabilizações.

Segundo DANIEL (1993), os liners naturais são formações de solos argilosos de baixa condutividade hidráulica, a qual deve situar-se entre 10^{-6} e 10^{-7} cm/s. Esses solos fornecem a base protetora quase ideal para algumas situações, onde a argila pode atenuar alguns contaminantes, por processos de sorção e precipitação (LEITE, 1995).

Os liners simples de argila compactada podem apresentar condutividade hidráulica adequada, quando executados empregando boa prática de engenharia geotécnica e bom controle de qualidade. Esses liners são considerados resistentes a longo prazo com respeito às influências químicas dos percolados e podem apresentar alto potencial de retenção do contaminante. Por outro lado, a contração das camadas de argila pode resultar em trincas de contração que pode diminuir a eficiência da barreira. (ABARZUA & NAREA 1992; JESSBERGER, 1995; DANIEL, 1998).

Segundo a CETESB (1993) o solo argiloso usado para a confecção do liner deve apresentar as seguintes características:

- Classificação CL, CH, SC ou OH;
- Condutividade hidráulica 10^{-7} cm/s;
- No mínimo 30% da porcentagem de material fino, passando na peneira #200 (abertura de 0,074mm);
- Limite de Plasticidade (LP) $\geq 30\%$ e Índice de Plasticidade (IP) $\geq 15\%$;
- $\text{pH} \geq 7$

Além disto, como o critério de compactação dos liners argilosos é a obtenção de baixas permeabilidades, diferente das demais obras que o critério normalmente é a resistência, deve ser executado dentro do ramo úmido da curva de compactação. O EPA – (United States Environmental Protection Agency) (1994) recomenda um teor de umidade de compactação de 2% a 6% acima da umidade ótima conforme apresentado na Figura 5. Umidades acima da ótima também contribuem para a quebra de torrões de argila que tendem a aumentar a permeabilidade.

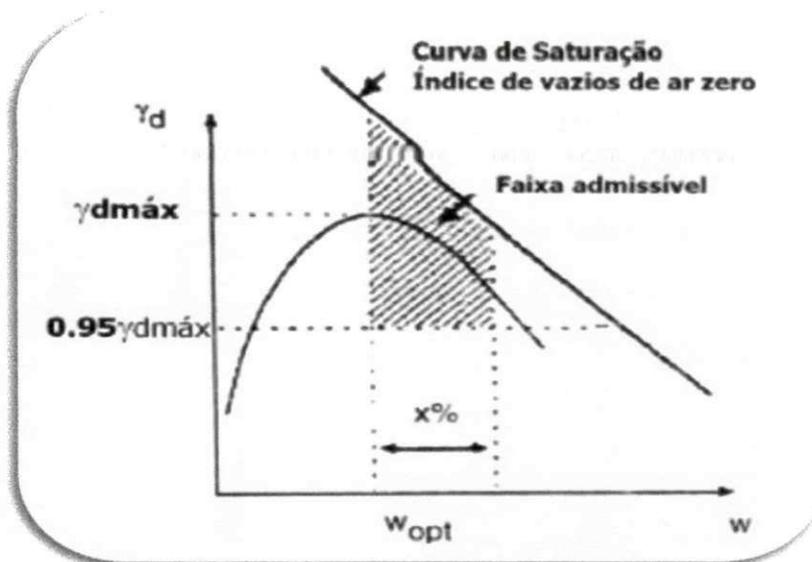


Figura 5 - Critério de aceitação de compactação de liners argilosos. (USEPA, 1994).

Nos liners argilosos, além da dificuldade de se obter condições semelhantes em campo das estudadas em laboratório, verifica-se como ponto desfavorável a possibilidade do aparecimento de trincas, devido a contrações, que diminuem a eficiência. Já os liners sintéticos (Figura 6) tem como ponto desfavorável a possibilidade de furos e rasgos e durante a instalação que da mesma forma diminuem sua eficiência, além de estarem sujeitos a ataques químicos. Daí a idéia de combinar os revestimentos (OLIVEIRA, 2002).

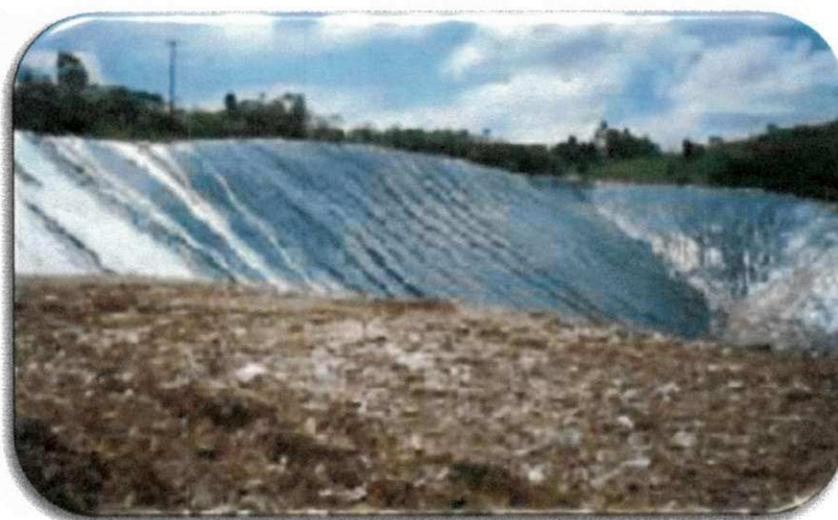


Figura 6 - Aplicação de geomembrana para aterro sanitário

De uma forma cada vez mais constante, tem-se empregado os liners sintéticos compostos (solo/geomembrana) para impermeabilização das bases dos aterros sanitários. Esses liners são constituídos por geomembrana intercalada nas camadas de

argila compactada formando estruturas compostas, onde cada camada tem uma finalidade (drenagem, proteção, impermeabilização) (TCHOBANOGLIOUS et al. 1993; BONAPARTE, 1995; DANIEL & BOWDERS, 1996).

A idéia de combinar os revestimentos, leva em conta, além dos aspectos construtivos e operacionais, os relacionados com a alteração das características das camadas de solo devido à infiltração do líquido percolado e às altas temperaturas no interior do aterro (GOURC et al. 1998).

2.3.1.2. Sistema de impermeabilização intermediária e de cobertura

As camadas de cobertura intermediárias, realizadas ao longo do processo de preenchimento do aterro com os RSU, têm como funções principais o controle dos seguintes problemas: proliferação de vetores de doenças (insetos, roedores, etc); emanção de odores; combustão de espontânea; ação do vento ao provocar espalhamento ou escape dos resíduos do interior das células de aterramento; proteção contra pássaros; minimização do afluxo de águas pluviais para o interior do maciço de resíduos (LEITE, 2008).

A questão da necessidade de implantação dos recobrimentos diários é frequentemente debatida. É muito questionado o volume perdido do aterro por ocupação das camadas de solo argiloso (cobertura diária), representando cerca de 10 a 20% do volume total e constituindo-se em um custo significativo para sua implantação, chegando a 30% do custo total do aterro (ENGERCOPS, 1996).

Já as camadas de coberturas finais, executadas na finalização de uma célula de aterramento, têm como finalidade evitar a infiltração de águas pluviais, que podem resultar em um aumento do volume de líquidos lixiviados, e impedir que gases gerados na degradação da matéria escapem para a atmosfera. Além disso, favorecem a recuperação final da área e a revegetação (COELHO *et al.*, 2005).

Para atender a estes objetivos a camada de recobrimento deve apresentar características como: resistir às condições climáticas, ser resistente a erosões, aceitar recalques acentuados, suportar sobrecargas e ser resistente a ataques químicos (ENGECORPS, 1996).

Segundo OLIVEIRA (2002), nos aterros modernos a cobertura final é constituída por diversas camadas (Figura 7). A camada superficial é tipicamente composta por um solo vegetal, não compactado com espessura variando de 15 a 60cm. Em seguida, uma camada de solo compactado para proteção, uma camada para

drenagem de águas pluviais, podendo ser de material granular ou geossintéticos, uma camada impermeabilizante (barreira hidráulica), podendo ser um liner argiloso e/ou geossintético, uma camada para a coleta de gás semelhante a camada drenante e uma camada de regularização.



Figura 7 - Camadas do recobrimento final de um aterro sanitário (CARVALHO, 1999).

2.3.2. Instrumentação e Monitoramento de Aterros Sanitários

Problemas envolvendo operação, funcionamento, estabilidade e deformabilidade dos aterros sanitários são comuns e levam o engenheiro geotécnico a analisar as condições de operação dos aterros de RSU levando em consideração o comportamento de um “solo” incomum (altamente heretogêneo e de comportamento mecânico complexo) e que o material é degradável, o que ocasiona a ocorrência de recalques. Desta forma, a realização de ensaios “*in situ*” e a monitoração apresentam-se como formas de se determinar e entender os diversos parâmetros e comportamentos dos RSU.

No caso dos aterros sanitários a instrumentação se apresenta como uma das melhores formas de se conhecer o comportamento e o funcionamento de maciços de resíduos sólidos urbanos, frente a grande heterogeneidade, tamanho das partículas e condições específicas de campo (OLIVEIRA, 2007).

Através do monitoramento geotécnico, será permitido:

- Contribuir para o entendimento do comportamento geotécnico de sistema de disposição de RSU em condições brasileiras;
- Fornecer subsídios ao desenvolvimento de projetos mais seguros e econômicos de sistema de disposição de resíduos sólidos;
- Fornecer elementos para a estimativa de vida útil de aterros sanitários.

Segundo Alcântara (2007), o monitoramento em aterros consiste em uma verificação regular, periódica ou contínua, para se observarem diferentes parâmetros físicos, químicos e biológicos, determinar a natureza de perigo potencial e de possíveis impactos ambientais negativos decorrentes da sua operação e assegurar a execução do aterro, de acordo com o projeto.

De acordo com a ENGEORPS (1996) as leituras dos instrumentos, em situações normais de controle e acompanhamento, devem ser realizadas em períodos de 15 a 30 dias. Em casos onde as condições de estabilidade estão comprometidas ou ocorrem períodos de intensas precipitações as leituras deverão ser tomadas em períodos mais curtos (semanais, diárias). Os dados do monitoramento deverão ser correlacionados com a estabilidade do maciço, sendo importante subsídio para a análise de segurança e identificação de níveis de alerta quando a integridade dos aterros sanitários.

De forma geral os instrumentos utilizados no monitoramento dos aterros, são:

- Marcos superficiais de deslocamentos: medição de deslocamentos verticais e horizontais por controle topográfico;
- Medidores de recalque por placa: avaliação dos recalques a diversas profundidades;
- Piezômetros: avaliar as pressões internas do maciço devido a presença de gases e chorumes;
- Termopares: medição das temperatura a diversas profundidades;
- Manômetro – pressões de gás: medição da geração do biogás.

Além desses instrumentos, também se faz necessário o controle pluviométrico da área e as vazões de lixíados produzidos no interior do aterro. Segundo Leite (2008), os registros pluviométricos da área do aterro subsidiam a análise do comportamento geotécnico dos resíduos e do desempenho ambiental do aterro. Esses registros permitem determinar as vazões de escoamento superficial, as taxas de infiltração, a necessidade de implantação e o dimensionamento dos dispositivos de drenagem superficial. O acompanhamento dos registros pluviométricos controlam o acúmulo e o escoamento das águas pluviais, por meio da verificação da funcionalidade dos dispositivos de drenagem superficial implantados quando da ocorrência de episódios de chuvas intensas. O aumento da taxa de infiltração de águas pluviais na massa de resíduos contribui para a

geração de percolados e aumento na vazão de lixiviado, além de elevar a superfície piezométrica. A elevação da superfície piezométrica reflete diretamente nos resultados das análises numéricas das condições de estabilidade do aterro. Vale ressaltar que a estabilidade de de um aterro depende não apenas dos parâmetros geotécnicos, mas também da eficiência dos sistemas de drenagem dos líquidos percolados e dos gases.

2.3.3. Recalques

A engenharia convencional define recalque como a deformação vertical positiva no terreno proveniente da aplicação de cargas externas ou do seu peso próprio. No caso de aterros de resíduos sólidos urbanos estes recalques podem ser definidos como deslocamentos verticais descendentes da superfície do aterro, provocados por cargas externas, peso próprio dos resíduos ou camada de cobertura e principalmente devido aos complexos processos de degradação biológicas dos resíduos depositados (Figura 8) (MELO, 2003).

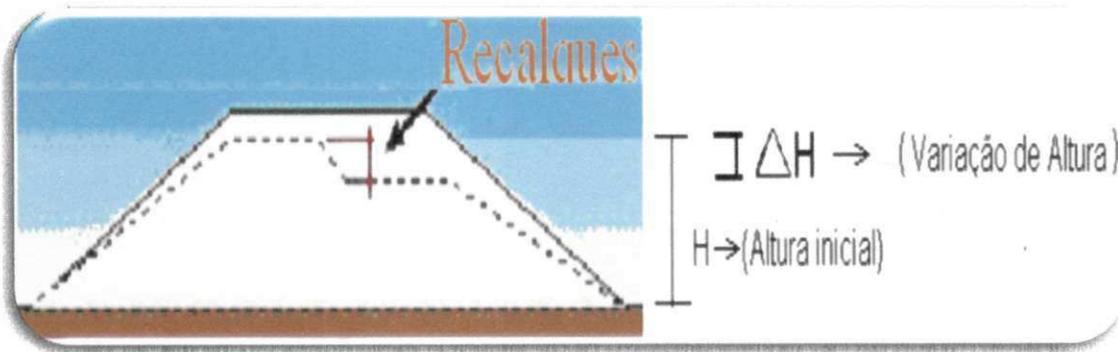


Figura 8 - Comportamento do Recalque

Os mecanismos de recalques permitem a redução do volume ao longo do tempo da massa de resíduos. Essa diminuição no volume é devida, principalmente, ao próprio peso dos resíduos e biogradção da matéria orgânica com expulsão de gases e líquidos dos vazios formados (MONTEIRO *et al.*, 2006).

Segundo Wall e Zeiss (1996), os RSU são compostos, em sua grande maioria, de material facilmente biodegradável. A degradação deste material provoca recalques, resultando numa contínua deformação do aterro sanitário. Segundo o autor, os recalques em aterro de RSU variam de 25% a 50% em relação à sua altura inicial.

A importância de se prever recalques e sua velocidade em aterros sanitários pode-se resumir em: determinar com maior precisão a capacidade volumétrica do aterro, prever recalques diferenciais que podem provocar rupturas nos sistemas de cobertura e

prever o momento nos quais estes deslocamentos cessarão. Isto facilita a estimativa da vida útil do aterro com maior precisão, estimativa do momento adequado de realizar as obras de cobertura com menor riscos de falha devido a recalques diferenciais, e condicionar o uso futuro do local (PEREIRA *et al.*, 2010).

2.3.3.1. Mecanismos de Recalque

Segundo Simões (2000) a identificação dos mecanismos responsáveis pelo desenvolvimento de recalques em aterros sanitários é de extrema importância para a interpretação do comportamento, proposição de modelos de previsão e realização de simulações. Como mencionado anteriormente, o comportamento geotécnico de RSU difere em muitos aspectos de outros materiais geotécnicos, no entanto segundo diversos autores, as teorias clássicas da geotecnia podem ser utilizadas na análise de alguns aspectos, desde que com critério.

De acordo com Espinace *et al.*, (1999a), a compressibilidade e, em geral, o comportamento mecânico de um aterro controlado é afetado por múltiplos fatores relacionados com a velocidade da degradação orgânica dos resíduos sólidos, sendo os principais:

- Composição, características dos resíduos e espessura das células no aterro;
- Teor de umidade dos resíduos que, por sua vez, é influenciado pela capacidade de campo do aterro e umidade de saturação da cobertura;
- Tipo de material de cobertura e sua espessura, o que condicionará a evolução da temperatura e da umidade entre outros fatores e como tais fatores influem no processo de decomposição anaeróbia;
- As condições climáticas, tanto de pluviometria, como das temperaturas ambientais. Além do mais, é necessário ter presente as condições de evaporação, transpiração e congelamento em países de clima temperado, elementos estes que influem juntamente com os demais fatores de decomposição físico-química e bioquímica dos resíduos;
- Idade do aterro, condição fundamental na estabilidade deste.

Moreda (2000) sugere três fatores que influenciam nos recalques: a composição física dos resíduos, o projeto do aterro e sua operação. A composição dos

resíduos determina em grande parte a possibilidade da degradação biológica, além do mais, impondo suas características estruturais ao aterro. O projeto pode apontar conceitos claramente diferentes que determinam distintos comportamentos biológicos e estruturais: o conceito de aterro isolado do meio ambiente que minimiza a entrada de umidade e implica num longo período de estabilização e o conceito de um aterro como biorreator que controla o isolamento dos resíduos e promove a entrada de umidade e, eventualmente, nutrientes para estimular a biodegradação. Finalmente, a operação do aterro é essencial para alcançar os objetivos planejados no projeto e ainda deve ser suficientemente flexível para corrigir e modificar as ações planejadas, de modo a fazer frente a novas situações mantendo as orientações gerais do projeto.

De acordo com OLIVEIRA (2002), a magnitude e velocidade dos recalques está associada aos seguintes fatores:

- Densidade ou índice de vazios inicial;
- Porcentagem de materiais degradáveis;
- Altura do aterro;
- Trajetória de tensões;
- Nível e flutuação de chorume;
- Parâmetros físicos (umidade, temperatura, presença de gases, etc.)

Segundo LEITE (2008), os diversos mecanismos atuam de forma contínua e paralela ao longo do tempo e resultam em diminuição do volume e redução da carga tóxica dos aterros. De uma maneira geral, os RSU apresentam grandes recalques iniciais, associados à aplicação de sobrecargas, seguidos de um processo de deformação lenta, resultante do comportamento viscoso do resíduo e da perda de massa devida aos processos de decomposição. Desta forma, o entendimento dos processos de biodegradação torna-se importante na avaliação da evolução dos recalques em aterros de disposição de RSU.

2.3.3.2. Fases do desenvolvimento de Recalques

De acordo com Melo (2003) os recalques que ocorrem na massa de resíduo constituem um aspecto de especial importância prática e têm sido citados como um dos principais problemas operativos. Deve-se levar em consideração que os recalques não só repercutem nos aspectos estruturais da obra, mas também no que diz respeito ao aproveitamento do volume. Entender a evolução dos recalques diferenciais também, é

de suma importância. Este último pode causar danos a uma cobertura corretamente projetada e construída conforme Moreda (2000) bem como, ao sistema de drenagem. Além do mais, tais recalques podem gerar instabilidade na massa de lixo e/ou deslizamentos de taludes.

Além de se entender o comportamento dos recalques superficiais é importante também conhecer as deformações que se dão ao longo da profundidade da massa de resíduo, pois como cada camada de resíduo sólido pode apresentar diferentes velocidades de degradação, é possível verificar a magnitude e velocidade de deformação dessas camadas ao longo do tempo e, portanto, estimar o grau de bioestabilização dos resíduos, além de se avaliar como a biodegradação ocorre (condições aeróbias, anaeróbias etc) (MELO, 2003).

Em geral, os recalques nos aterros municipais são normalmente irregulares, sendo, no período inicial (1 a 2 meses após finalizada a construção), bastante intensos. Em seguida, continuam a ocorrer por um longo período, porém com velocidade menor. O maciço de RSU recalca, sob peso próprio, entre 10 a 40% da altura original do aterro e a maioria dos recalques ocorre nos primeiros anos após a disposição do resíduo (SOWERS 1968, EDIL *et al.*, 1990, GRISOLIA & NAPOLEONI 1996). Esse fato foi confirmado por resultados de ensaios em colunas drenadas de grande diâmetro executados por GANDOLLA *et al.*, (1994), como mostra a Figura 9.

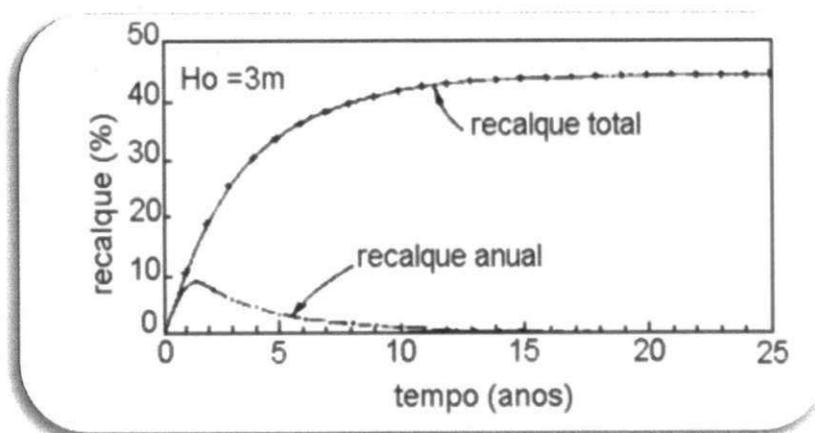


Figura 9 - Recalque total e anual de RSU (GANDOLLA *et al.*, 1994)

A grande maioria dos autores considera que, à semelhança de solos, os recalques dos aterros sanitários, independentemente dos seus mecanismos, podem ser divididos, ao longo do tempo, em três fases: compressão inicial, compressão primária e

compressão secundária (Figura 10), identificadas e descritas por BOSCOV e ABREU (2000), da seguinte forma:

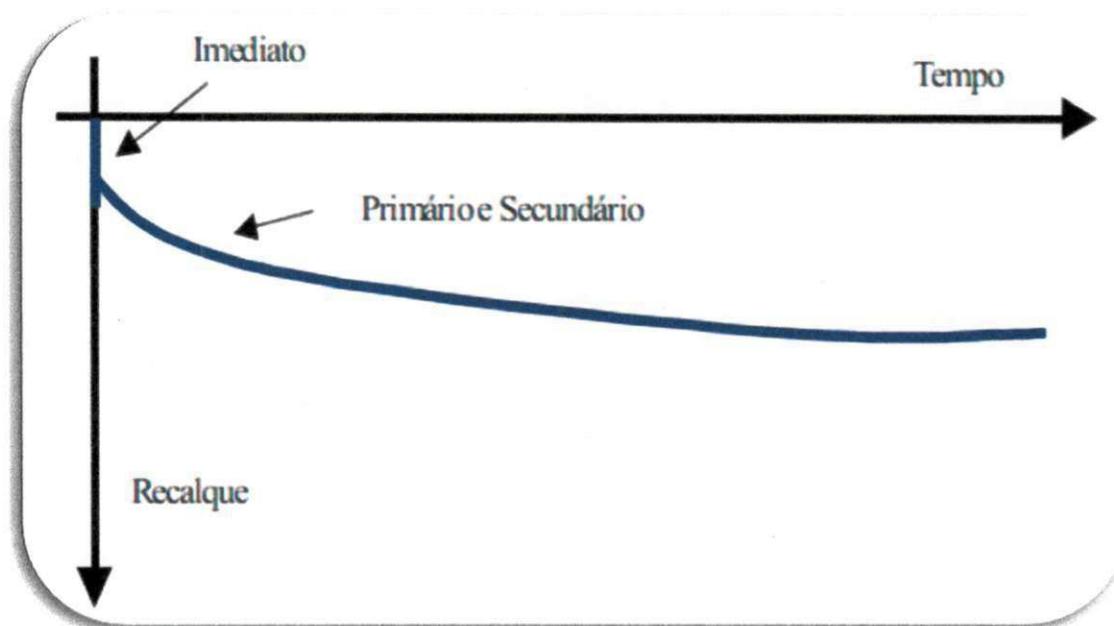


Figura 10 - Fases de Recalque de RSU

- **Compressão inicial:** corresponde ao recalque instantâneo que ocorre quando uma solicitação externa, peso próprio e/ou sobrecargas, é aplicada ao aterro sanitário;
- **Compressão primária:** corresponde ao recalque derivado da dissipação dos excessos de poro-pressões (líquido e gás) dos vazios, que, segundo SOWERS (1973), geralmente ocorre nos primeiros 30 dias após a aplicação de carga. Este tipo de recalque é semelhante ao adensamento primário dos solos.
- **Compressão secundária:** corresponde ao recalque devido à deformação lenta (creep), semelhante ao que ocorre nos solos, e à degradação biológica (biodegradação) dos materiais componentes dos RSU. Considera-se que a compressão secundária possa durar décadas, atingir 25% da espessura total do aterro e ser responsável pela maior parcela dos recalques dos aterros sanitários.

Segundo Melo *et al.*, (2006), embora a grande parte dos autores considere etapas distintas dos recalques, sabe-se que elas podem e devem acontecer simultaneamente. Os modelos dos recalques apresentados na literatura técnica computam em separado as parcelas. Em uma análise desses modelos, observa-se que a

simples alteração dos tempos iniciais de cada fase, principalmente a dita fase secundária, faz com que eles passem a incorporar essa simultaneidade.

2.4. Biodegradação em Aterros de RSU x Fatores intervenientes no Recalque

Do ponto de vista geotécnico a importância da biodegradação está principalmente na alteração do comportamento dos maciços de resíduos. Como por exemplo, têm-se a diminuição da compressibilidade e da permeabilidade do RSU ao longo do tempo como resultado da contínua perda de massa e aumento da densidade.

Dentre vários fatores que contribuem para a biodegradação e consequentemente para a ocorrência de recalques, destacam-se:

- Composição Gravimétrica e Volumétrica;
- Condições Climáticas.
- Temperatura;
- Teor de Umidade;
- Microrganismos;
- Sólidos Voláteis;
- pH;
- Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO).

2.4.1. Composição Gravimétrica e Volumétrica dos RSU

As composições gravimétricas e volumétricas dos resíduos sólidos urbanos são ferramentas muito importantes, pois servem como indicadores da quantidade que cada tipo de resíduo ocupa em volume nas células de um aterro sanitário (PEREIRA, *et al.*, 2010).

Segundo Silva (2012), quando dispostos em aterros sanitários, a caracterização dos resíduos passa a ter uma maior importância, pois o conhecimento individual de cada constituinte, em peso e em volume, informa a quantidade da fração biodegradável existente dentro da massa de resíduos, o que contribui para o correto dimensionamento dos sistemas de drenagem e tratamento de líquidos lixiviados, além de avaliar o potencial de geração de biogás.

De acordo com Melo (2011), é a partir da composição gravimétrica e volumétrica que se tem o panorama do real comportamento físico, físico-químico e microbiológico da massa como um todo ao longo do tempo de monitoramento e esta consiste em uma informação básica para qualquer etapa de gerenciamento. Estes parâmetros influenciam na compressibilidade e na resistência do aterro, por exemplo, quanto maior a quantidade da matéria biodegradável, maior a compressibilidade e menor a resistência, e ainda possibilita o estudo de aproveitamento das diversas frações dos resíduos para outras finalidades como a compostagem e a reciclagem, e com isso aumentar a vida útil dos aterros (SHARHOLY *et al.*, 2007).

A composição gravimétrica expressa em percentual o peso de cada tipo de resíduo em relação ao peso total da amostra. Alguns autores dividem os resíduos como papel/papelão, metais, vidros, plásticos e matéria orgânica como os principais componentes utilizados na determinação da composição gravimétrica.

A composição do RSU é muito heterogênea e pode variar de pequenos materiais orgânicos até grandes materiais inorgânicos. Além disso, existe uma variação significativa na porcentagem dos principais componentes do lixo urbano de uma região para outra, a qual, geralmente, está relacionada com os níveis de desenvolvimento econômico, tecnológico, sanitário e cultural dessas regiões (CARTIER & BALDIT, 1983).

A figura 11 informa a composição dos resíduos sólidos urbanos do Brasil, segundo a ABRELPE (2006). Pode-se notar um excesso de matéria orgânica entre os componentes do resíduo doméstico com valores acima de 50%, que segundo TCHOBANOGLUS *et al.* (1993) é uma característica típica de países em desenvolvimento, associado dentre outros fatores à falta de preparo prévio de frutas e vegetais, à pequena quantidade dos demais componentes e à falta de equipamentos domésticos adequado ao reaproveitamento dos alimentos.



Figura 11 - Composição dos resíduos sólidos do Brasil (ABRELPE, 2006).

O conhecimento da composição gravimétrica permite uma avaliação preliminar da degradabilidade, do poder de contaminação ambiental, e das possibilidades de reutilização, reciclagem e valorização energética e orgânica dos resíduos sólidos urbanos. Sendo, portanto, de grande importância na definição das tecnologias mais adequadas ao tratamento e disposição final dos resíduos (ALCÂNTARA, 2007).

Além da composição gravimétrica, também é utilizada a composição volumétrica dos resíduos sólidos que é uma ferramenta importante para o dimensionamento do potencial de geração de biogás, pois permite classificar individualmente cada constituinte dos resíduos em volume. Pode-se dizer que tanto a composição gravimétrica como a volumétrica estão diretamente ligadas aos níveis de recalques e, portanto também podem afetar o comportamento mecânico dos resíduos.

2.4.2. Condições Climáticas

Segundo Junqueira (2000), a entrada de uma carga extra de oxigênio dissolvida em água favorece o incremento das atividades de bactérias aeróbias ou anaeróbias facultativas, provocando um aumento da temperatura no interior da massa de lixo. Seus estudos mostraram que durante o períodos chuvosos, em diversas ocasiões, são verificadas variações bruscas de temperaturas, as quais propiciam também uma desestabilização nos microrganismos anaeróbios, diminuindo a velocidade de degradação da matéria orgânica e, conseqüentemente, os recalques no período. De acordo Melo (2003), o acúmulo excessivo de líquidos no interior da massa de lixo afeta os níveis de recalques em função de suas propriedades hidrostáticas, o qual distribui as

tensões recebidas de modo igual em todas as direções. Considerando que os recalques também ocorrem em função da carga imposta pelo próprio peso do lixo, uma quantidade excessiva de água atenua essa carga e impede a compressão das partículas. O mesmo autor relatou que, em seus resultados, a infiltração de água provocou o surgimento de um padrão cíclico de comportamento para as taxas de recalques, observadas tanto em escala real como em escala intermediária (células de pequenas dimensões), com valores mais elevados de recalques durante períodos secos e valores bem menores durante as chuvas.

2.4.3. Temperatura

O estudo da temperatura em aterros sanitários é importante, do ponto de vista biológico, pois a temperatura afeta a manutenção e crescimento dos microrganismos, bem como as atividades metabólicas. Os microrganismos também afetam a temperatura do meio, pois atividades aeróbias elevam a temperatura (SILVA, 2012).

Analogamente ao pH, há uma faixa de temperatura em que as bactérias podem crescer (mínima, ótima e máxima). Na temperatura ótima as enzimas bacterianas estão na forma mais ativa. Na temperatura mínima as enzimas trabalham com menor eficiência (desaceleração), portanto mais demoradas no processo de conversão da matéria orgânica em metabólitos. Numa faixa máxima, ocorre a desnaturação das proteínas (destruição do arranjo molecular) causando a morte celular (BARBOSA & TORRES, 1999).

Segundo Melo (2011), do ponto de vista biológico, a temperatura das células de aterros é um fator de grande importância, pois os microrganismos que atuam no processo, ao contrário dos organismos superiores, não controlam sua própria temperatura corporal, seguindo a temperatura do meio. As bactérias metanogênicas, por exemplo, são bastante sensíveis às mudanças bruscas de temperatura. Markovich & Petrova, (1966), citam que as bactérias metanogênicas podem atuar em duas faixas distintas de temperatura: a mesofílica que varia de 29 a 45°C e termófila que vai de 45 a 70°C.

2.4.4. Teor de Umidade

Segunda Lima (2004) o teor de umidade, que representa a quantidade de água contida na massa de lixo, é um dado importante para a escolha do sistema de tratamento

e aquisição de equipamentos de coleta. Este teor presente no lixo depende diretamente das condições meteorológicas e varia de um lugar para outro.

O teor de umidade pode variar de acordo com vários fatores como a composição do lixo, as condições climáticas, as práticas de coleta, entre outros. Os componentes orgânicos do lixo geralmente concentram a maior parcela de umidade. Alguns autores sugerem que o teor de umidade e o teor de matéria orgânica presentes no lixo fornecem os pré-requisitos necessários à fase inicial do crescimento bacteriano (GARCEZ, 2009).

Segundo Palmisano & Barlaz (1996), a faixa de umidade ótima para a degradação biológica deverá ser entre 20 e 40%, sendo que valores fora dessa faixa podem desestabilizar a célula de lixo.

De acordo com Melo (2003), o teor de umidade e o teor de matéria orgânica presentes nos RSU fornecem pré-requisitos necessários à fase inicial do crescimento bacteriano. Entretanto, a grande quantidade de água infiltrada pode prejudicar a degradação.

2.4.5. Microrganismos

Em um aterro de resíduos sólidos a magnitude e velocidade dos recalques secundários é condicionada por microrganismos existentes no interior da massa destes resíduos. Estes microrganismos são fungos, bactérias, vírus e protozoários. Os recalques secundários em aterros sanitários decorrem da ação conjunta destes microrganismos, através de atividades bioquímicas complexas (MELO, 2003).

O processo de degradação dos compostos orgânicos e inorgânicos é um fenômeno constituído essencialmente pela superposição de mecanismos biológicos e físico-químicos, catalisados pelo fator água, presente nos resíduos pela umidade inicial e pelas águas das precipitações que ocorrem quando os resíduos estão dispostos em aterro sanitário (CASTILHOS JR *et al.*, 2002).

Segundo Hirsch (2002), a biodegradação em um aterro sanitário ocorre em duas fases, onde a primeira fase se chama aeróbia e a segunda anaeróbia.

A fase de decomposição aeróbia, ocorre nos primeiros dias de degradação dos resíduos, devido a presença de oxigênio e a presença de microrganismos presente nos resíduos sólidos e nos solos de cobertura, nos quais contribuem para a realização das suas atividades metabólicas (HIRSCH, 2002; MELO, 2011).

Segundo Silva (2012), a fase de decomposição aeróbia dos resíduos, em um aterro de RSU, geralmente é relativamente curta, devido ao seu próprio processo de funcionamento, em que os resíduos são cobertos diariamente, limitando as concentrações do oxigênio e assim, reduzindo o tempo de atividades desses microrganismos.

A segunda fase, denominada anaeróbia, começa quando o oxigênio residente nas porosidades se esgota por consumo dos microrganismos ou foi expulso dos vazios por processo de compressão. Durante o resto do processo, a biodegradação não cessará até que o substrato esteja completamente degradado pelas bactérias que dele se alimentam, ou as condições ambiente impeçam a atividade destes microrganismos (HIRSCH, 2002).

Conforme Chernicharo (2007) basicamente existem três tipos de grupos de bactérias que participam do processo de decomposição anaeróbia:

As **fermentativas** que, por hidrólise, transformam os compostos orgânicos complexos (polímeros) em compostos mais simples (monômeros), sendo que estes últimos são transformados em acetato, hidrogênio, dióxido de carbono, ácidos orgânicos de cadeia curta, aminoácidos e outros produtos como glicose;

As **acetogênicas**, ou produtoras de hidrogênio, que convertem os produtos gerados pelo primeiro grupo em acetato, hidrogênio e dióxido de carbono;

As **metanogênicas** que utilizam os substratos produzidos pelas bactérias do segundo grupo, transformando-os em metano e dióxido de carbono. As bactérias metanogênicas são muito importantes para o processo, pois elas produzem gás insolúvel (metano), possibilitando a remoção do carbono orgânico do ambiente, resultando na perda de massa, e utilizam o hidrogênio favorecendo o ambiente para que as bactérias acidogênicas fermentem compostos orgânicos com a produção de ácido acético, que é convertido em metano.

A Figura 12 mostra as seqüências das rotas metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia CHERNICHARO,(1993).

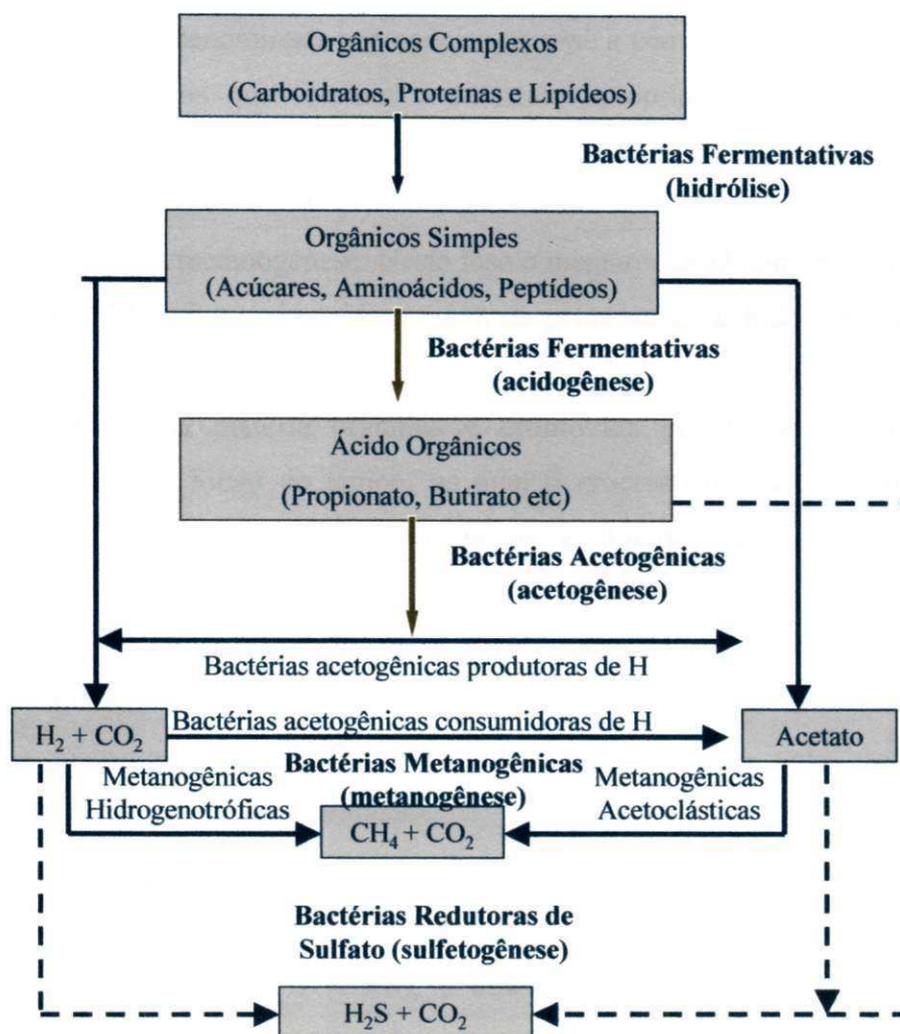


Figura 12 - Sequências das rotas metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia CHERNICHARO, (1993 Apud, ALVES, 2008)

A degradação anaeróbia se dá em quatro fases segundo Campos (1999). A primeira fase é a hidrólise, durante a qual o material orgânico particulado é convertido em compostos dissolvidos de menor peso molecular. As bactérias nesta fase lançam mão de seus arsenais enzimáticos degradando estes compostos complexos em outros mais simples. Uma vez transformados em compostos mais simples, estes podem atravessar a parede das bactérias fermentativas. Nesta fase vários são os fatores que interferem na velocidade que ocorre a hidrólise, tais como temperatura operacional, tempo de residência, composição do substrato, tamanho das partículas e pH do meio.

Logo após tem-se a fase acidogênica, em que os compostos dissolvidos na fase de hidrólise são absorvidos e metabolizados pelas células fermentativas, sendo convertidos em compostos mais simples incluindo ácidos graxos voláteis, alcoóis, ácido láctico, gás carbônico, hidrogênio, amônia e sulfeto de hidrogênio, além de novas células bacterianas.

muito importante, pois influencia muitas reações químicas e bioquímicas, o que pode afetar várias populações de microrganismos (ALCANTÁRA, 2007).

Melo (2003) afirma que de acordo com alguns autores, o pH em ambientes naturais, varia de 0,5 até 10,5 e grande parte dos procaríotos de vida livre cresce em escala superior a 3 unidades de pH. Grande parte das bactérias possuem um pH ótimo ao redor da neutralidade, pois é o mais adequado para absorção de alimentos. Há, no entanto, uma faixa de pH em que os limites máximo e mínimo são estabelecidos, não restringindo a sobrevivência dos microrganismos a única condição de pH (BARBOSA & TORRES, 1999). O pH ótimo ao crescimento bacteriano é bem definido. Em função do pH, os microrganismos são classificados em acidófilos, neutrófilos ou basófilos (Figura 13). Porém, as espécies se adaptam a diferentes valores e são capazes de manter o pH intracelular em torno de 7,5, porque possuem tampões naturais e efetuam troca de íons de hidrogênio com o meio externo (BIDONE, 2001). As bactérias metanogênicas são as mais sensíveis à variação do pH e sua faixa ótima varia de 6,5 a 7,6 para a digestão anaeróbia (LEITE, 2008).

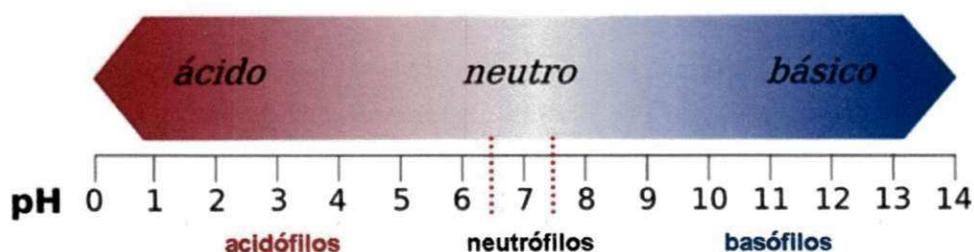


Figura 13 - Classificação dos microrganismos em função do pH

2.4.8. Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

Segundo Alcântara (2007) a Demanda Química de Oxigênio (DQO), refere-se à quantidade de oxigênio consumido num processo de degradação química da matéria orgânica dissolvida, presente na massa de resíduos seja ela biodegradável ou não. A Demanda Química de Oxigênio (DQO) é usada como a medida de oxigênio requerida para a estabilização da matéria orgânica contida em uma determinada amostra, suscetível à oxidação por um oxidante químico forte. Segundo Lima & Nunes (1994) apud Monteiro (2003) a variação da DQO em relação ao tempo de aterramento expressa, de forma indireta, o rendimento da atividade microbiana ativa.

A DQO representa um dos principais parâmetros de contaminação existentes nos líquidos percolados, indicando a carga de matéria orgânica transportada e a quantidade de oxigênio necessária para sua estabilização (JUNQUEIRA, 1999). De acordo com Monteiro (2003) uma análise mais específica mostra que a medida de demanda química de oxigênio serve como um importante parâmetro na avaliação do processo de decomposição, em particular, na compreensão dos efeitos da lixiviação microbiana.

Segundo Lima (2004) a análise de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), pode ser definida como a quantidade de oxigênio requerida durante o processo de estabilização da matéria orgânica pela ação de microrganismos. Segundo Leite (2008), a DBO é a quantidade de oxigênio necessária para a estabilização bioquímica da matéria orgânica presente em uma amostra; sendo, portanto, uma medida indireta da quantidade de matéria orgânica biodegradável existente na amostra.

A DQO e DBO em resíduos de aterros podem variar de acordo com o tempo de disposição, ou seja, a matéria orgânica decresce quanto maior for o tempo de disposição (ZIYANG *et al.*, 2009).

A relação DBO/DQO é um parâmetro importante, pois retrata a biodegradabilidade da matéria orgânica presente na massa de RSU, que varia com a idade do aterro. Inicialmente, as razões são maiores ou iguais a 0,5, e razões na faixa de 0,4 e 0,6 indicam matéria orgânica de fácil biodegradação. Em aterros sanitários tidos como velho, a razão DBO/DQO pode-se encontrar na faixa de 0,05 a 0,2. Essa razão cai, porque os resíduos aterrados contêm praticamente ácidos húmicos e fúlvicos, que não são facilmente biodegradáveis ao contrário dos ácidos voláteis (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993).

2.5. Célula Experimental

Alcantâra (2007) apresenta alguns inconvenientes que são enfrentados no estudo de aterros em escala real: custo elevado, grande número de variáveis envolvidas no processo e a dinâmica de operação do aterro, que dificulta a obtenção sistemática de dados sob condições controladas.

Lisímetro constitui uma célula experimental de RSU em escala reduzida, dotado de sistema de drenagem de líquidos e gases, medição de nível dos líquidos,

medidores de recalques, temperatura, concentração e fluxo de gases, proporcionando o conhecimento de diversos parâmetros sob condições controladas (MONTEIRO, 2003).

Vários parâmetros podem ser analisados através dos lisímetros e a influência da água na degradação dos resíduos é um deles, como também a influência da recirculação do lixiviado e produção de biogás (MEIRA, 2009). De um modo geral, pode se dizer que, mesmo em escala experimental, é possível obter aproximações das condições de um aterro em escala real, pois os resultados estão incorporados à influência das condições ambientais e dos componentes e resíduos nele existentes (GARCEZ, 2009).

Na cidade de Campina Grande, local de estudo desta pesquisa, já foram desenvolvidos estudos em células experimentais no intuito de avaliar alguns parâmetros do comportamento da massa de resíduos, tais como: Leite (2008), Garcez (2009); Meira (2009); Pereira (2010); Farias (2011); Araújo (2011); Melo (2011); Silva (2012). No estudo destes pesquisadores, os resultados obtidos podem ser aplicados em aterros de escala real.

Outros estudos em células experimentais também foram realizados no Brasil e no mundo, tais como: Medeiros (2002), Youcai *et al.* (2002), Mannapperuma & Basnayake (2004), Jonh (2004), Levine *et al* (2005), Swati *et al* (2005), Alcântara (2007), Santos (2010), entre outros. Os estudos visam entender os processos de biodratação dos RSU, no intuito de contribuir no projeto, construção e monitoramento de aterros sanitários em escala real.

2.6. Análise Estatística

A análise estatística tem por objetivo, obter, organizar e analisar dados no intuito de apresentá-los, explicá-los e correlacioná-lo, por sua vez, a estatística procura modelar a aleatoriedade e a incerteza de forma a estimar ou possibilitar a previsão de ocorrência conforme for o objetivo (GUEDES, 2011).

A estatística subdivide-se em três áreas distintas: a descritiva, a probabilística e inferencial (COSTA NETO, 1978). A coleta, a organização, a descrição dos dados, o cálculo e a interpretação dos coeficientes pertencem à estatística descritiva, enquanto a análise e a interpretação dos dados, associado a uma margem de incerteza, ficam a cargo da estatística indutiva ou inferencial, também chamada como a medida da incerteza ou métodos que se fundamentam na teoria da probabilidade (GRANZOTTO, 2002).

2.6.1. Estatística Descritiva

A estatística descritiva tem como finalidade sintetizar uma série de valores da mesma natureza, permitindo dessa forma que se tenha uma visão global da variação desses valores, organizando e descrevendo os dados de três maneiras: por meio de tabelas, de gráficos e de medidas descritivas (GUEDES *et al.*, 2011).

Segundo Ferreira (2001), suas funções são:

- Coleta de dados;
- Organização e classificação desses dados;
- Apresentação através de gráficos e tabelas;
- Cálculo de coeficientes (estatísticos), que permitem descrever resumidamente os fenômenos.

As medidas descritivas auxiliam na análise do comportamento dos dados. Estes que são provenientes de uma população ou uma amostra. Exemplo de análises descritivas são: número de elementos, média, variância, desvio padrão, etc (SILVA, 2012).

2.6.2. Estatística Multivariada

De acordo com Santos (2004), a estatística multivariada é um conjunto de métodos estatísticos responsável pela análise simultânea de medidas múltiplas para cada indivíduo ou objeto em análise, tendo como objetivo a redução dos dados, ordenando-os, agrupando-os e investigando a dependência das variáveis.

Ainda segundo o autor, os principais objetivos da estatística multivariadas são:

- Reduzir dados: a variável estudada é representada de maneira simples;
- Ordenar e agrupar: agrupamento de objetos ou variáveis similares, baseados em dados amostrais ou experimentais;
- Investigar as dependências entre as variáveis.

A estatística multivariada engloba a Análise de Componentes Principais (ACP) que segundo Paiva (2009) essa análise consiste em transformar um conjunto original de variáveis em outro conjunto com dimensão equivalente, porém com a mesma importância.

2.6.3. Matriz de correlações

As matrizes de correlações possibilitam encontrar correlações entre diferentes parâmetros.

As correlações são positivas quando os valores de uma variável aumentam à medida que também aumentam os valores de uma segunda variável, porém se os valores de uma variável aumentam à proporção que diminuem os valores da outra, a correlação é negativa (CATAPRETA, 2008).

Segundo Dancey e Reidy (2006) a correlação pode variar entre -1,0 e 1,0 no qual estes autores consideram uma correlação negativa quando apresentarem o valor -1,0 e uma correlação positiva quando assumirem o valor 1,0. Correlações entre 0,10 e 0,30 podem ser consideradas fracas, entre 0,40 e 0,60 consideradas moderadas, e entre 0,70 e 1,0 podem ser analisadas como forte.

2.6.4. Teste da Normalidade e Análises dos Componentes Principais (ACP)

Os testes de normalidade são empregados para verificar a distribuição normal dos dados. Seu objetivo é direcionar o pesquisador, a saber, qual o tipo de teste será utilizado, se um teste paramétrico ou não paramétrico (RODRIGUES, 2008). A necessidade de testar a hipótese da normalidade multivariada fica evidenciada quando o pesquisador pretende avaliar se as condições pressupostas para a validade de inferência que irá realizar foram atendidas (CANTELMO & FERREIRA, 2007).

O teste da normalidade mais utilizado é o Kolmogorov-Smirnov, ou teste K-S. Este teste compara a distribuição real dos dados (amostra) com uma distribuição normal gerada por uma média e um desvio padrão supostamente conhecidos. Neste teste, adota-se a hipótese nula indicando a normalidade dos dados se $p\text{-valor} > \alpha$ (nível de significância). No entanto, se $p\text{-valor} < \alpha$ rejeita-se a hipótese nula, uma vez que os dados não seguem uma distribuição normal.

A Análise em Componentes Principais (ACP) é um método que tem por finalidade básica, a análise dos dados usados visando sua redução, eliminação de sobreposições e a escolha das formas mais representativas de dados a partir de combinações lineares das variáveis originais (SILVA, 2012).

Para aplicação da técnica de ACP faz-se necessário à construção da matriz de correlação de dados brutos que pode ser disposta em n medidas de diferentes propriedades (variáveis) executadas sobre m amostras (objetos), de modo que a matriz

de dados d é formada por $m \times n$ (m linhas correspondentes às amostras e n colunas correspondentes as variáveis) (MEIRA, 2009).

De acordo com Silva (2009) a análise de componentes principais analisa quais variáveis explicam a maior parte da variabilidade total dos dados, reduzindo, reunindo, simplificando e investigando a relação existente entre as variáveis.

3. METODOLOGIA

A presente pesquisa foi desenvolvida a partir da construção e monitoramento da célula experimental (lísímetro) (Figura 14), no campus Universidade Federal de Campina Grande (UFCG) em parceria com a Universidade Estadual da Paraíba, EXTRABES (Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários) e a Universidade Federal de Pernambuco (UFPE).



Figura 14 - Foto da Célula Experimental (Lísímetro)

A metodologia desta pesquisa encontra-se estruturada no fluxograma apresentado na Figura 15:

3.1. Construção da Célula Experimental

No intuito de conhecer melhor o funcionamento e comportamento de aterros de RSU, células experimentais representam uma técnica bastante interessante, pois permitem obter parâmetros para projetos, dimensionamento, construção e monitoramento de aterros sob condições conhecidas e controladas, podendo ser aplicada, com as devidas adaptações, em escala real (LEITE, 2008).

3.1.1. Estrutura da Célula Experimental

A célula experimental (lisímetro ou biorreator) foi construída em uma área da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), nas proximidades do Centro de Tecnologia.

Segundo Alcântara (2007) aterros simulados com seção transversal circular visam facilitar a distribuição e a compactação dos resíduos no seu interior, uniformizar a distribuição das pressões laterais na parede interna do lisímetro, evitar caminhos preferenciais de percolação do lixiviado e reduzir área de superfície lateral interna diminuindo o contato entre os resíduos e a parte interna da estrutura.

Desta forma, o lisímetro foi construído em seção transversal circular, com diâmetro de 2,00m e altura de 3,00m, com volume aproximado de 9m³ (Figura 17). As paredes da célula experimental foram construída em alvenaria de tijolos maciços (aplicados na forma de uma vez, com a finalidade de resistir melhor às pressões internas), em seguida foi chapiscada, rebocada e pintada (Figura 16).



Figura 16 - Foto da construção do lisímetro

Foram instalados na célula experimental tubos de PVC de 100mm em três

célula. Foram instalados tampões de 100mm em tais orifícios para isolar os resíduos do ambiente externo, no intuito de evitar que as ações externas influenciassem no comportamento dos resíduos. Em seguida foi executado a camada de base com solo impermeável e instalada a instrumentação geotécnica.



Figura 17 - Foto do Lisímetro

3.1.2. Sistema de Impermeabilização da Camada de Base e Cobertura

Os sistemas impermeabilizantes de base e de cobertura tem por finalidade evitar a contaminação das águas subterrâneas, a proliferação de doenças, emanação de odores, combustão espontânea, infiltração de águas pluviais, entre outros.

Dentre as opções existentes de sistema impermeabilizante, foi escolhido o uso da argila. Segundo Junqueira (2000) no Brasil, praticamente todos os aterros sanitários existentes têm como sistema impermeabilizante o uso de argila compactada, com espessuras variadas, desde compactação direta sobre o solo até camadas de 2m.

3.1.2.1. Escolha da Jazida para Camada de Base e Cobertura da Célula

O solo selecionado para estudo e caracterização de acordo com as exigências para utilização em camada de base e cobertura de aterros sanitários foi coletado de uma jazida localizada na alça sudoeste da cidade de Campina Grande – PB (Figura 18). No

local foram realizados testes tátil e visual para uma prévia identificação do solo, avaliando a cor e plasticidade do solo. O que sugeriu tratar-se de um solo argiloso.



Figura 18 - Foto Panorâmica da Alça Sudoeste da cidade de Campina Grande – PB

Foram identificadas outras jazidas de solos argilosos em cidades próximas, tais como Lagoa Seca, Boa Vista e Bananeiras, no entanto foi priorizado a coleta na própria cidade de Campina Grande como forma de avaliar o solo da cidade para uma futura utilização em aterro sanitário em escala real. Os solos argilosos, de um modo geral, são os mais utilizados para as camadas de base e cobertura de aterros sanitários devido as suas características de baixa permeabilidade.

3.1.2.2. Coleta e Caracterização do Solo

A coleta do solo foi realizada com auxílio de pá e picareta, e colocados em sacos de nylon fechados para evitar a perda de umidade. Em seguida foram transportados para o laboratório de solos da UFCG. A extração do solo foi feita baseada na metodologia para obtenção de uma amostra deformada, onde são conservados todos os constituintes minerais do solo, inclusive, se possível, sua umidade natural, mas não se conserva sua estrutura original que é alterada pelo processo de extração (TAYLOR, 1948).

Para a caracterização faz-se necessário a preparação prévia da amostra, que consiste em secar, destorroar, quartear, pesar e peneirar o solo, com a finalidade de obter uma quantidade suficiente e representativa do solo a ser analisado (Figura 19).

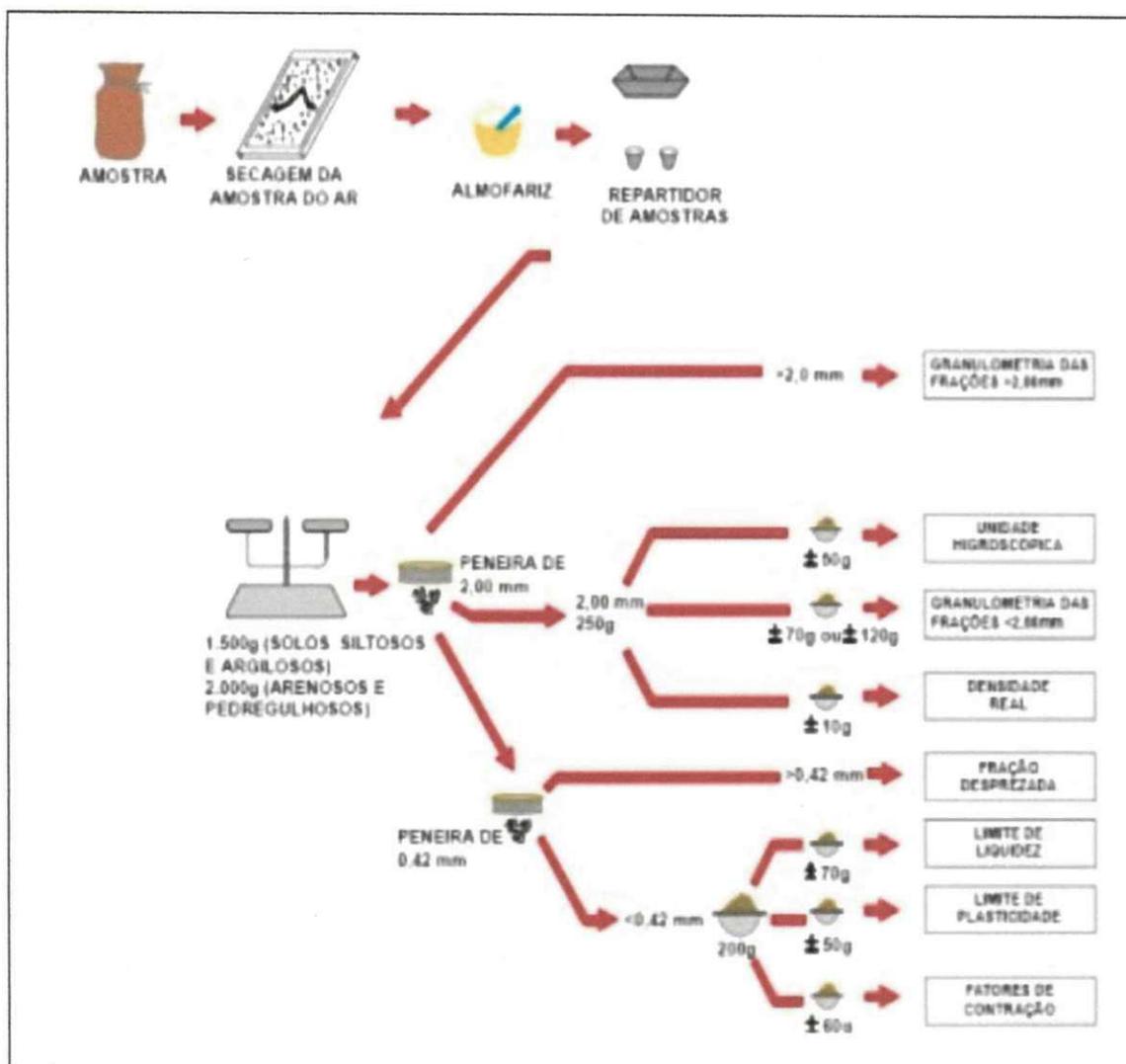


Figura 19 - Preparo de amostras de solo para os ensaios de caracterização (Taylor, 1948)

Após a preparação da amostra foram realizados os ensaios de caracterização da amostra através da determinação do teor de umidade, da massa específica dos grãos, granulometria, limite de plasticidade e liquidez, coeficiente de permeabilidade e compactação. Todos os ensaios de Caracterização da Amostra foram realizados no Laboratório de Solos da UFCG, conforme as normas específicas da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), apresentados no Quadro 01.

Quadro 1 - Descrição dos Ensaios de Solos realizados no laboratório e Norma correspondente.

ENSAIO	NORMA REFERENTE	COMENTÁRIO
Preparação das Amostras	NBR 6457/86 – Amostras de Solo – Preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização	Esta Norma prescreve o método para a preparação de amostras de solos para os ensaios de compactação e caracterização (análise granulométrica,
Determinação do Teor de Umidade		

<p>com Secagem em Estufa</p>		<p>determinação dos limites de liquides e plasticidade, massa específica dos grãos que passam na peneira de 4,8mm, massa específica aparente e absorção de água dos grãos retidos na peneira de 4,8mm). No anexo desta Norma apresenta-se, ainda, o método para determinação do teor de umidade de solos, em laboratório. A determinação do teor de umidade é parte integrante de ensaios que objetivam a determinação de outros parâmetros do solo tais como, por exemplo, os limites de consistência e ensaio de compactação.</p>
<p>Determinação da Massa Específica dos grãos</p>	<p>NBR 6508/84 – Grãos de solos que passam na peneira de 4,8mm – Determinação da massa específica</p>	<p>Esta Norma prescreve o método para a determinação da massa específica dos grãos de solos que passam na peneira de 4,8mm, por meio de picnômetro. A massa específica dos grãos é necessária nos cálculos de outros ensaios, inclusive a granulometria por sedimentação e na determinação das relações peso/volume, isto é, índice de vazios, grau de saturação e outros índices físicos.</p>
<p>Ensaio de Granulometria</p>	<p>NBR 7181/84 – Solo – Análise Granulométrica</p>	<p>Esta Norma prescreve o método para análise granulométrica de solos, realizada por peneiramento ou pela combinação de sedimentação e peneiramento. O processo consiste em passar a amostra através de um conjunto de peneiras, empilhadas em ordem decrescente da abertura de malha, e pesar o material retido em cada peneira. Com isso obtêm-se as coordenadas que permitam traçar a curva granulométrica.</p>
<p>Determinação do Limite de Plasticidade</p>	<p>NBR 7180/84 - Solo – Determinação do limite de plasticidade</p>	<p>Esta Norma prescreve o método para a determinação do limite de plasticidade e para o cálculo do índice de plasticidade dos solos. O Limite de Plasticidade (LP) é o teor de umidade em que o solo começa a se fraturar quando se tenta moldar com ele, um cilindro com as dimensões de 3mm de diâmetro e</p>

		cerca de 100mm de comprimento.
Determinação do Limite de Liquidez	NBR 6459/84 – Solo – Determinação do limite de liquidez	Esta norma prescreve o método para a determinação do limite de liquidez dos solos. O limite de liquidez foi concebido como o menor teor de umidade com que uma amostra de um solo pode ser capaz de fluir. Embora tal capacidade seja mais relacionada com o grau de saturação do solo do que com o teor de umidade, os ensaios para determinar os limites de liquidez de solos finos têm o teor de umidade como parâmetro, por causa da dificuldade de medir e controlar o grau de saturação.
Ensaio de Compactação	NBR 7182/86 – Solo – Ensaio de compactação	Prescreve o método para determinar a relação entre o teor de umidade e a massa específica aparente seca de solos quando compactados, de acordo com os processos especificados.
Permeabilidade à carga constante	NBR13292/95 - Solo - Determinação do coeficiente de permeabilidade de solos granulares à carga constante	Prescreve método para a determinação do coeficiente de permeabilidade à carga constante, com a água percolando através do solo, em regime de escoamento laminar. A aplicação deste método é restrita a solos granulares, contendo no máximo 10 por cento, em massa, de material que passa na peneira de 0,075 mm.
Permeabilidade à carga variável	NBR14545/00 - Solo - Determinação do coeficiente de permeabilidade de solos argilosos a carga variável	Prescreve os métodos para determinação do coeficiente de permeabilidade a carga variável, com a água percolando através do solo em regime de escoamento laminar.

3.1.2.3. Execução da Camada de Base e Cobertura

Para a execução da camada de base, o solo ficou exposto ao sol sobre uma lona por diversos dias, com a finalidade de diminuir a sua umidade higroscópica. No dia da execução, com o auxílio do Speedy, de acordo com a norma ME 052 (DNER, 1994), verificou-se qual a umidade natural do solo, e com base nos dados de laboratório, foi calculado o fator água/solo necessário para que o solo atingisse sua umidade ótima. A

partir destes dados, foi adicionado água ao solo e misturado, de forma a se tornar uma massa homogênea (Figura 20).



Figura 20 - Mistura de água e solo para execução das camadas

A camada de base foi executada com altura média de 20cm, por meio de compactação, em camadas de, aproximadamente, 7cm de espessura com auxílio de um soquete manual (Figura 21). Os mesmos procedimentos foram adotados para a execução da camada de cobertura, que foi executada logo após a instalação da instrumentação e preenchimento da célula.



Figura 21 - Execução da camada de base

Imediatamente após a execução da camada de base e cobertura cravou-se um anel de aço com altura e diâmetro conhecidos, com a finalidade de avaliar se a massa específica e a umidade obtidas “in situ” estavam de acordo com o previsto no ensaio de laboratório.

O controle da compactação do solo pelo procedimento do controle de massa específica aparente seca, foi feita através da determinação do Grau de Compactação (GC) definido como a relação entre a massa específica obtida no campo e a massa específica máxima seca obtida em laboratório, como demonstra a Equação 09.

$$GC = \frac{\gamma_s(\text{campo})}{\gamma_s(\text{lab})} \times 100 \quad \text{Eq. 09}$$

Onde: GC = grau de compactação

$\gamma_s(\text{campo})$ = massa específica obtida em campo;

$\gamma_s(\text{lab})$ = massa específica obtida em laboratório

3.1.3. Sistema de drenagem da camada de base da célula experimental

O sistema de drenagem da camada de base consistiu em uma camada de aproximadamente 10cm de brita sobre a camada de base e em seguida um tubo de PVC de 40mm, devidamente perfurado, permitindo desta maneira a passagem do lixiviado, conforme Figura 22. O tubo de drenagem atravessou diametralmente o lisímetro, com saída lateral controlada através de um registro, como forma de medir a vazão do lixiviado produzido.

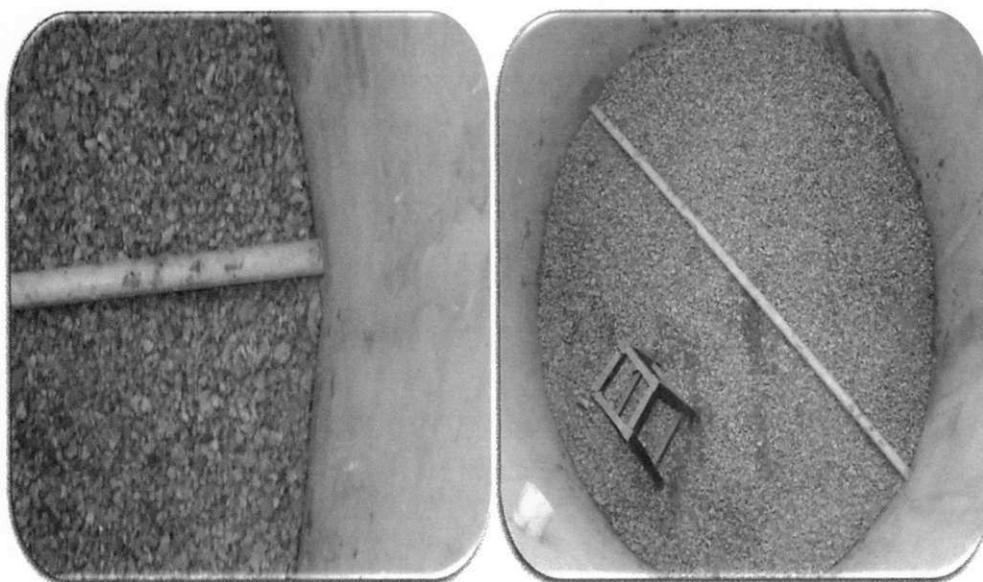


Figura 22 - Sistema de drenagem da camada de base da célula experimental

3.2. Confeção e Instalação da Instrumentação

Nos aterros sanitários a instrumentação se apresenta como uma das melhores formas de se conhecer o comportamento e funcionamento dos maciços de resíduos sólidos urbanos, frente a grande heterogeneidade, tamanho das partículas e condições específicas de campo. (OLIVEIRA)

A instrumentação instalada no lisímetro foi baseada na literatura técnica e na instrumentação utilizada para monitoramento de aterros sanitários, sendo dotada de sistemas de drenagem de gases, medição do nível de líquidos (piezômetro), medidores de recalque superficiais e em profundidade e medidores de temperatura (termopares).

3.2.1. Confeção da Instrumentação Geotécnica

A confecção da instrumentação do lisímetro está descrita abaixo:

- **Sistema de drenagem de gases:** O sistema de drenagem de gases consiste de um tubo de PVC perfurado de 40mm de diâmetro, envolvido por uma tela de nylon para evitar a obstrução dos furos, isolado ao final com um tampão para evitar que o gás escape para o meio externo (Figura 23).



Figura 23 - Sistema de drenagem de gases

- **Medição de nível de líquidos (piezômetros):** Para o monitoramento da presença de líquidos foi instalado um piezômetro, que consiste em um tubo de PVC de 25mm perfurado até a metade, envolvido por uma tela de nylon para

evitar a obstrução dos furos, isolado ao final com um tampão para evitar a infiltração de água pluviais no sistema (Figura 24).



Figura 24 - Piezômetro

- **Medidores de recalques superficiais e em profundidades:** As placas de recalques superficiais consistem em duas placas metálicas com 20cm de diâmetro, revestidas com uma película anti-corrosiva e no centro uma haste de aproximadamente 60cm (Figura 25).

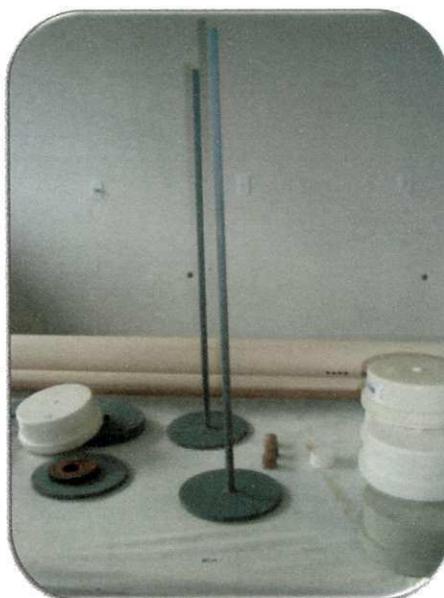


Figura 25 - Placas de Recalques Superficiais

As placas de recalques em profundidades consistem em seis placas metálicas com 20cm de diâmetro, revestidas com uma película anti-corrosiva (para evitar a

oxidação e contaminação dos resíduos) e e uma abertura central de aproximadamente 5cm com um imã, permitindo a passagem do tubo de um tubo de PVC de 20mm de diâmetro para evitar o atrito lateral e permitir a passagem do sensor, no monitoramento (Figura 26).



Figura 26 - Placas de Recalques em Profundidades

- **Medidores de temperatura (termopares):** Para o monitoramento das temperaturas no interior da célula foram conectados quatro termopares com conectores tipo K, numerados e instalados a cada 0,5m de profundidade. Os termopares consistem em um par de metais de cobre e cromo unidos em uma ponta, que são sensíveis a temperatura, gerando desta forma uma corrente elétrica proporcional à temperatura (Figura 27). Esta corrente é medida na superfície por um termômetro elétrico. Os termopares foram fixados a um tubo de PVC de 20mm de diâmetro (Figura 27).



Figura 27 - Termopares Tipo K



Figura 28 - Termopares fixados ao tubo de PVC

3.2.2. Instalação da Instrumentação

Após a execução da camada de base e do sistema de drenagem, foi instalada toda a instrumentação no lisímetro. Para a disposição da instrumentação foram levados em consideração alguns fatores (Figura 29):

1. Toda a instrumentação deveria estar devidamente centralizada, para isto, amarrrou-se um fio, com o intuito de manter a amarração da instrumentação;

2. As placas de recalques em profundidades deveriam estar localizadas no centro da célula, pois de acordo com a litetura técnica, os maiores recalques ocorrem no centro da célula, uma vez que sofrem menor interferência das paredes do lisímetro;
3. Os termopares ficaram localizados de forma a sofrer o minimo de interferência possível dos pontos de amostragem, uma vez que ao ser retirado o tampão ocorre troca de temperatura com o meio externo;
4. O tubo da drenagem da camada de base sofreu leve inclinação, com a finalidade do lixiado escoar em direção ao resgistro.



Figura 29 - Disposição da instrumentação geotécnica no lisímetro

A Figura 30 mostra o desenho esquemático da célula experimental.

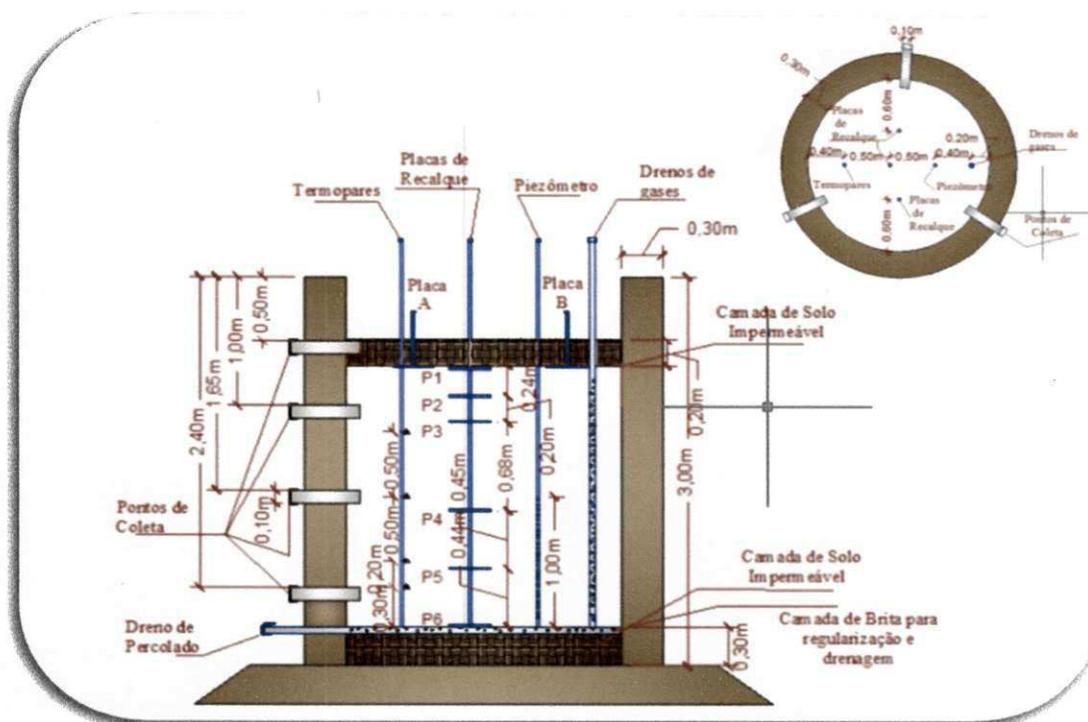


Figura 30 - Desenho esquemático da célula experimental

3.3. Coleta e Amostragem dos RSU

Para o preenchimento do lisímetro foi realizado junto ao Departamento de Limpeza Urbana (DLU) da Prefeitura Municipal de Campina Grande, um estudo de rota de coleta de resíduos de forma a abranger diferentes bairros da cidade. Os bairros selecionados foram Mirante, Catolé e Argemiro Figueiredo (Sandra Cavalcanti), conforme segue em destaque na Figura 31.



Figura 31 - Mapa dos Bairros de Campina Grande

A coleta dos resíduos foram realizadas no período noturno, utilizando-se um caminhão compactador com capacidade aproximada de 9 toneladas de resíduos. Terminada as coletas pelos bairros selecionados, o caminhão seguiu para a UFCG, para o descarregamento dos resíduos, triagem do material e enchimento do lisímetro.

Com o intuito de manter as características dos resíduos, forrou-se uma lona para o descarregamento do material, em local adequado, devidamente nivelado, próximo ao lisímetro (Figura 32).



Figura 32 - Descarregamentos dos resíduos

Após o descarregamento, os alunos do grupo GGA com o auxílio dos catadores de lixo contratados, iniciou-se manualmente o processo de abertura das sacolas plásticas

para facilitar a homogeneização dos resíduos (Figura 33). Vale salientar que todos os integrantes estavam devidamente protegidos com o uso de Equipamentos de Proteção Individual (EPI).



Figura 33 - Abertura manual das sacolas plásticas

Com o auxílio de uma enchedeira (Figura 34), realizou-se o processo de homogeneização e quarteamento dos resíduos. Das quatro pilhas formadas, duas pilhas diagonais foram descartadas (Figura 35) e as outras duas homogeneizadas novamente, formando uma única pilha.



Figura 34 - Homogeneização dos resíduos



Figura 35 - Quarteamento dos resíduos, com descarte de duas pilhas



Figura 36 - Pilha resultante

Da pilha resultante (Figura 36) foram retiradas amostras sólidas para a caracterização física, química e microbiológica dos RSU, conforme recomendações da NBR 10.007/04. Após retiradas as amostras, iniciou-se o processo de preenchimento do lisímetro.

3.3.1. Preenchimento da célula experimental

Os resíduos provenientes da pilha resultante do processo de quarteamento e homogeneização também foram utilizados para o preenchimento do lisímetro, seguindo o processo de enchimento dos baldes, pesagem e lançamento dos resíduos na célula experimental (Figura 37, 38 e 39).



Figura 37 - Enchimentos dos baldes com resíduos



Figura 38 - Pesagem dos baldes



Figura 39 - Lançamento dos resíduos na célula

Para os resíduos lançados no lisímetro, foram excluídos materiais de grandes dimensões. Não foram picotados, nem alteradas as características iniciais do material. Ao serem colocados na célula, os materiais eram distribuídos e compactados com um soquete manual em camadas de aproximadamente 10cm, sempre mantendo a instrumentação da maneira correta (Figura 40). Estes processo foi repetido até a quantidade de resíduos atingir uma cota de 2,70m. Ao longo preenchimentos foram colocadas as placas de recalques em profundidades, em alturas pré-estabelecidas. Ao término do preenchimento da célula, colocou-se as placas de recalques superficiais e a camada de cobertura, conforme já mostrado anteriormente no desenho esquemático da célula experimental.



Figura 40 - Compactação dos resíduos

3.4. Caracterização dos Resíduos

Paralelo ao preenchimento da célula experimental foi realizada a caracterização físico-química e microbiológica. Nos itens a seguir serão apresentadas as características físicas dos resíduos, tais como: composição gravimétrica e volumétrica, massa específica solta, massa específica compactada e teor de umidade dos resíduos.

3.4.1. Composição Gravimétrica (%)

Os procedimentos para a composição gravimétrica foram realizados segundo LIPOR (2000) adaptado por LEITE (2008) e Pereira *et al* (2010). Com o auxílio de baldes plásticos de aproximadamente 65l, cerca de 160kg, em locais específicos da pilha resultante, conforme recomendação NBR 10.007/04 (Figura 41).

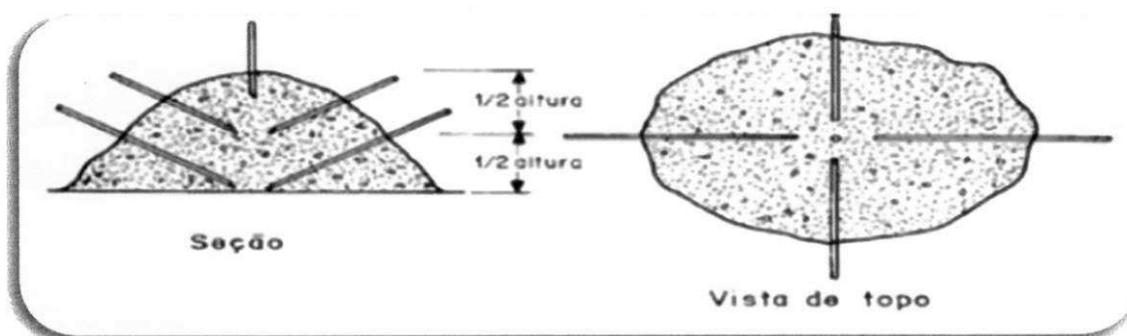


Figura 41 - Locais de retirada dos resíduos da pilha resultante. Fonte: NBR 10.007/04

A amostra retirada foi pesada e em seguida disposta em um local previamente preparado com lona plástica para o processo de triagem manual, conforme Figura 42. A classificação dos resíduos foi realizada de acordo com as seguintes categorias: plástico, metal, vidro, compósitos, têxteis sanitários (papel higiênico, absorventes e fraldas descartáveis), papel e papelão e matéria orgânica.



Figura 42 - Local preparado para a caracterização dos resíduos

Ao término da triagem, com os resíduos devidamente separados por categoria e em baldes identificados, foi realizada a pesagem dos baldes e anotado em planilhas (Figura 43).



Figura 43 - Baldes identificados por categoria e pesagem após a triagem

3.4.2. Composição Volumétrica

Os procedimentos para a composição volumétrica foram realizados segundo Catapreta e Simões (2008) e Mariano *et al.* (2007). Após a composição gravimétrica, com os resíduos devidamente separados por categoria, mediu-se o volume desses resíduos.

Os recipientes utilizados foram na forma de cone (Figura 44), cujo diâmetro variou de acordo com a altura do recipiente. Com a medida do diâmetro menor (base do recipiente) passou-se a medir a altura e o diâmetro maior com o auxílio de uma régua e trena métrica, e, por meio da Equação 10 obteve-se o volume dos resíduos soltos.

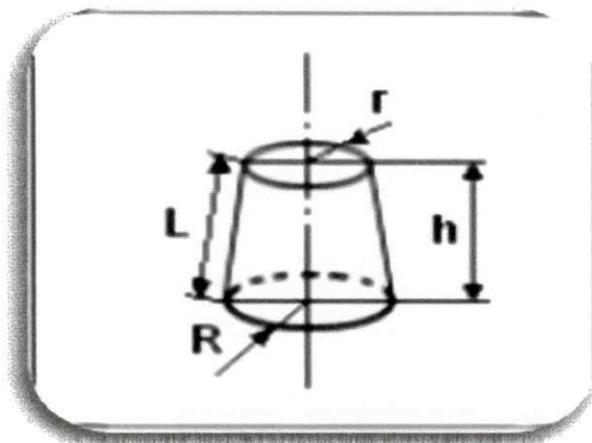


Figura 44 - Modelo do recipiente utilizado

$$V = \frac{\pi h (R^2 + Rr + r^2)}{3} \quad \text{Eq. 10}$$

Onde: h = altura encontrada;

R = raio maior;

r = raio menor

Em seguida, realizou-se a compactação dos resíduos com um soquete manual confeccionado pelo GGA. O soquete foi confeccionado em concreto, utilizando como molde os baldes plásticos, possuindo uma área de aproximadamente 0,503m², volume de 0,075m³ e peso 26kg. (Figura 45).



Figura 45 - Soquete em concreto

Os resíduos foram compactados e em seguida mediu-se a altura e o diâmetro, obtendo-se o volume dos resíduos compactados (Figura 46).



Figura 46 - Determinação da composição volumétrica

3.4.3. Massa Específica Solta e Compactada

Após o enchimento dos baldes plásticos com resíduos soltos, sem compactação, os recipientes foram pesados. Os ensaios seguiram recomendações de IPT/CEMPRE (2000), CETESB (1990) e LEITE (2008). (Figura 47).



Figura 47 - Determinação da massa específica solta dos resíduos

A massa específica solta da amostra foi calculada pela relação entre a massa e o volume, conforme Equação 11.

$$\rho_s = \frac{M - M_r}{V} \quad \text{Eq. 11}$$

Onde: ρ_s = massa específica solta (kg/m^3);

M = massa de resíduos (Kg);

M_r = massa do recipiente (Kg);

V = volume do recipiente (m^3)

A equação 12 mostra como foi calculada a massa específica compactada dos resíduos.

$$\rho_c = \frac{M - M_r}{V} \quad \text{Eq. 12}$$

Onde: ρ_s = massa específica compactada (kg/m^3);

M = massa de resíduos (Kg);

M_r = massa do recipiente (Kg);

V = volume do recipiente (m^3)

3.4.4. Determinação de Volume e Massa no Interior da Célula Experimental

A equação 13 mostra como foi calculado o volume de resíduos na célula experimental:

$$V = \frac{\pi d^2 \cdot h}{4} \quad \text{Eq. 13}$$

Onde: V = volume atingido pelos resíduos (m^3)

d = diâmetro do cilindro;

h = altura atingida pela massa de resíduos;

A equação 14 mostra como foi calculado a densidade dos resíduos, obtendo desta forma, a massa dos resíduos:

$$d = \frac{m}{V} \quad \text{Eq. 14}$$

Onde: d = densidade dos resíduos (kg/m^3)

m = massa dos resíduos;

v = volume dos resíduos;

3.5. Monitoramento da Célula Experimental

Concluída a parte inicial do projeto que consiste na construção, instrumentação e preenchimento do lisímetro, iniciou-se a fase de monitoramento com o objetivo de analisar os aspectos mecânicos, geotécnicos e a evolução do processo degradativo da matéria orgânica ao longo do tempo e profundidade. O período de monitoramento foram de Outubro de 2009 a Outubro de 2011, totalizando 2 anos. Os dados foram obtidos através da instrumentação instalada e da coleta de amostras sólidas para análise de parâmetros mecânicos, físico-químicos e microbiológicos. Para obtenção dos dados, o monitoramento se deu através de do controle das condições climáticas da cidade, medições “in situ” e da coleta de resíduos para análises em laboratório.

3.5.1. Condições Climáticas

Segundo Monteiro (2003) a variação climática é um fatores que afetam a degradação dos resíduos depositados em aterros. Torna-se uma prática interessante utilizar os fatores ambientais como aliados no processo de biodegração dos resíduos depositados em aterros.

Assim, poderá ocorrer a otimização técnica de disposição em aterros e poderá haver o aumento do rendimento no que se refere à conversão dos resíduos em subprodutos da degradação, diminuindo o tempo de estabilização dos materiais depositados (LEITE 2008).

Os dados climáticos da cidade de Campina Grande foram obtidos a partir da Estação Climatológica Principal do INEMET, localizado no Centro de Pesquisa do Algodão da EMBRAPA.

Os dados informados são relativos a precipitação e evaporação foram obtidos a partir de um pluviômetro e tanque de evaporação classe A, conforme segue na figura 48 abaixo. As leituras foram realizadas diariamente, obtendo-se uma média ao mês.



Figura 48 – Pluviômetro e Tanque de evaporação classe A

3.5.2. Medições “In Situ”

As medições “in situ” foram realizadas a partir da instrumentação instalada no lisímetro. Para esta pesquisa consideramos as leituras de recalques superficiais e em profundidades e temperaturas. Tais medições foram realizadas mensalmente.

3.5.2.1. Recalques Superficiais

As leituras dos recalques superficiais consistem em esticar um fio horizontalmente de um lado a outro da abertura da célula experimental, e em seguida com um auxílio de uma trena, mediu-se a distância vertical do fio até o início das hastes das placas superficiais. As duas placas foram instaladas após o enchimento da célula experimental, ficando localizadas entre a camada final de resíduos e a camada de cobertura (Figura 49).



Figura 49 - Leitura das Placas de Recalques Superficiais

3.5.2.2. Recalques em Profundidades

As 5 placas foram instaladas durante o enchimento da célula experimental, em alturas previamente estabelecidas, de forma a atingir todas as camadas do resíduos, em distâncias equivalentes entre as placas.

As leituras dos recalques em profundidades seguiram os seguintes passos: a partir do tubo de PVC, introduziu-se um guia com um sensor que detecta a presença de um campo magnético e em consequência identifica a localização da placa magnética. Ao localizar a placa, aciona o ohmímetro analógico, que exibe um sinal por meio de um ponteiro móvel (Figura 50).



Figura 50 - Ohmímetro Analógico e Tubo guia

Desta maneira, marcou-se o guia, retira-se do tubo de PVC e com um auxílio de uma trena, mede a distância do sensor até a marcação do guia, obtendo assim, a distância até a placa de profundidade identificada (Figura 51).



Figura 51 - Tubo Guia no tubo de PVC

3.5.2.3. Temperatura

O monitoramento da temperatura consistiu nas medições da temperatura no interior da célula experimental e da temperatura ambiente.

A temperatura ambiente foi monitorada na sombra com o auxílio de um termômetro comum de coluna de mercúrio (Figura 52).



Figura 52 - Termômetro de coluna de Mercúrio

Para as medições das temperatura no interior na célula experimental, utilizou-se um termômetro portátil é do tipo digital, com dois canais (T1 e T2), com capacidade de medir temperaturas na faixa de (-50°C a 1300°C) e apresenta precisão de leitura de 0,1%. (Figura 53). Ao conectar o termômetro aos termopares tipo K, que são sensíveis a temperatura, gera uma corrente elétrica proporcional a temperatura indicada no termômetro, conforme segue:



Figura 53 - Termômetro de digital conectado ao termopar

3.5.3. Ensaio em Laboratório

3.5.3.1. Coleta das Amostras Sólidas

As coletas foram realizadas mensalmente, na parte da manhã, na célula experimental. Tais amostras eram encaminhadas o laboratório da Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários (EXTRABES), para a realização das análises físico-químicas e microbiológicas.

As amostras foram retiradas a partir das aberturas laterais da célula experimental, em diferentes níveis, com o auxílio de um amostrador em aço galvanizado de cravação manual de 1,5m de altura e uma hélice de 120mm de diâmetro, confeccionado pelo grupo de pesquisa GGA. (Figura 54 e 55).



Figura 54 - Amostrador para retirada das amostras



Figura 55 - Retirada das amostras

Para cada altura, superior, intermediária e inferior, eram coletados aproximadamente 600g de resíduos. Após coletados, esses resíduos eram armazenados em sacos plásticos, conforme técnicas de coleta e conservação (CETESB, 1986). Ao chegar no laboratório, tais resíduos eram picotados em tamanho de aproximadamente 30mm a 50mm e imersos em água destilada por um período de 30 minutos, no intuito de se obter um extrato líquido para a realização das análises (Figura 56).

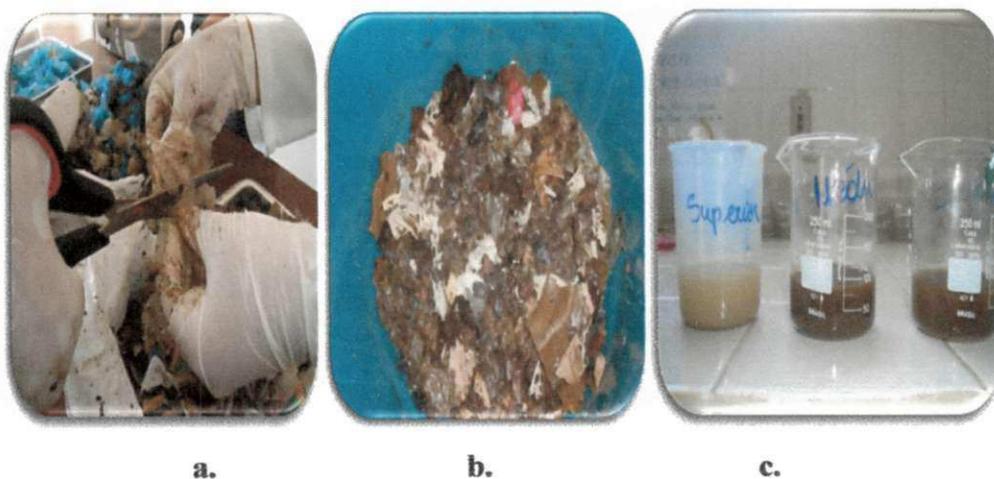


Figura 56 - a. Picotagem dos resíduos; b. Amostra com água destilada; c. Extrato dos resíduos identificados por camada

A coleta dos sólidos inicialmente eram realizadas nos três níveis, após 223 dias de monitoramento, notou-se a presença de solo de cobertura no nível superior, inviabilizando as coletas neste ponto.

Os parâmetros monitorados nos resíduos e as metodologias utilizadas estão indicados no Quadro 2.

Quadro 2 - Parâmetros estudados e metodologia utilizadas nesta pesquisa

Parâmetros	Metodologia
Organismos Aeróbios e Anaeróbios	APHA, (1998); CETESB, (2004)
Sólidos Voláteis	WHO (1979)
Teor de Umidade	MANASSERO et al. (1996)
pH	APHA, (1998)

DBO	APHA, (1998)
DQO	APHA, (1998)

3.5.3.2. Parâmetros Físico-Químicos

3.5.3.2.1. Teor de Umidade

Para esta determinação foi utilizado a metodologia da base úmida, prescrita por Manassero *et al.* (1996). Uma quantidade representativa de amostra de resíduos sólidos foi pesada e levada para estufa a 60°C por 24 horas. Após este período na estufa, o material seco foi pesado novamente. Com os valores inicial e final das pesagens foram calculados os teores de umidade das amostras. Deste modo, a água perdida durante o processo foi dada pela Equação 15:

$$w = \frac{P_i - P_f}{P_i} \times 100 \quad \text{Eq. 15}$$

Onde: w= Teor de Umidade(%);

P_i = peso inicial(g)

P_f = peso final(g).

3.5.3.2.2. Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅)

Esta metodologia foi regida pelo método sem sementeira da Standard Methods (APHA, 1998). A partir das amostras de resíduos sólidos, foi preparado a diluição na proporção de 1:10. Em seguida, colocou-se 5mL da diluição em dois frascos apropriado, e com a água de diluição previamente preparada, adicionou-se até completar o volume do frasco. Para a preparação da água de diluição, foi adicionado 1mL de tampão fosfato, sulfato de magnésio, cloreto de cálcio e cloreto férrico para cada litro de água destilada, deste modo, foi acondicionado a 20 °C em uma incubadora. No primeiro frasco de cada amostra, o nível de oxigênio inicial foi medido com o auxílio do oxímetro, previamente calibrado. O segundo frasco, foi selado hidricamente e acondicionado na incubadora durante 5 dias. Para cada dia completa-se o selo (feixe) hídrico e, no quinto dia, aferem-se novamente o nível de oxigênio (Figura 57).



Figura 57 - Determinação da DBO (Fonte: Dados da pesquisa, 2009)

Assim, a DBO5 foi calculada a partir da diferença da leitura inicial e final do oxigênio dissolvido pela seguinte equação 16:

$$DBO_5 (mgO_2 / L) = (OD_i - OD_5) \times \left(\frac{VF}{VA} \right) \quad \text{Eq. 16}$$

Onde: DBO5 = demanda bioquímica de oxigênio (mgO₂/l);

OD_i = oxigênio dissolvido inicial;

OD₅ = oxigênio dissolvido após 5 dias;

VF = volume do frasco;

VA = volume da amostra.

3.5.3.2.3. Demanda Química de Oxigênio (DQO)

Para este ensaio, também foi realizado com base Standard Methods (AWWA/ APHA/ WEF, 1998). Assim, em tubos de digestão foram adicionado 1,5mL de solução digestora, 2,5ml do extrato, sendo que para prova em branco 2,5 mL de água destilada, e 3,5mL de solução catalizadora. Em seguida, os tubos foram homogeneizados com auxílio de um misturador vibratório e movidos para o bloco digestor a 150°C por 2 horas. Após este período, os tubos são levados e submetidos ao resfriamento.

Em seguida, a mistura foi transferida para um erlenmeyer de 100 mL e, logo após, foi realizada uma lavagem com água destilada nos tubos até obter um volume de 25mL. Daí adiciona-se o indicador de ferroína e inicializa-se a titulação propriamente dita com o titulante Sulfato Ferroso Amoniacal (SFA). Durante a titulação, observa-se a mudança da cor azul pálida para castanho indicando o fim do processo (Figura 58).



Figura 58 - Determinação da DQO (Fonte: Dados da pesquisa, 2009)

Em um erlenmeyer de 100 mL foi adicionado 1,5 ml da solução digestora, 15 ml de água destilada e 3,5 ml de ácido sulfúrico PA com agitação contínua. Deste modo, obteve-se a prova em branco padrão. Ressaltando que, para esta amostra, não precisa ser submetida ao processo de digestão no bloco, porém como as reações são exotérmicas precisaram ser resfriadas. Em seguida, adiciona-se uma gota de solução indicadora de ferroína, e com o titulante de Sulfato Ferroso Amoniacal (SFA) em solução, inicia-se a titulação até observar a mudando de coloração sinalizando o final do processo.

Logo, a DQO foi calculada usando a diferença do volume gasto da solução titulante pela seguinte equação 17:

$$DQO (mgO_2 / L) = \frac{(VPB - VPA) \times 10000}{VP} \quad \text{Eq.17}$$

Onde: DQO = demanda química de oxigênio (mgO₂/l);

VPB = volume da solução de sulfato ferroso amoniacal gasto para titular a prova em branco (ml);

VPA = volume de solução de sulfato ferroso amoniacal gasto na amostra (ml);

VP = volume de solução de sulfato ferroso amoniacal gasto na prova padrão (ml).

3.5.3.2.4. Sólidos Voláteis

Este ensaio adota a metodologia da WHO (1979), que se baseia no método analítico quantitativo de gravimetria. Através deste método, os resultados nos fornece a percentagem do teor de sólidos voláteis perdido durante a calcinação da massa total original.

A partir da determinação do teor de umidade, as capsulas com os resíduos, foram levadas para a mufla e calcinadas até atingir gradativamente a temperatura de 550°C por no mínimo 2 horas. Após este processo, as capsulas foram submetidas ao resfriamento no dessecador e, em seguida, pesadas. Assim, por diferença dos pesos, calculam-se os teores de sólidos voláteis pela equação 18:

$$\%SV = \frac{P_i - P_f}{P_i} \times 100 \quad \text{Eq. 18}$$

Onde: SV=Sólidos Voláteis (%);

Pi= peso inicial (g);

Pf= peso final (g).

3.5.3.2.5. Potencial Hidrogeniônico - pH

A análise de pH para resíduos sólidos teve como base Standard Methods (AWWA/ APHA/ WEF, 1998) que consiste avaliar a atividade iônica do hidrogênio.

Inicialmente, adiciona-se em um béquer 25 mL de extrato obtido das amostras de resíduos. Logo após, promove levemente uma agitação com o auxílio do agitador magnético e, por fim, introduz o eletrodo do phmetro e faz-se as leituras de pH (Figura 59).



Figura 59 - Determinação do pH (Fonte: Dados da pesquisa, 2009)

3.5.3.3. Parâmetros Microbiológicos

3.5.3.3.1. Organismos Anaeróbios Totais

- **Amostra**

Os resíduos foram coletados e armazenados em uma jarra anaerobiose na presença de uma placa chamada *anaerobacque* que tem a finalidade de reduzir a presença de oxigênio no meio e, ao mesmo tempo, elevar a concentração de gás carbônico no interior da jarra (Figura 60).



Figura 60 - Jarra Anaerobiose

- **Preparação do Tampão Redutor (TRD)**

Na determinação de anaeróbios totais utilizou-se em cada tubo penicilina cerca de 4,5ml de um solução tampão redutor (TRD). Em seguida, os tubos foram autoclavados durante 15 minutos a 121°C.

- **Preparação do Meio Tioglicolato**

Os tubos do tipo penicilina foram preparados contendo 9ml do meio tioglicolato para posterior inóculo da amostra. Em seguida, estes tubos foram selados e purgados com nitrogênio gasoso (N₂), até que observa-se a mudança de coloração devido a resazurina. Logo após, os tubos foram autoclavados a 121°C durante 15 minutos.

- **Inóculo:**

Com o auxílio de uma espátula foi retirado cerca de 10 gramas da amostra de resíduos sólidos e inoculado no vidro fechado contendo 90 ml de Tampão Redutor em condições anaeróbias. Em seguida, foi submetida a uma suave agitação manual durante 5 minutos. E logo após, foram realizadas diluições (3 para cada tubo) de 10⁻¹ a 10⁻¹⁴, até

serem selecionado as diluições que favoreceriam o crescimento dos microrganismos. Retirou-se 1ml de cada amostra para ser injetada nos tubos de penicilina contendo o meio tioglicolato. Logo, foram acondicionados em estufas a 37°C durante 48 horas e, após o período na estufa, os que apresentaram turvação foram considerados positivos para anaeróbios totais.

- **Contagem de anaeróbios totais:**

Após 37°C por 48 horas, realiza-se os cálculos de NMP através do programa MPN calculator. Deste modo, adotou-se como resultado a série que houve crescimento na maior diluição em triplicatas.

3.5.3.3.2. Organismos Aeróbios Totais

- **Preparação do Tampão Fosfato (T.F):**

Neste ensaio, a determinação de aeróbios foram utilizados tubos grande de 18 x 180 mm com 9 ml de T.F, sendo autoclavados por 15 min a 121°C.

- **Inoculo:**

Após a coleta, as amostras passaram por um processo de picotagem. Cerca de 10g desta amostra foi diluída em 90mL de água destilada em recipientes distintos. Em seguida, as amostras foram diluídas em tampões fosfato até 10^{-6} . Nas diluições de 10^{-3} até 10^{-6} retirou-se 0,1mL e com auxílio da alça de Drigalski foi espalho no meio "Plate Count Agar (PCA)". Logo após, colocou-se na estufa a 36,5° durante 48 horas. Por conseguinte, foi realizada a contagem do número de colônia (Unidade Formadora Colônia) (APHA, 1998).

3.6. Análise Estatística

Este trabalho foi feito com base em uma análise descritiva dos principais parâmetros integrados aos recalques na célula experimental. Foram analisados a média, o desvio padrão e o coeficiente de variação das variáveis principais estudadas.

Para estas análises, utilizou-se o programa STATISTICA FOR WINDOWS 8.0 e, partir dos dados, foi aplicado testes de normalidade de Kolmogorov-Smirnof e análises em componentes principais (ACP).

O critério de análise utilizado para a matriz de correlação foi executada por uma média dos valores dos parâmetros dos níveis da célula experimental, em que o valor em módulo de 0,7 foi adotado como critério de correlação e, para cada variável, deveria apresentar uma correlação em módulo de 0,7 com ao menos duas outras variáveis.

Deste modo, o teste de normalidade de Kolmogorov-Smirnof foi aplicado como meio de verificar a normalidade dos dados. Através deste teste, foi possível observar a máxima diferença absoluta entre a função de distribuição acumulada admitida para os dados, para este caso, a Normal, além da função de distribuição empírica dos dados.

Por fim, a análise em componentes principais (ACP) foi aplicada, consistindo em escrever num sistema de eixos as coordenadas das amostras objetivando analisar todos os dados, de forma a identificar quais parâmetros se correlacionam.

4. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Neste capítulo serão apresentados e discutidos os resultados do monitoramento do lisímetro (célula experimental), durante o período de Outubro de 2009 a Outubro de 2011, totalizando 2 anos de pesquisa e obtenção de dados.

O primeiro item a ser citado é o solo escolhido para as camadas de base e cobertura, avaliando suas características físicas e mecânicas, além da minuciosa descrição da instrumentação instalada no lisímetro. Sequencialmente serão apresentados e discutidos os resultados obtidos dos parâmetros de influência relevante no comportamento dos recalques e por fim apresentados e discutidos os dados de recalque.

4.1. Caracterização do Solo da Camada de Base e Cobertura da Célula Experimental

A seguir serão apresentados os resultados obtidos na caracterização do solo estudado, que é proveniente do terreno localizado no município de Campina Grande. Vale salientar que é de grande importância ter uma jazida próximo ao aterro sanitário, uma vez que é mais economicamente viável (não ocasionando custos com o transporte).

A Tabela 1 apresenta o resumo dos resultados obtidos através dos ensaios de peneiramento e sedimentação do solo analisado.

Tabela 1 - Resumo da Granulometria

Solo	
Argila (<0,005mm)	28,00%
Silte (0,005 – 0,05mm)	23,00%
Areia Fina (0,05 – 0,42mm)	19,26%
Areia Média (0,42 – 2,0mm)	13,45%
Areia Grossa (2,0 – 4,8mm)	5,92%
Pedregulho (4,8 – 75mm)	10,37%

Através do ensaio de granulometria observou-se que o solo utilizado é formado por uma faixa granulométrica contendo 10,37% de pedregulho, 5,92% de areia grossa, 13,45% de areia média, 19,26% de areia fina e 51,00% de silte + argila, sendo possível a partir deste percentual realizar a classificação do tipo de solo estudado, como vemos a seguir.

A figura 61 representa a curva granulométrica do solo analisado. Segundo Taylor (1948) a curva granulométrica encontra aplicação rápida principalmente na classificação do solo quanto à textura, na estimativa do coeficiente de permeabilidade e no dimensionamento dos filtros de proteção.

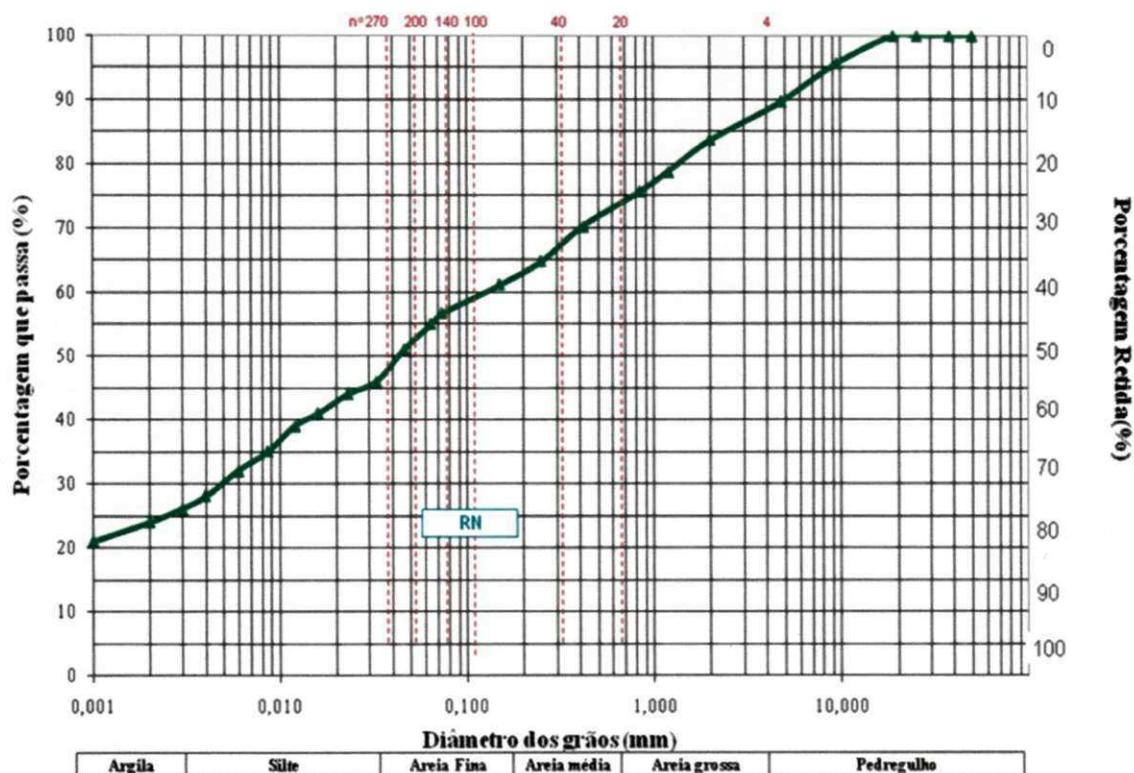


Figura 61 – Curva granulométrica do solo

Os Limites de Atterberg são apresentados pela Tabela 2 e a Figura 62 mostra o perfil de limite de liquidez.

Tabela 2 - Limites de Atterberg

Propriedades	Resultados (%)
Limite de liquidez	35,30
Limite de plasticidade	21,79
Índice de Grupo	13,52

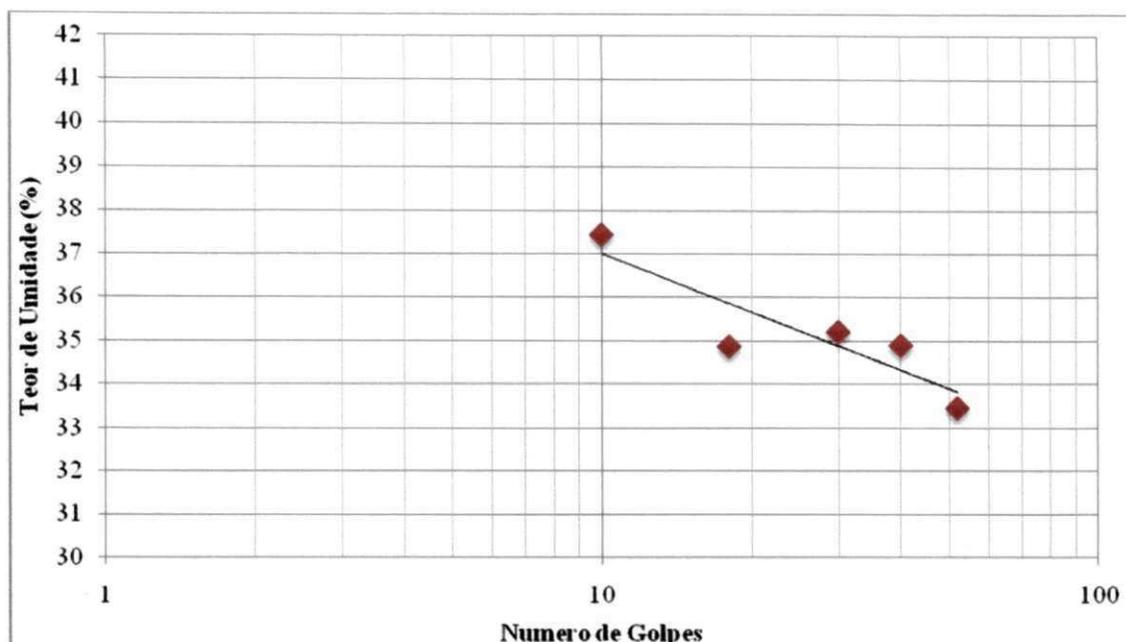


Figura 62 – Perfil do limite de liquidez

A partir dos de granulometria e limites de atterberg, observa-se que o solo analisado possui um alto teor de finos, ou seja, possui 51% de silte+argila (mais de 50%, em peso, passando na peneira #200 – 0,075mm). Pelo sistema de classificação Unificado de solos para propósito de engenharia (ASTM D – 2487 – 69), baseado nos limites de atterberg e em dados de granulometria, o solo foi classificado como CL, o qual é caracterizado por um solo formado por argilas siltosas inorgânicas de plasticidade baixa a média. E pelo sistema de classificação AASHTO o solo foi classificado como A-6, o qual é caracterizado por um solo do tipo argiloso.

A Tabela 3 apresenta os resultados de compactação em campo e *in situ* para as camadas de base e cobertura, bem como os referidos graus de compactação.

Tabela 3 – Dados de Compactação

Compactação		
Base	Umidade Ótima Laboratório	$H_{otm}= 17,5\%$
	Umidade Ótima Campo	$H_{campo}=18,0\%$
	Densidade Máxima Laboratório	$g_{max}= 1,83 \text{ g/cm}^3$
	Densidade Ótima Campo	$g_{max}= 1,726 \text{ g/cm}^3$
	Grau de Compactação	$G_{comp}=94\%$
Cobertura	Umidade Ótima Lab	$H_{otm}= 17,5\%$
	Umidade Ótima Campo	$H_{campo}=18,0\%$

Densidade Máxima Lab	$g_{max} = 1,83 \text{ g/cm}^3$
Densidade Ótima Campo	$g_{max} = 1,786 \text{ g/cm}^3$

A figura 63 mostra a curva de compactação obtida para o solo estudado onde foi assinalado a massa específica aparente seca máxima e a umidade ótima.

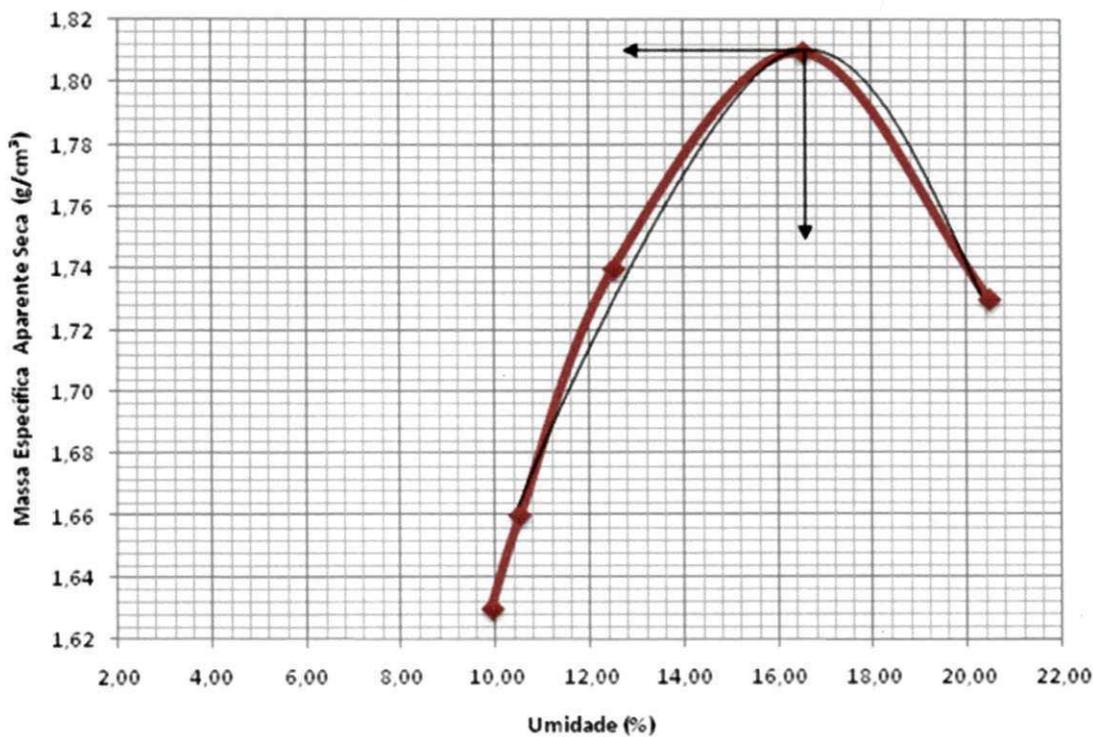


Figura 63 – Curva de compactação do solo

De acordo com a Tabela 3, observa-se valores da densidade em campo são inferiores ou iguais as densidades máxima obtidas em laboratório, esse fato pode ser justificado por se tratar de compactação manual, na qual torna-se mais difícil atingir a mesma energia do ensaio. O grau de compactação (GC) de aproximadamente 98%, representa um valor satisfatório levando-se em conta a compactação manual. Em campo, na utilização em aterros como sistema impermeabilizante, o controle da compactação deve ser feito e aceito / rejeitado de acordo com as exigências do projeto nas especificações relacionadas à qualidade da compactação (LEITE 2008).

A partir dos ensaios, verificou-se que a umidade higroscópica do solo pelo método da estufa e speedy, trata-se de um solo seco de umidade igual 3,7%. A massa específica dos grãos do solo estudado foi de $2,54 \text{ g/cm}^3$, valor que se encontra dentro da faixa admissível de acordo com a literatura (ABNT, 1984).

O coeficiente de permeabilidade determinada pelo ensaio realizado através do permeâmetro de carga variável vertical foi de $K = 2,4 \times 10^{-6}$ cm/s, este pode ser considerado um valor baixo, fornecendo ao solo características impermeáveis. Segundo alguns autores o coeficiente de permeabilidade adequado para utilização de solos como camada de cobertura em aterros de pertencer à faixa de 10^{-5} a 10^{-9} cm/s (MARIANO et al., 2007; FERREIRA et al., 2006).

Vale salientar que os ensaios de laboratório, mesmo realizado de forma cuidadosa, representam somente pequenos volumes de solo em pontos individuais de uma grande massa. Portanto, validade de aplicação dos valores neles obtidos aos problemas de percolação e drenagem dependerá de como possam ser considerados representativos da massa de solo. Em projeto importantes justifica-se determinação da permeabilidade “in situ” através de ensaios de bombeamento, e por medição em furo de sondagens realizados no solo (MACÊDO, 2006, LEITE 2008).

4.2. Caracterização Física Inicial dos Resíduos

A caracterização física dos resíduos envolveu as composições gravimétricas e volumétricas solta e compactada, e a massa específica dos resíduos sólidos urbanos. A caracterização física foi realizada antes do preenchimento do lisímetro.

4.2.1. Composição Gravimétrica

De acordo com os resultados encontrados na composição gravimétrica (Figura 64), percebe-se que a maior parte dos resíduos coletados são matéria orgânica putrescível, representando 66% do peso total.

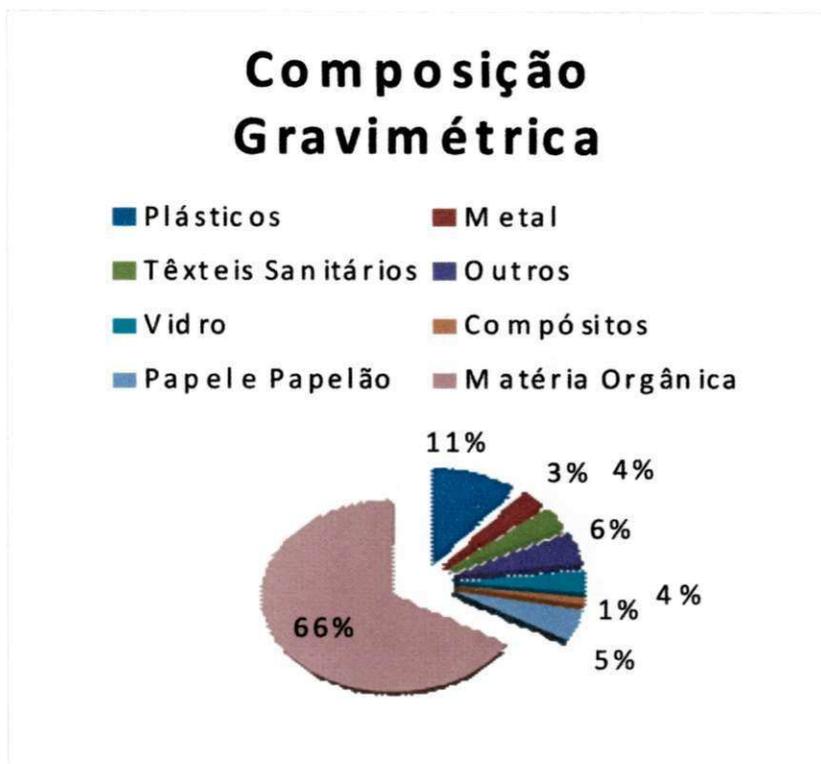


Figura 64 – Composição Gravimétrica dos Resíduos

Segundo Pereira *et al.*, 2010, percentuais maiores de matéria orgânica podem indicar um menor desenvolvimento econômico da região, pois cidades mais desenvolvidas têm percentuais menores de matéria orgânica. Cidades desenvolvidas são claramente caracterizadas pelo consumo exarcebado de produtos industrializados, de forma que o percentual da matéria orgânica destas regiões diminuem consideravelmente, sendo substituídos por materiais como enlatados, vidros e embalagens plásticas.

Este alto teor de matéria orgânica é considerado favorável pois apresenta uma degradabilidade mais eficiente, ocorrendo maiores recalques e conseqüente maior redução de volume dos resíduos, de forma que aumenta a capacidade de resíduos aterrados. Além de favorecer a produção de biogás e apresentar menor teor de contaminantes na massa dos resíduos sólidos.

Exemplificando, países considerados emergentes, como o Brasil, Turquia e Botsuana, respectivamente, produzem em torno de 58%, 69% e 93% de matéria orgânica em seus resíduos sólidos, enquanto que países tidos como desenvolvidos, como Estados Unidos e Japão, respectivamente, produzem 23,8% e 42,3% de matéria orgânica, respectivamente (ABRELPE, 2006).

Esta composição de matéria orgânica elevada favorece o desenvolvimento de microrganismos, acelerando a biodegradação dos resíduos sólidos (OLIVEIRA, 1999). De acordo com Melo (2011), esse alto teor de matéria orgânica nos resíduos depositados pode indicar elevado percentual de deformação de massa de resíduos resultando em grandes recalques.

Devido ao alto teor de matéria orgânica, a biodegradação no interior do aterro ocorre mais rapidamente, produzindo maior geração de biogás e lixiviado. Desta forma, quanto maior a porcentagem de matéria orgânica, maior a ocorrência dos recalques.

Pode-se observar através da Figura 64, que os plásticos representam 11% do peso total dos resíduos. No entanto, a presença do volume de plásticos foi elevada, contudo, devido as suas baixas massas específicas eles não têm maior representatividade na composição gravimétrica. Segundo Melo (2011) este baixo percentual de plásticos em relação ao teor de matéria orgânica, em termos de composição gravimétrica, reflete suas baixas massas específicas que contribuem para um menor valor em seu peso.

4.2.2. Composição Volumétrica Solta e Compactada

A composição volumétrica dos resíduos reflete o percentual de volume de cada resíduos depositado no lisímetro. Através das Figuras 65, pode-se observar que os resíduos de maior representatividade na composição volumétrica dos resíduos soltos foram a matéria orgânica com 38% e em seguida os plástico, com 29% do volume total dos resíduos depositados. Desta maneira, pode-se perceber que o volume de plástico foi elevado se comparado com a composição gravimétrica, pois trata-se de um material de leve massa molecular, mas que apresenta volumes excessivos.

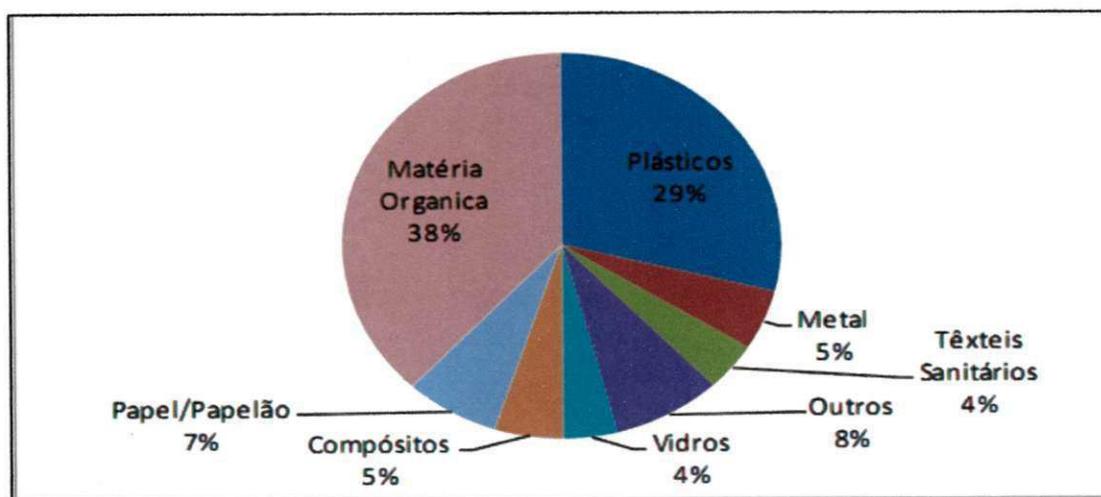


Figura 65 – Composição Volumétrica dos Resíduos Soltos

Esse alto percentual de plástico pode ser justificado, principalmente, pela presença de grande quantidade de invólucros de supermercados nos resíduos de Campina Grande, indicando que a triagem desse material não vem ocorrendo nos domicílios. Segundo Pinto (2000), os plásticos ao serem lançados em aterros dificultam a compactação dos resíduos e prejudicam a decomposição dos materiais putrescíveis, pois criam camadas impermeáveis que afetam as trocas de líquidos e gases gerados no processo de biodegradação da matéria orgânica, portanto, a triagem dos plásticos filmes é de extrema importância e deve ser valorizada, para que as condições de aterro sejam melhoradas. (Garcez, 2009).

Desta maneira, o excesso da quantidade dos plásticos presente no lisímetro, pode refletir nos recalques, uma vez que, ao criar camadas impermeáveis, os resíduos não recalcam como deveriam. Além de que, os plásticos podem formar bolsões de lixiviado e gases, retardando a ocorrência dos recalques.

O resultado obtido na composição dos resíduos compactados (Figura 66), foi semelhante ao apresentado para os resíduos soltos, alcançando valores de 36% para a matéria orgânica e 28% para os plásticos. Esta pequena diferença de percentual dos resíduos soltos para os compactados, pode ser explicado pelo baixo índice de vazios presente nesses tipos de resíduos.

Segundo Fucale (2002), os plásticos podem atuar em aterros de RSU como matriz de reforço, sendo a composição dos resíduos semelhante a solos reforçados.

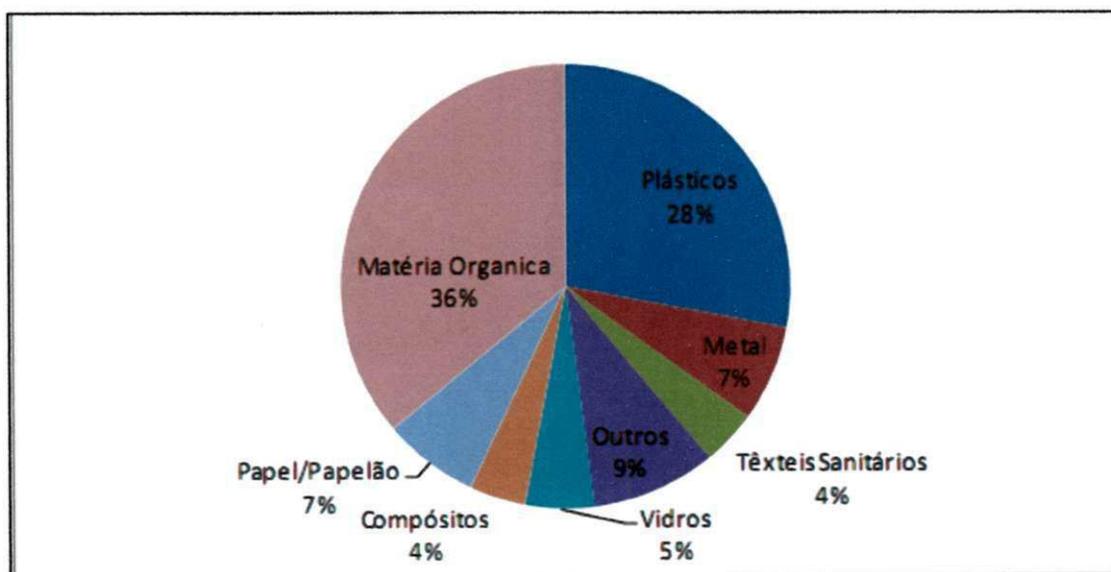


Figura 66 – Composição Volumétrica dos Resíduos Compactados

Os demais resíduos depositados no interior do lisímetro tais como, papel/papelão, compósitos, vidros, metal, têxteis Sanitários e outros, representam cerca de 40% em termos de composição volumétrica. Este valor pode ser considerado relativamente alto, uma vez que estes materiais são recicláveis, demonstrando a má gestão dos resíduos na presente cidade.

Pode-se perceber que o valor da matéria orgânica na composição volumétrica dos resíduos soltos e compactados representa 38% do volume dos resíduos depositados no interior do lisímetro. Segundo Melo (2011), este dado poderia, inicialmente, levar a conclusão que o recalques devido á degradação da matéria orgânica seria também em torno desse valor, no entanto, isto não ocorre porque nem toda matéria orgânica é degradável.

Ainda em relação ao recalques outros componentes dispostos no interior da massa de resíduos contribuem com este fenômeno. Pode-se citar que, ainda, contribuem para os recalques o peso da camada de cobertura e o peso próprio dos resíduos (WALL & ZEISS, 1995), (MELO, 2011).

4.2.3. Massa Específica

De acordo com Alcântara (2007), o conhecimentos dos valores de massa específica é importante não só para aspectos gerenciais de coleta, disposição e comportamento mecânico do resíduo sólido no aterro, mas também, pelo fato de poder influenciar no processo de degração da matéria orgânica. Quando os resíduos não são compactados, facilitam a entrada de ar e o estabelecimentos das condições aeróbias no interior da massa de resíduo.

Segundo Mitchell (1983) a massa específica é influenciada pela composição gravimétrica do lixo comprovando um decréscimo acentuado da massa específica com o aumento do teor de matéria orgânica.

No presente lisímetro, a massa específica solta e compactada total foram de 0,4 t/m³ e 0,7 t/m³, respectivamente. Alcântara (2007) em estudos com lisímetros, obteve o valor da massa específica aparente solta em torno de 0,25 t/m³ e para a massa específica aparente compactada dentro do lisímetro em torno de 0,7 t/m³ considerando que os resíduos estavam bem compactados.

Outros autores como (LEITE, 2008, GARCEZ, 2009 e MELO, 2011), consideram que a massa específica aparente compactada de 0,7 ton/m³ são valores

excelentes até mesmo para um bom funcionamento mecânico e biodegradativo de um aterro.

No caso do lisímetro em estudo, a compactação foi feita manualmente, demonstrando um valor razoável para a massa específica, considerando que foi feita uma boa compactação face à heterogeneidade dos resíduos e fatores intervenientes no processo de compactação.

A compactação dos resíduos podem influenciar nos parâmetros no interior da célula. Compactação excessiva pode dificultar a passagem e infiltração do lixiviado, interferindo no teor de umidade e na biodegradação e conseqüentemente na ocorrência dos recalques.

4.3. Monitoramento da Célula Experimental

O estudo de monitoramento do lisímetro consiste na interpretação dos parâmetros que exercem influência no comportamento dos resíduos no interior da célula, tais como: condições climáticas, parâmetro físico-químicos e microbiológicos e temperatura, além dos recalques, que através do estudo da magnitude e velocidade do mesmo, verifica-se a condição de degradação e estabilização da massa de resíduos.

Para as análises laboratoriais, a célula experimental foi dividida em camada superior, média e inferior, de acordo com os orifícios de coleta e inspeção previamente instalados na construção do lisímetro, conforme segue de acordo com a Figura 67:

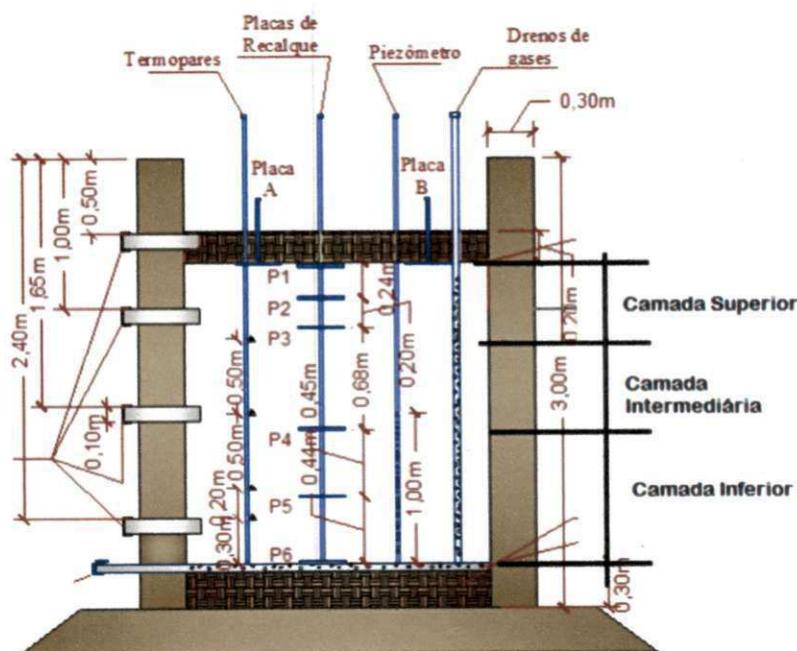


Figura 67 – Croqui do lisímetro com as indicações das camadas.

A partir do croqui apresentado na Figura 67, observa-se o posicionamento da instrumentação instalada: os termopares estão dispostos de 0,50m em 0,50m, as duas placas de recalques superficiais estão localizadas entre a massa de resíduos e a camada de cobertura e as placas de recalques em profundidade estão dispostas ao longo da massa de resíduos, de forma que as placas 1, 2 e 3 estão localizadas na camada superior, a placa 3 na camada intermediária e as placas 4, 5 e 6 na camada inferior.

4.3.1. Condições Climáticas

De acordo com Monteiro (2003) as condições climáticas influenciam nas reações de um aterro de resíduos sólidos urbanos, devido a sua interferência nas propriedades físicas, físico-químicas, químicas e biológicas que regem seu comportamento.

Segundo Melo (2003), em seus estudos, relacionou as condições climáticas ao fenômeno de biodegradação e recalque, demonstrando que essas condições interferem de maneira relevante na biodegradação dos resíduos, consequentemente, na magnitude e velocidade dos recalques.

A Figura 68 mostra os dados de precipitação e evaporação da Cidade de Campina Grande no período de monitoramento do lisímetro nesta pesquisa, cujos dados foram fornecidos pela EMBRAPA.

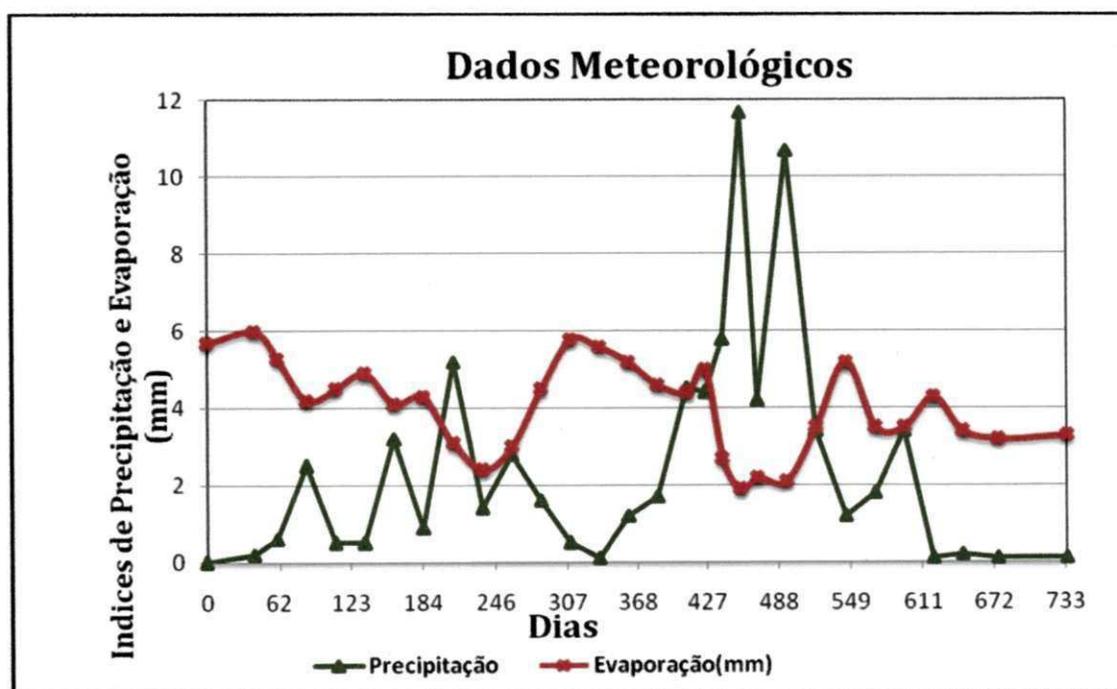


Figura 68 – Índices de precipitação e evaporação da cidade de Campina Grande - PB

De uma maneira geral, observa-se na Figura 68 um índice baixo de precipitações ao longo do período de monitoramento, apenas com elevações no intervalo de 427 a cerca de 520 dias (período de dezembro a março, o que não era esperado, pois o período de chuvas da cidade sempre inicia no mês de março e tem duração até o mês de agosto).

Segundo Melo (2011) a precipitação anual é em torno de 700mm e a evaporação em torno de 1500ml, desta forma, percebe-se que há um deficit hídrico, o que pode justificar a ausência de vazão de lixiviado do lisímetro.

A influência das condições climáticas será descrita no decorrer das discussões das variáveis monitoradas, sendo os dados climáticos uma ferramenta complementar para a análise do comportamento da massa de resíduos no lisímetro.

4.3.2. Biodegradação dos RSU

4.3.2.1. Parâmetros Físico-Químicos

4.3.2.1.1. pH

De acordo com Alcantara (2007), a quantificação dos valores de pH em processos de tratamento biológico, como aterros de RSU, permite avaliar preliminarmente o desempenho do processo de digestão anaeróbia, pois a variação desse parâmetro na massa de resíduos aterrados ou no lixiviado gerado está associada às etapas de degradação em aterros sanitários.

A figura 69 mostra a variação do pH no decorrer do tempo de monitoramento do lisímetro.

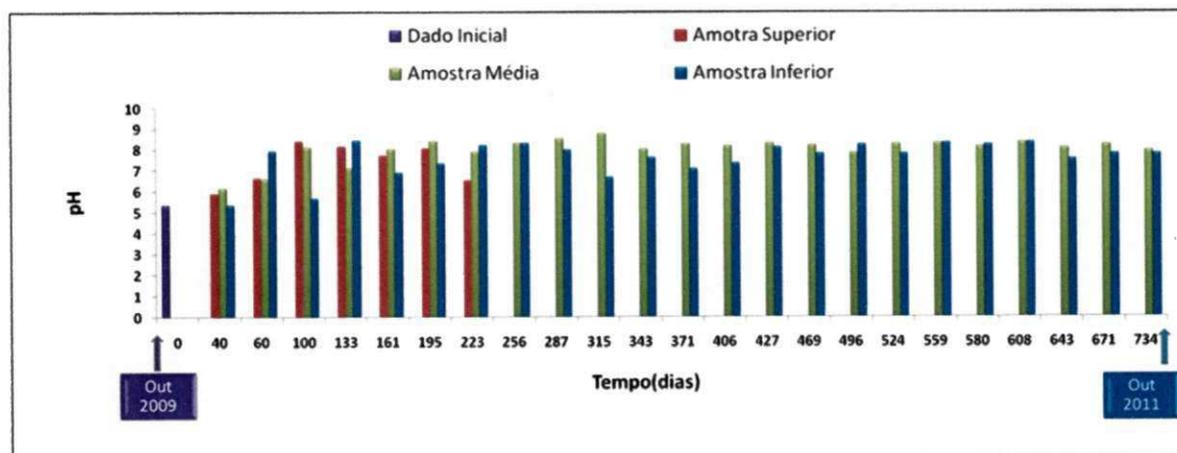


Figura 69 – Variação do pH ao longo do tempo e da profundidade

Analisando a Figura 69, observa-se que o pH inicial dos resíduos depositados no lisímetro apresentou um valor próximo a 5,5, indicando um meio com características ácidas. De acordo com a literatura técnica esse não é um valor comumente encontrado para resíduos frescos, pois segundo Alcântara (2007) o valor 6,0 estaria dentro dos padrões normais devido a maior fração dos resíduos ser composta de material orgânicos.

O valor inicial ácido pode ter sido decorrente do acúmulo de ácidos orgânicos em quantidade suficiente para alterar o pH, devido à fermentação inicial dos RSU que ocorre durante o tempo decorrido de disposição dos resíduos nas lixeiras, a coleta e o transporte até a disposição final (GARCEZ, 2009).

Nos primeiros 40 dias de monitoramento, já é possível perceber um leve aumento no pH em todas as profundidades, de forma que, a partir de 60 dias de monitoramento, o pH já estavam próximos a 7,0 para todas as profundidades, estabelecendo valores próximos a neutralidade (entre 6,0 e 7,0). Até os 60 dias de aterramento, a célula experimental provavelmente, passou da fase de hidrólise para as outras fases, sendo que não se pode afirmar em que fase ocorreu a acidogênese e acetogênese, pois estas fases não estão bem definidas.

Apesar de pequenas oscilações ao longo do tempo, o que é aceitável por se tratar de RSU bastante heterogêneo, o pH dos resíduos no intervalo de 161 dias até o fim do monitoramento (734 dias) apresentam valores em torno de 8,0 chegando a valores próximos a 9,0 para todos os níveis de profundidade. Segundo Tchobanoglous et al., (1993), corresponde a fase metanogênica, onde os valores de pH para esta fase corresponde a uma faixa de 6,8 a 8,0, apresentando pH acima da neutralidade.

Estudos em aterros em escala real mostram que resíduos com menos de 2 anos de idade os valores de pH variam de 4,5 a 7,5, porém o pH típico é 6, conforme Tchobanoglous et al., (1993). Segundo Melo (2011), as fases de degradação ocorrem de maneira mais rápida em células experimentais, provavelmente pela área de superfície e o volume dos resíduos depositados dos aterros em escala real ser bem maior se comparado com os da células experimentais, o que facilita as trocas de calor e energia com o ambiente, aumentando desta forma o metabolismo dos microrganismos.

4.3.2.1.2. Teor de Umidade

O teor de umidade é um parâmetro que pode ser utilizado para se estudar a capacidade de biodegradação dos resíduos, pois a disponibilidade de água no meio é um dos principais fatores que influencia diretamente a atividade microbiana. Segundo

Halcadakis et al. (1983) a água fornece nutrientes requeridos pelos microrganismos, além de possibilitar sua rápida propagação ou espraçamento no meio sólido, como também a água possibilita o transporte de enzimas e de outros metabólitos importantes no processo de decomposição.

A figura 70 mostra a variação do teor de umidade no decorrer do tempo de monitoramento do lisímetro.

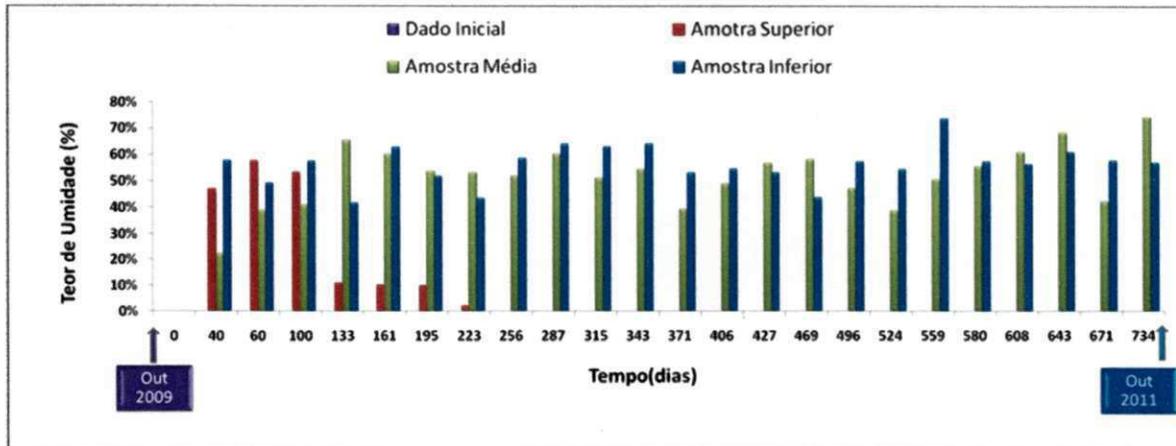


Figura 70 – Variação do Teor de Umidade ao longo do tempo e da profundidade

A umidade inicial dos resíduos não foi calculada por problemas técnicos e operacionais no preenchimento do lisímetro. Percebe-se que o teor de umidade encontrado no lisímetro praticamente não variou ao longo do tempo, exceto na camada superior, que pode identificar variações consideráveis.

Observa-se que na camada superior o teor de umidade diminuiu ao longo do tempo, de forma que aos 223 dias, atingiu 2%. Esta redução pode estar associada ao contato direto com a camada de cobertura, favorecendo a troca de umidade, calor e energia com o ar atmosférico, resultando em reduções bruscas do teor de umidade.

Após os 223 dias de monitoramento, durante as coletas das amostras, percebeu-se grande quantidade de solos, o que impossibilitou a coleta de resíduos na camada superior, passando desativar a camada. Este fato pode estar diretamente associado ao processo de biodegradação dos resíduos, proporcionando a ocorrência de recalques.

De uma maneira geral, nos níveis intermediários e inferiores, os teores de umidade variaram entre 40% e 60%, encontrando-se dentro da faixa de umidade dos resíduos brasileiros, que segundo Lima (2004) é na faixa de 60%. Valores semelhantes foram encontrados por Palma et al., (2000), que obteve uma variação entre 50% e 65%,

e, segundo o pesquisador, esta faixa foi considerada favorável ao processo de bioestabilização da matéria orgânica. As pequenas variações nos índices de teores de umidade podem estar diretamente associados a heterogeneidade e a qualidade/quantidade dos resíduos dentro do lisímetro, visto que este material pode ter maior ou menor capacidade de retenção de líquidos.

Palmisano & Barlaz (1996) afirmam que a faixa ótima de umidade para degradação biológica deverá estar no intervalo de 20% a 40%, valores fora dessa faixa podem desestabilizar a célula de resíduos sólidos. Para Lima (1995), o teor de umidade nos resíduos sólidos depende diretamente das condições climáticas e o valor médio do teor de umidade inicial dos resíduos domiciliares no Brasil é da ordem de 60%. Kiehl (1985) destaca a importância da presença de água durante o processo biológico aeróbio de decomposição da matéria orgânica (compostagem) em que a umidade deve permanecer entre 40 % e 60 % para melhor desempenho nas atividades das bactérias decompositoras. Alcântara (2007) encontrou em suas pesquisas com biorreatores, valores que indicaram a faixa de umidade adequada ao processo de degradação entre 53% a 58%. A maioria dos valores registrados por Alcântara (2007) estava entre 40% e 60% cujos valores foram sempre superiores ao valor inicial.

Valores elevados de umidade, podem estar associados ao elevado teor de matéria orgânica observado na composição gravimétrica dos resíduos, cerca de 66%. Segundo Monteiro (2003), os maiores teores de umidade estão relacionados aos maiores teores de sólidos voláteis, indicando que a maior parcela de umidade encontra-se na fase orgânica do lixo, de forma que essa elevação nos teores de umidade facilita o processo de decomposição.

Outros fatores que pode estar diretamente ligado ao teor de umidade é a compactação dos resíduos e as condições climáticas da região. Segundo Meira (2009), quando ocorrem chuvas, ocorrem maior quantidade de umidade nas amostras da superfícies. Uma vez que, devido à carga dos RSU ir aumentando com a profundidade, a compactação do extrato inferior também vai aumentando, o que dificulta a passagem e infiltração dos líquidos. Como também no período em que a chuva cessa, a quantidade de água será maior no extrato inferior, já que a compactação não permite facilmente a saída deste líquido já infiltrado.

Embora a presença de água no lisímetro esteja associada a biodegradação dos resíduos, não foi possível detectar a presença de lixiviado, podendo estar relacionado a problemas operacionais como infiltração, retenção de líquido nas camadas superiores

pela formação de espaços vazios (bolsões) e ao baixo déficit hídrico da região de Campina Grande (PEREIRA, 2011).

4.3.2.1.3. Sólidos Voláteis

Segundo Monteiro (2003) através da determinação dos sólidos voláteis que se determina a porcentagem de cinzas e a quantidade de matéria orgânica existentes nos resíduos sólidos. Este parâmetro pode ser considerado um indicador de degradabilidade dos RSU ao longo do tempo. Um alto percentual de Sólidos Voláteis (SV) indica a presença de muita matéria orgânica a ser degradada e baixos valores indicam que o resíduo já passou por um processo acentuado de degradação. De acordo com Firmo *et al.*, (2010), o teor de sólidos voláteis determina de forma indireta a quantidade do material passível de ser degradado nos resíduos.

A Figura 71 mostra a variação dos sólidos voláteis no decorrer do tempo de monitoramento do lisímetro.

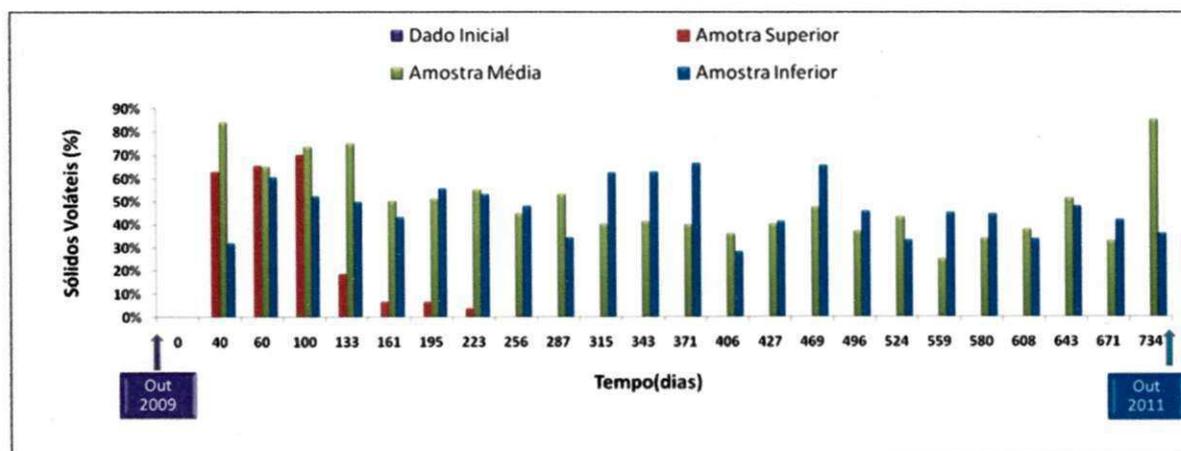


Figura 71 – Variação dos sólidos voláteis ao longo do tempo e da profundidade

Na amostra superior os Sólidos Voláteis caíram substancialmente aos 223 dias de monitoramento (de 63% inicial para 3%), uma redução correspondente a 95%. Desta forma, percebe-se que a de matéria orgânica neste nível foi totalmente degradada. Como já esperado, uma vez que o nível superior ficou inutilizado para a retirada de amostras decorrente dos recalques. Na amostra intermediária a redução correspondeu a 61% e na inferior a 60%.

Aos 734 dias de monitoramento, a amostra intermediária apresentou alguns picos na quantidade de sólidos voláteis, isso pode ser justificado pela presença de lixiviados (que carregam consigo matéria orgânica) neste nível, uma vez que devido ao

peso próprio dos resíduos e o excesso de compactação na amostra inferior, ocasionou a retenção do lixiviado.

De acordo com Melo (2011), quanto maior for o teor de sólidos voláteis nos resíduos, maior a quantidade de material que pode ser degradada. O autor ainda afirma que os sólidos voláteis em aterros de RSU são responsáveis por uma grande parcela de recalques, contudo, devem-se levar em conta que muitos compostos possuem altos teores de sólidos, porém são lentamente degradáveis.

Alcantára (2007) em seus estudos, apontou uma diminuição dos SV de 70% para 35% em um ano de monitoramento. Desta forma, pode-se observar que os valores obtidos estão sendo degradados de forma satisfatória.

4.3.2.1.4. DBO e DQO

A concentração de DQO e DBO tendem a sofrer reduções ao longo da degradação dos resíduos aterrados, contudo a concentração de DQO decresce mais lentamente em relação a DBO, uma vez que a DQO é um parâmetro que pode ser relacionado com os mais diversos tipos de matéria orgânica (RIBEIRO, 2012).

A figura 72 mostra a evolução da concentração do DQO por camada ao longo do tempo.

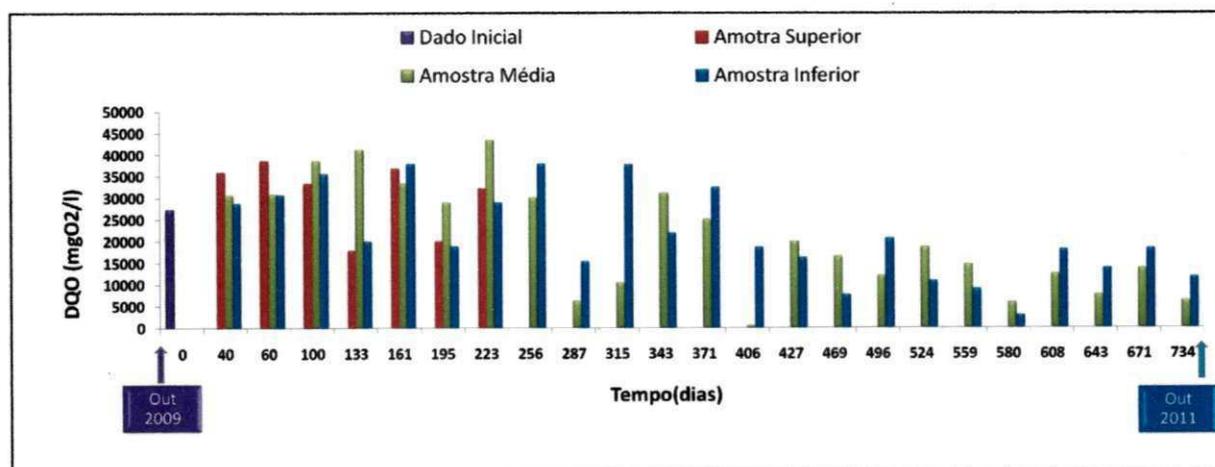


Figura 72 – Evolução da DQO por camada ao longo do tempo

No caso do DQO ocorreram as seguintes variações: no nível superior variou de 27309 mgO₂/l para 32222 mgO₂/l aos 223 dias de monitoramento, no nível intermediário variou de 27309 mgO₂/l para 6299 mgO₂/l, aos 734 dias de monitoramento e no nível inferior variou de 27309 mgO₂/l para 11811 mgO₂/l

também aos 734 de monitoramento. Tais dados corroboram com os de sólidos voláteis que também decaíram com o tempo e profundidade.

Segundo Ribeiro (2012), valores altos de DQO e DBO inicialmente eram esperados, já que é uma característica da degradação dos resíduos depositados recentemente em aterros, onde há grande disponibilidade de matéria orgânica facilmente degradável. Em seguida os valores passam a apresentar um decréscimo na concentração, o que pode estar relacionado diretamente à evolução do processo de digestão aeróbia.

De acordo com a Figura 73, percebe-se que no caso do DBO ocorreram as seguintes variações: no nível superior variou de 3000 mgO₂/l para 840 mgO₂/l aos 223 dias de monitoramento, no nível intermediário variou de 3000 mgO₂/l para 895 mgO₂/l, aos 734 dias de monitoramento e no nível inferior variou de 3000 mgO₂/l para 895 mgO₂/l também aos 734 de monitoramento.

Observa-se que com o passar do tempo de monitoramento, os valores de DBO também foram decaindo com o tempo, como já esperado. Pode-se ainda observar alguns picos nesta análise, os quais podem estar relacionados tanto com a heterogeneidade dos resíduos como também com a lixiviação existente no interior do lisímetro (RIBEIRO, 2012).

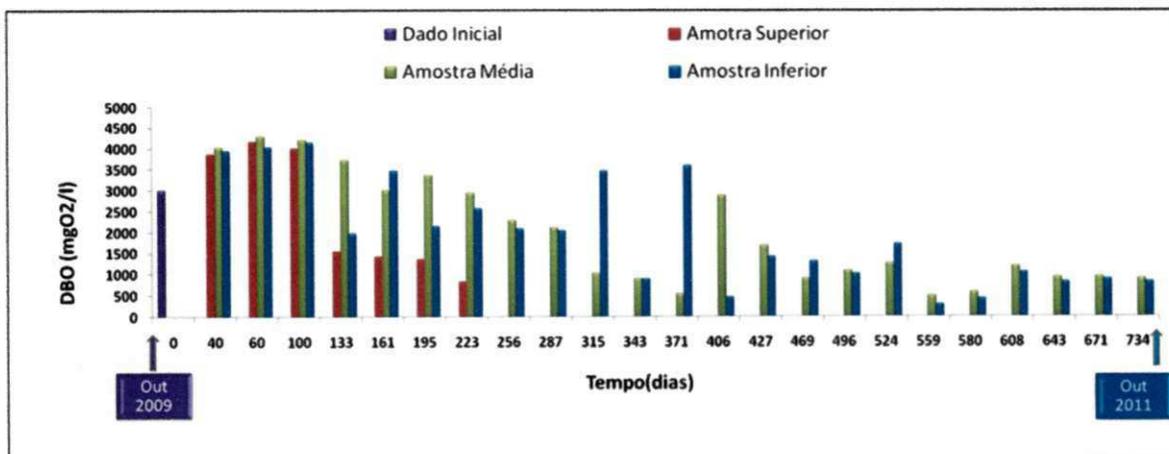


Figura 73 – Evolução da DBO por camada ao longo do tempo

A relação DBO/DQO é utilizada para classificar o estágio em que um determinado aterro se encontra. Se esta razão foi baixa, indica que existe bastante material orgânico de difícil degradação. De acordo com Tchonglous et al., (1993), inicialmente, durante a decomposição dos resíduos aterrados, as taxas estarão na faixa de 0,5 ou maiores, sugerindo que grande parte da matéria orgânica pode ser rapidamente biodegradável, enquanto que ao longo do tempo a relação DBO/DQO varia entre 0,05 a

0,2, ou seja, indicando que os resíduos se encontram na fase metanogênica, devido a presença de matéria orgânica não facilmente biodegradável.

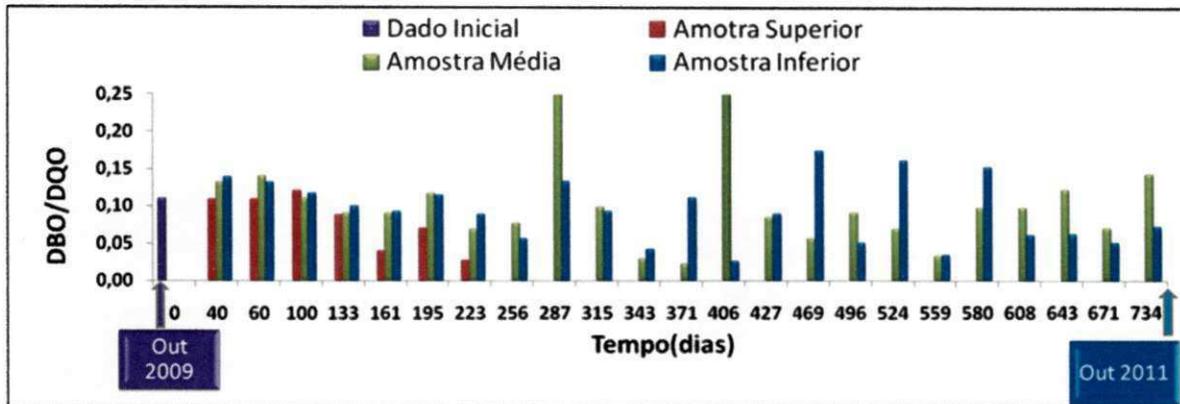


Figura 74 – Relação DBO/DQO por camada ao longo do tempo

A figura 74 mostra a evolução da relação DBO/DQO dos resíduos aterrados no lisímetro durante o período de monitoramento. No nível superior, observa-se um decréscimo de 0,1 para 0,026, variação esta constatada do início ao fim do monitoramento para este nível, ou seja, aos 223 dias. No nível intermediário e no nível inferior, o fim do monitoramento foi aos 734 dias, com variações de 0,1 para 0,142 e 0,1 para 0,071, respectivamente.

Segundo Ribeiro (2012), a razão DBO/DQO reflete o grau de degradação em aterro. Os processos de reações bioquímicas da fermentação ácida (fase aeróbia) são caracterizados por valores superiores a 0,4 da razão entre DBO/DQO, indicando que uma grande parte da carga orgânica pode decompor-se bioquimicamente de forma facilitada. Entretanto, os valores máximos encontrados foram de 0,16. Estes valores encontrados na célula experimental são típicos de fermentação metanogênica e indicam dificuldades para continuar a degradação. Segundo vários autores, valores inferiores a 0,1 para razão entre DBO e DQO, indica que as substâncias possuem dificuldades para continuar a degradação. Entretanto os valores observados, no caso da célula experimental monitorada, indicam para uma bioestabilização da matéria orgânica (FARIAS, 2011), MEIRA (2009).

Os valores da relação DBO/DQO encontrados para o lisímetro pode indicar a rápida bioestabilização dos RSU disposto.

4.3.2.2. Parâmetros Microbiológicos

4.3.2.2.1. Organismos Aeróbios

As bactérias aeróbias são aquelas que dependem do oxigênio para se desenvolverem. No geral a decomposição aeróbia é relativamente curta em um aterro de RSU, durando aproximadamente um mês, consumindo rapidamente a quantidade limitada de oxigênio presente.

De acordo com Lo (1996) em aterros pouco profundos (inferiores a 3m) ou quando se garante suprimento extra de oxigênio, essa fase pode se estender por um tempo maior.

A Figura 75 mostra o NMP/100mL de bactérias aeróbias no decorrer do tempo de monitoramento do lisímetro.

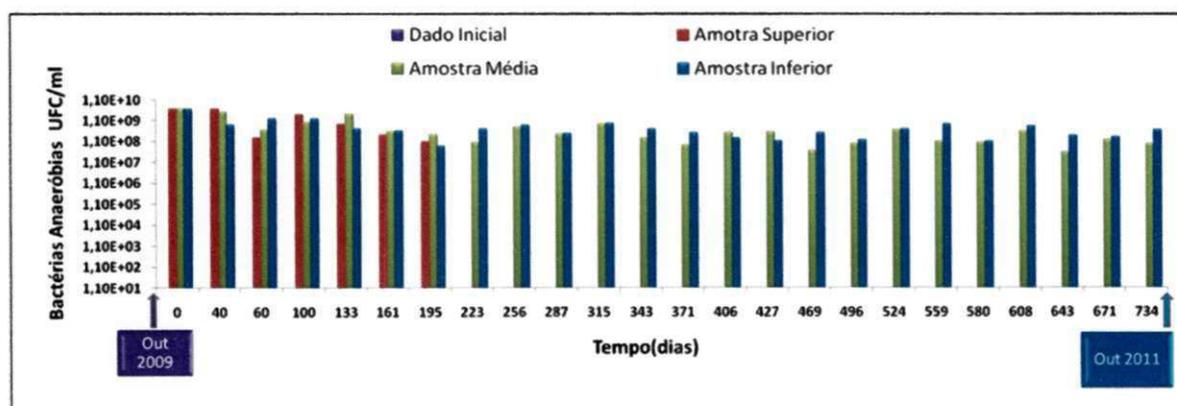


Figura 75 – Variação das bactérias aeróbias ao longo do tempo e da profundidade

Inicialmente, observa-se que houve um decréscimo na contagem das bactérias aeróbias totais na ordem de grandeza de 10^9 para 10^7 nos diferentes níveis de profundidades, como já esperado, já que assim que o oxigênio no interior do lisímetro é rapidamente consumido.

Segundo Melo (2011), essa redução na matéria orgânica ocorre devido a existência dos compostos que podem vir a servir como fonte nutricional, no interior do lisímetro. Além do mais, ocorre a lixiviação que pode fazer com que nutrientes, matéria orgânica, oxigênio dissolvido e outros compostos passem a ser consumidos.

Percebe-se algumas flutuações nas contagens das bactérias aeróbias ao longo do tempo, o que pode ser justificado pela entrada de oxigênio no interior do lisímetro através de fissuras na camada de cobertura e das precipitações, que permitem a entrada

de oxigênio dissolvidos em água. Conforme Melo (2011), dentro de uma célula experimental existem muitos compostos que podem vir a servir como fonte nutricional, inclusive outros microrganismos, já que são fontes de carbono e nitrogênio. Além do mais, como já explicado, ocorre a lixiviação e isto pode fazer com que nutrientes, matéria orgânica, oxigênio dissolvido e outros compostos passem a ser consumidos.

4.3.2.2.2. Organismos Anaeróbios

Sabe-se que os microrganismos anaeróbios são os principais responsáveis pela degradação dos resíduos, atuando na ausência de oxigênio. Os recalques são função entre outros fatores da biodegradação da matéria orgânica, se o ambiente interno da massa de RSU for favorável ao desenvolvimento de microrganismos, sobretudo, dos anaeróbios haverá níveis de recalques elevados (LINS, 2003).

A Figura 76 mostra o NMP/100mL de bactérias anaeróbias por 100mL no decorrer do tempo de monitoramento do lisímetro.

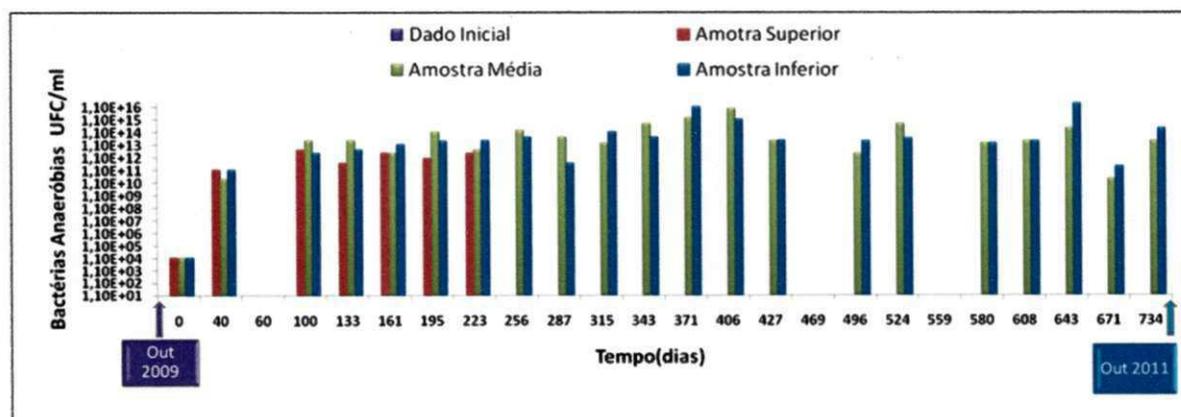


Figura 76 – Variação das bactérias anaeróbias ao longo do tempo e da profundidade

Devido a grande presença de oxigênio no momento de deposição dos resíduos no preenchimento do lisímetro, a quantidade inicial de bactérias anaeróbias é pequena, na ordem de 10^3 . Após 40 dias de monitoramento houve um aumento significativo em todas as profundidades, passando para a ordem de 10^{10} , resultante, possivelmente, da diminuição de oxigênio dissolvido com conseqüente decréscimo ou tendência a estabilização das bactérias aeróbias.

Após 406 dias de monitoramento percebe-se uma diminuição desses microrganismos, o que pode ser decorrente da diminuição do teor da matéria orgânica

presente ou das variações pontuais nas contagens das bactérias, já que os RSU são bastante heterogêneos.

Não se tornou possível realizar a análise de anaeróbios aos 60, 469 e 559 dias de monitoramento devido a problemas técnicos e operacionais nos equipamentos essenciais para o cumprimento das análises.

4.3.3. Medições “In Situ”

4.3.3.1. Temperatura

De acordo com Junqueira (2000), as temperaturas no interior da massa de lixo são de grande importância, principalmente no que se refere à atividade de microrganismos que promovem a degradação dos diversos componentes do lixo. Segundo o mesmo autor, as temperaturas em aterros geralmente não ultrapassam 50°C.

A Figura 77 mostra a variação da temperatura no interior da célula, ao longo da profundidade e do tempo de monitoramento do lisímetro.

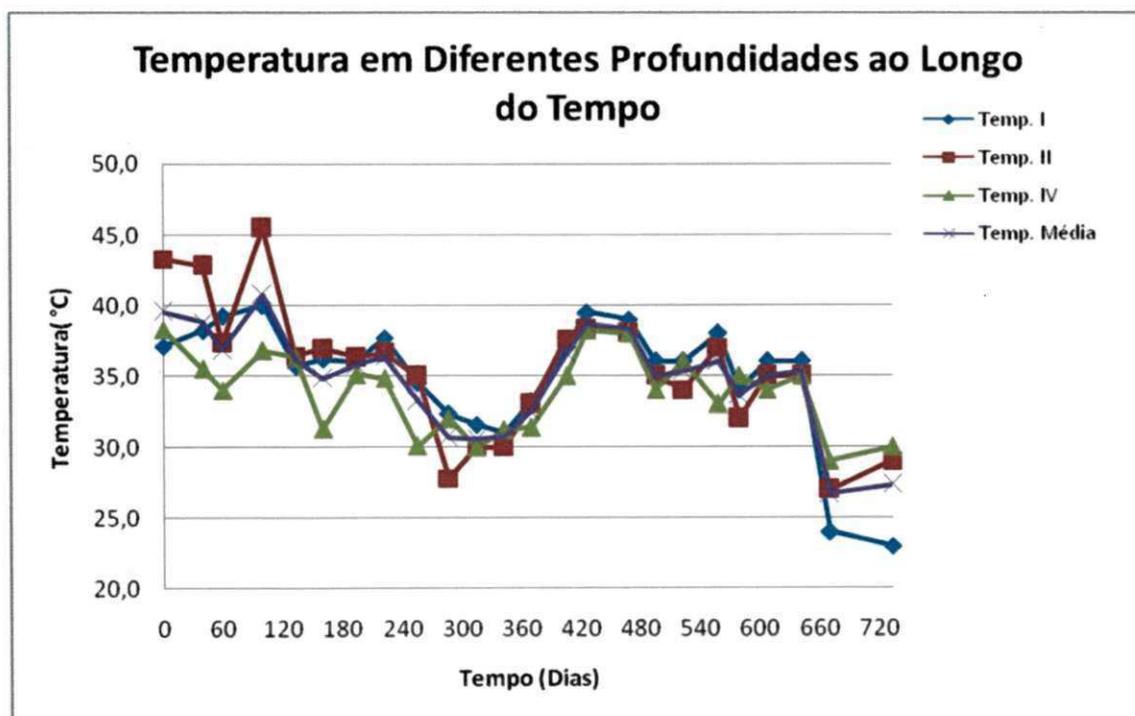


Figura 77 – Variação das temperaturas ao longo do tempo e da profundidade

Nos primeiros dias de monitoramento, percebe-se temperaturas mais elevadas em todas as profundidades, nas quais a temperatura no interior do lisímetro no início do monitoramento registrou valores médios de 40°C, podendo ser observado um

decrécimo desses valores com o passar do tempo, sugerindo-se decomposição dos resíduos por bactérias aeróbias. Segundo Pereira (2012), este processo ocorre, porque ao depositar os resíduos no interior do lisímetro, eles trazem consigo, em seus vazios, maior disponibilidade de oxigênio. Este oxigênio é utilizado pelas bactérias aeróbias que liberam calor e energia como produto de sua decomposição, aumento assim a temperatura na fase inicial.

Ao longo do tempo o oxigênio do meio é consumido rapidamente e os grupos predominantemente aeróbios dão lugar a organismos anaeróbios. O aumento da atividade anaeróbia no lisímetro proporcionou uma diminuição nos valores de temperatura, uma vez que os microrganismos anaeróbios geram menos calor durante o processo de degradação. Isto pode ser percebido aos 100 dias de monitoramento, quando as temperaturas começam a baixar e as o número de bactérias anaeróbias a crescer.

Segundo a literatura, todas as comunidades de bactérias necessitam de uma faixa de temperatura para que possam se desenvolver adequadamente, conforme a Figura 78. Percebe-se que as taxas de temperaturas internas variou de 30° a 38°C, logo, esta faixa é ideal para o desenvolvimento das bactérias do grupo mesofílicas (35° a 38°C). Já com o passar dos dias, posteriormente essas taxas foram decrescendo oscilando entre 32°C a 36°C.

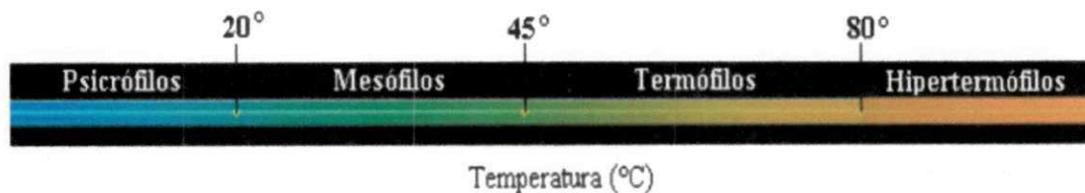


Figura 78 – Classificação dos microrganismos em função da temperatura (MADIGAN et al., 2002)

Segundo Tchobanoglous et al. (1993), para uma maior eficiência do processo de digestão anaeróbia, os níveis de temperatura ótima são os mesofílicos e termofílicos, ressaltando que a temperatura pode possibilitar o desenvolvimento dos microrganismos, pois, de acordo com Machado (2004) os microrganismos que atuam na degradação de resíduos têm capacidade de suportar maiores faixas de variação da temperatura comparando com as faixas encontradas através do monitoramento.

A Figura 79 mostra a variação da temperatura no interior da célula, ao longo da profundidade. Percebe-se as maiores temperaturas foram registradas na camada

intermediária, com valores menores na base onde os resíduos foram colocados primeiro e no topo onde a troca de calor com o meio externo ocorre mais facilmente.

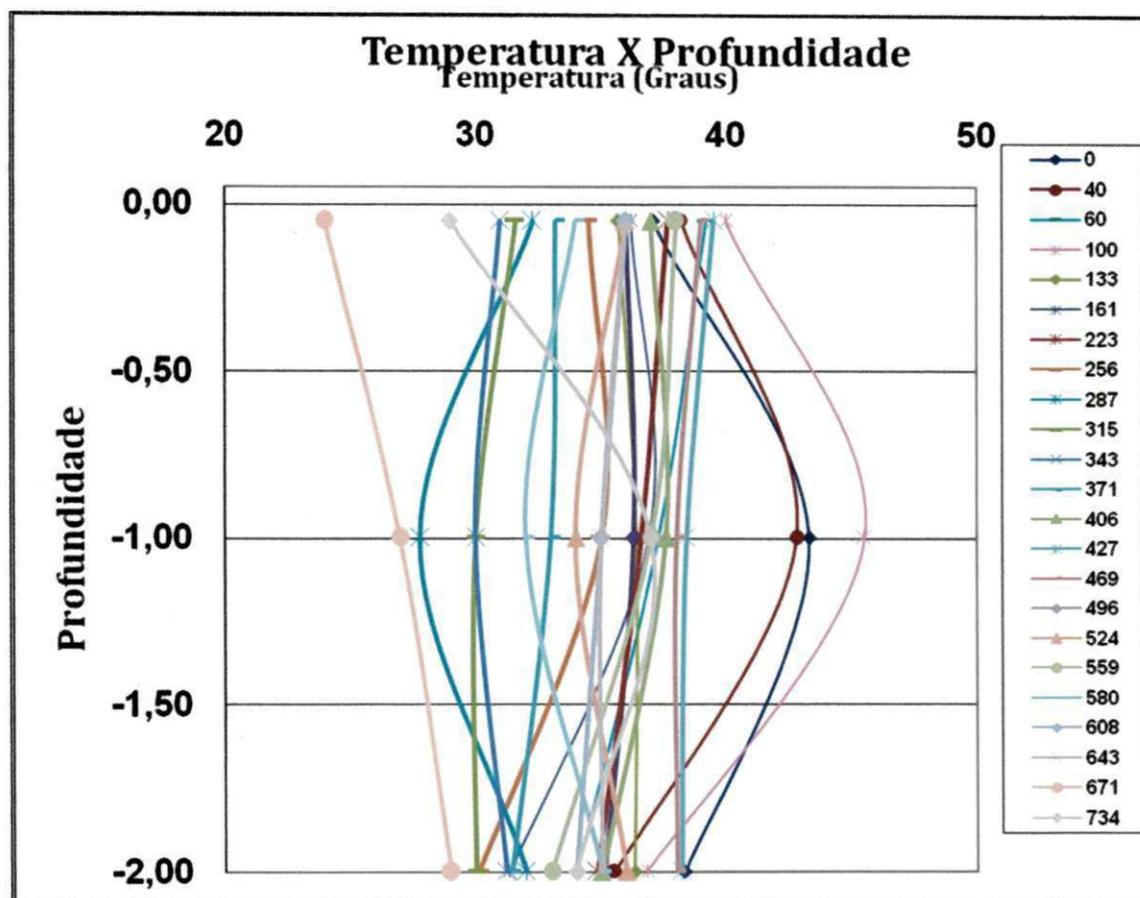


Figura 79 – Variação da temperatura na massa de resíduos de acordo com a profundidade.

De acordo com os dados coletados, nos primeiros 120 dias de monitoramento do lisímetro as temperaturas tiveram um comportamento semelhante a de células experimentais e aterros em escala real (MELO 2003, MONTEIRO *et al.*, 2006, ALCANTÁRA, 2007, LEITE, 2008, MEIRA 2009, MELO 2011).

Percebe-se que as temperaturas começaram a diminuir após 150 dias de monitoramento, sugerindo menor atividade microbiana. Observa-se que após 60 dias de monitoramento os microrganismos aeróbios tiveram um leve decréscimo e após 40 dias, os microrganismos anaeróbios tiveram incremento significativo. Este fator por si só não permitiria diminuir a temperatura, pois os microrganismos aeróbios permaneceram com valores sempre altos no meio interno de resíduos.

Deve-se ressaltar que as temperaturas medidas pelos termopares podem sofrer variações, devido a troca de calor do meio externo com o meio interno. Estas trocas estão relacionadas a proximidade dos termopares com as paredes do lisímetro, que

apesar de ser construído com tijolos manuais, os mesmos não são isolante térmicos. Além disto da troca de calor existente a partir dos orifícios de coleta dos resíduos e através das fissuras da camada de cobertura.

Quando comparada com aterros em escala real, esta troca de energia e calor do meio interno com o meio externo em células experimentais se tornam mais intensa, por ter dimensões pequenas, com consequente área de superfície maior.

4.3.3.2. Recalques

O monitoramento dos recalques foram realizados a partir da instalação de duas placas superficiais, entre a massa de resíduos e a camada de cobertura, e de seis placas em profundidades, instaladas ao longo da massa de resíduos.

É importante ressaltar que a previsão de recalques em maciços de resíduos é complexa e envolve variáveis de difícil quantificação (SILVA et al., 1998). Contudo, a compressibilidade dos aterros de resíduos sólidos urbanos é problemática, por outro, prolonga a vida útil do aterro, possibilitando disposições adicionais (CARVALHO, 1999).

A Figura 80 mostra a evolução dos recalques superficiais e em profundidades ao longo do tempo.

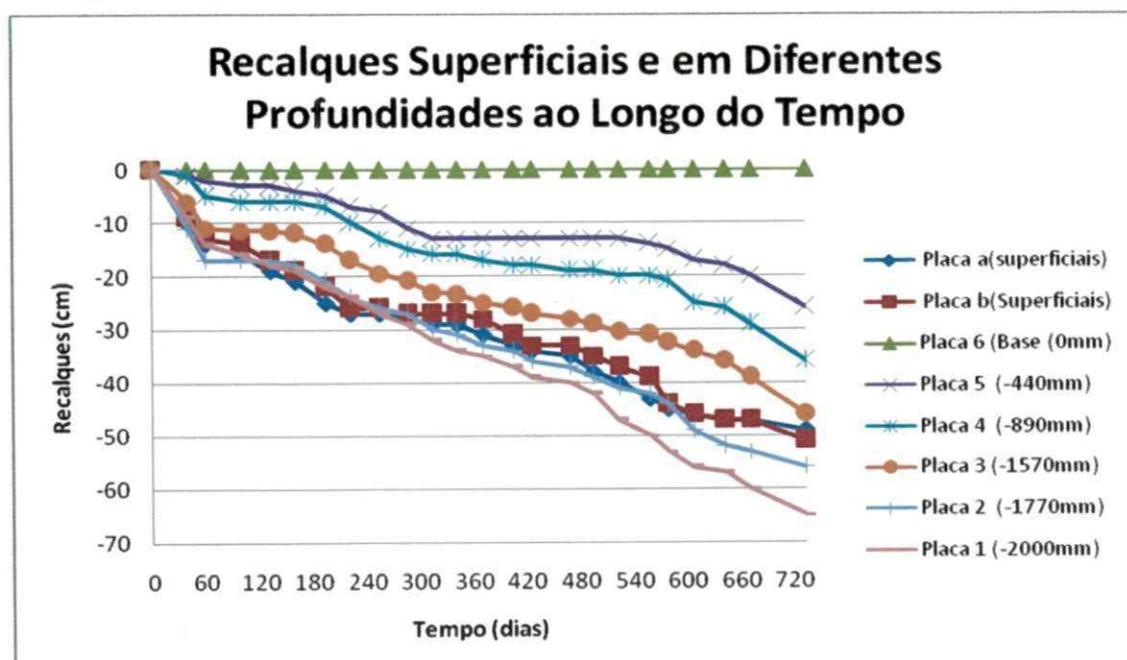


Figura 80 – Evolução dos recalques superficiais e em profundidades ao longo do tempo.

Durante o período de monitoramento, percebe-se que o recalque máximo foi observado na placa 1 (65cm), seguida da placa 2 (56cm). Vale salientar que as placas

superficiais a e b e a placa em profundidade estavam no mesmo nível, ou seja, a 200cm de altura da massa de resíduos, em seguida, a uma altura de 177cm de altura, encontra-se a placa 2. Os recalques foram maior nas placas 1 e 2, o que é perfeitamente justificável, uma vez que as mesmas estão localizadas no centro do lisímetro, com maior concentração de massa de resíduos, não submetidos a ação de atrito dos resíduos com as paredes dos lisímetros, que é o que ocorrem com as placas superficiais, localizadas mais próximas dos bordos do lisímetro (efeito parede). Desta forma, as placas superficiais tiveram recalques de 52cm e 49cm, respectivamente.

De acordo com Melo *et al.*, (2011), no centro do aterro há maior espessura de resíduos, ocorrendo maiores recalques, de forma que o comportamento mecânico dos aterros sanitários de RSU pode ser afetado se forem construídas célula com alturas muito elevadas, o que poderia ocasionar desmoronamento da massa de resíduos para o centro, comprometendo os taludes e a estabilidade do aterro.

Foram observados valores mais acentuados de recalques no início da pesquisa, até o 30º dia, provavelmente devido a fatores mecânico, principalmente ao peso próprio da massa de resíduo, além do peso da camada de cobertura e o preenchimento dos vazios a partir da expulsão dos líquidos e gases e fatores biodegradativos, em decorrência da degradação da matéria orgânica presente na massa de resíduo. Neste primeiro momento, a ocorrência dos recalques primários e secundários podem ocorrer conjuntamente, embora o primário tenha maior expressão nos primeiros 30 dias (SOWERS, 1973; ESPINACE, 2000).

Após os primeiros 30 dias de monitoramento, percebe-se uma redução na ocorrência de recalques em todas as placas. Isto ocorre porque, passado a fase inicial com recalques primário, tem-se um período de recalques menores ou nulos, que acontecem devido a biodegradação dos resíduos, principalmente da matéria orgânica.

Observa-se também a ocorrência de recalques zero, segundo Melo (2003), estes valores de recalques muito pequenos podem ser explicados por uma degradação da matéria orgânica com um aumento de vazios, como as tensões impostas a massa de resíduos são menores, há menor susceptibilidade a compressão. Com novas ocorrências de recalques, os vazios são suportam a carga imposta, colapsando, ocasionando de fato os recalques.

Outro fator que pode contribuir para os períodos zero de recalques é a presença de líquidos no interior do lisímetro, uma vez que distribui as tensões de modo uniforme, impedindo em todas as direções, impedindo o adensamento (Leite, 2008).

Observa-se que na placa 6 não ocorreu recalque, como era esperado, pois a placa está situada sobre a camada de base do lisímetro, não sofrendo deformações.

Em células em escala real, Mariano (1999), Melo (2003) e Monteiro (2003) verificaram que os recalques diminuem conforme a profundidade vai aumentando. Segundo Melo (2011), este fator ocorre porque os resíduos nas camadas profundas são mais influenciados pela compactação devido ao peso próprio das camadas que estão acima e, a espessura da camada vai diminuindo pela própria posição da placa, além de que não se mede os recalques no momento que os resíduos estão sendo depositados. Desta forma, os recalques monitoramentos neste lisímetro tiveram um comportamento bastante típico de células em escala real.

Os dados de recalques ao longo do tempo e da profundidade, corroboram com os parâmetros físico-químicos e microbiológicos analisados nesta pesquisa. À medida que os valores de DBO, DQO e Sólidos Voláteis foram decrescendo no tempo, os recalques também diminuíram.

Conforme a figura 81, a deformação específica máxima da massa de resíduos foi na placa 1, com 33% (considerando a altura máxima de resíduos de 200cm), seguida da placa 2, com 27% e das placas superficiais a e b, com cerca de 25% de deformação específica. Desta forma, observa-se que os recalques são maiores no centro da célula, conforme esperado. Percebe-se ainda, que a placa 6 não sofreu deformação, por estar localizada na camada de base do lisímetro.

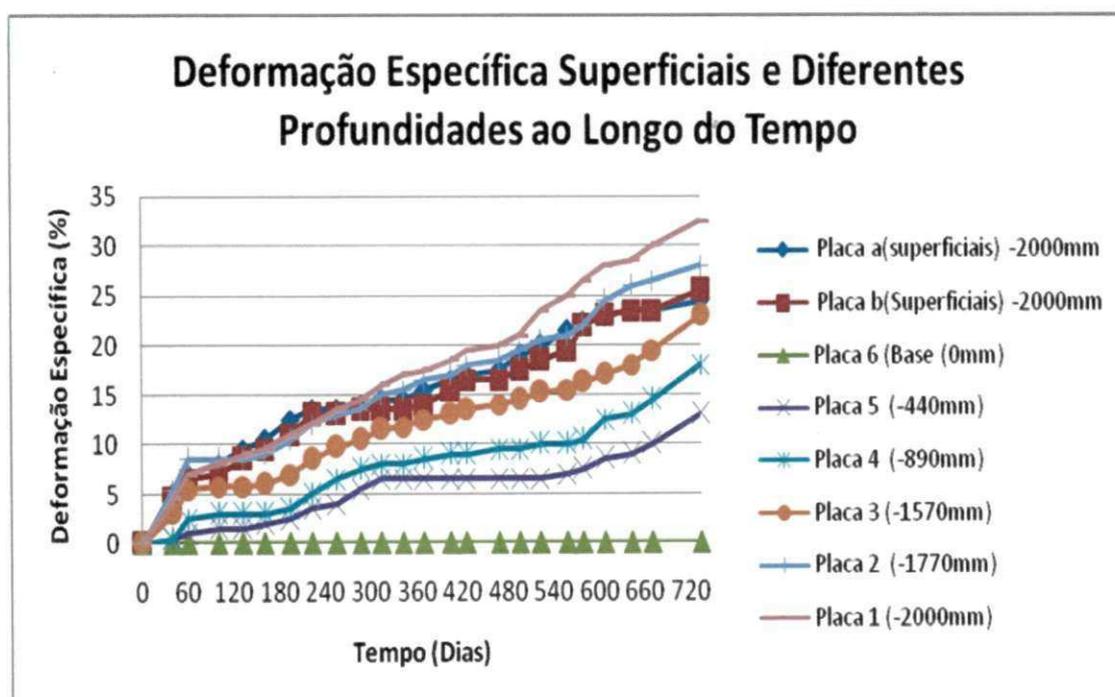


Figura 81 – Deformação específica dos recalques superficiais e em profundidades ao longo do tempo.

Deformações entre 10% e 30% da altura original do aterro tem sido reportada na literatura, desta forma, um valor de 33% da placa 1 pode ser considerado alto, considerando a pouca idade da célula experimental. Porém, o decréscimo na magnitude dos recalques, apontam para uma evolução cada vez mais lento deste parâmetro. Esta alta deformação também pode estar relacionada ao teor da matéria orgânica (66%) depositada no interior da célula, conforme indicada na composição gravimétrica. Segundo Moreda (2000), a alta concentração de matéria orgânica permite recalques mais acentuados e mais rápidos. Outro fator que pode ter influenciado na deformação específica foi a quantidade de matéria coletado ao longo do monitoramento.

Embora haja 66% de matéria orgânica depositada na célula experimental, a placa 1 apresentou apenas 33% de deformação, pois nem toda matéria orgânica é degradável ou facilmente degradável.

Na Figura 82, mostra a velocidade dos recalques ao longo do tempo e da profundidade, conforme segue:

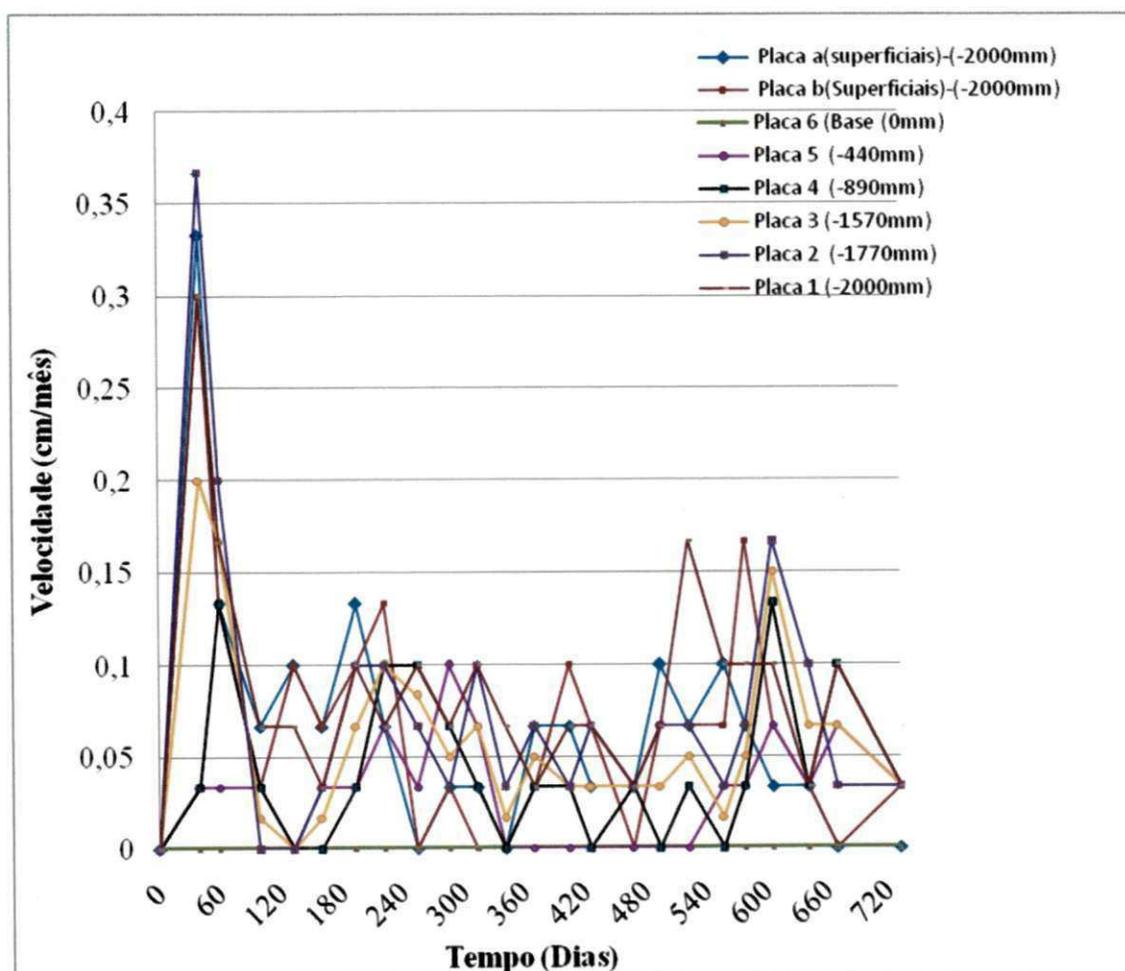


Figura 82 – Velocidade dos recalques superficiais e em profundidades ao longo do tempo.

De acordo com a figura, percebe-se que a velocidade dos recalques foram significativos nos primeiros 30 dias de monitoramento, conforme esperado. Com o passar dos dias, por volta dos 90 dias de monitoramento, a velocidade diminui, pois as intensidades também diminuem.

A velocidade por placa foi de até 10 vezes maior em algumas placas nos primeiros trinta dias se comparado com os demais dias em que foram monitorados as deformações verticais.

As placas 4 e 5 tiveram as menores velocidade de recalques com o tempo se relacionado com as demais placas. No caso da placa 5 esta apresentou velocidade de recalques zero após 330 dias de monitoramento, indicando que ou a matéria orgânica está inacessível aos microrganismos bacterianos para a sua degradação pela compactação excessiva, ou há acúmulos de líquidos nesta profundidade o que dificulta os recalques (MELO 2011).

De um modo geral os recalques e as deformações específicas tiveram um comportamento semelhante ao longo do tempo, assim como, apresentaram uma redução em sua magnitude e velocidade com o tempo, como era esperado. Justifica-se as variações nas magnitudes e velocidades dos recalques, tanto superficiais como em profundidade, em decorrência, principalmente, da heterogeneidade do material.

No caso de existir coleta seletiva dos RSU na cidade de Campina Grande, provavelmente os recalques aconteceriam em maior magnitude e velocidade, uma vez que certamente o índice de matéria orgânica seria maior e os percentuais de materiais de difícil degradação seriam menores.

4.4. Análises Estatísticas

4.4.1. Estatística Descritiva

Para as análises estatística descritiva dos dados foram selecionados os parâmetros teor de umidade, pH, Sólidos Voláteis, DBO e DQO por estarem diretamente relacionados aos recalques. Importante ressaltar que o estudo estatístico foi feito a partir da média dos valores obtidos nas diferentes camadas. Com relação aos recalques, foi feito a média dos valores obtidos nas placas superficiais, que representam os recalques máximos ocorridos na célula experimental.

O Quadro 3 mostra o estudo da média, desvio padrão, coeficiente de variação dos parâmetros selecionados.

Segundo Paiva (2009) um coeficiente menor ou igual a 15% tem baixa dispersão. Se o coeficiente de variação for entre 15% e 30% haverá uma média dispersão e, acima de 30%, uma alta dispersão.

Quadro 3 - Estatística Descritiva

Parâmetros	Média	Desvio Padrão	Coef. de Variação
Sólidos Voláteis	46,04	10,16	0,57
Teor de Umidade	51,16	14,66	0,29
pH	7,74	0,77	0,10
DBO	1909,3	1089,0	0,57
DQO	21212,0	9965,6	0,47

De acordo com a análise descritiva dos dados, percebe-se que o coeficiente de variação apresentou valores altos (acima de 30%) com elevada dispersão, exceto para o pH (9%) apresentando baixa dispersão, e o teor de umidade (29%) apresentando média dispersão.

4.4.2. Teste de Normalidade

Para o teste de normalidade dos parâmetros, foi utilizado o teste de normalidade de Kolmogorov-Smirnof. Neste teste, o valor atribuído para o nível de significância α foi de 0,05, adotando-se a hipótese nula e indicando a normalidade dos dados.

De acordo com o Quadro 4, percebe-se que todas as variáveis analisadas tendem a uma distribuição normal, uma vez que os valores obtidos para o p-valor sempre foi maior que 0,05, resultando assim na aceitação da hipótese nula com 95% de certeza.

Quadro 4 – Teste de Normalidade de Kolmogorov-Smirnof

Parâmetros	Distribuição Normal
Sólidos Voláteis	Sim
Teor de Umidade	Sim
pH	Sim
DBO	Sim
DQO	Sim

4.4.3. Matriz de Correlação

Para avaliar a correlação entre os parâmetros por meio da estatística multivariável, foi realizado a partir da construção da matriz de correlação, na qual foram considerados seguintes os parâmetros: dias, recalques, pH, teor de umidade, sólidos voláteis, DBO, DQO, bactérias aeróbias, bactérias anaeróbias e temperatura. Esta matriz permite avaliar os parâmetros que apresentam correlações ao longo do monitoramento da célula experimental.

Utilizou-se o critério de excluir aquela variável que não apresentasse uma correlação de 70% com pelo menos duas outras variáveis. O Quadro 5, apresenta a matriz de correlação das variáveis analisadas durante o período de monitoramento.

Quadro 5 - Matriz de Correlação

VARIÁVEIS	Dias	Recalques	pH	T. Umidade	SV	DBO	DQO	Aerób.	Anaerób.	Temp.
Dias	1,00									
Recalques	0,99	1,00								
pH	0,69	0,73	1,00							
T. Umidade	0,61	0,59	0,52	1,00						

SV	-0,31	-0,38	0,37	0,11	1,00					
DBO	-0,88	-0,90	0,73	-0,51	0,49	1,00				
DQO	-0,81	-0,80	0,58	-0,59	0,32	0,77	1,00			
Aeróbios	-0,58	-0,63	0,72	-0,25	0,49	0,69	0,48	1,00		
Anaeróbios	0,26	0,25	0,05	0,21	0,04	-0,16	-0,19	-0,22	1,00	
Temperatura	-0,38	-0,40	0,37	-0,30	0,23	0,43	0,21	0,41	-0,02	1,00

Com base na matriz de correlação, observa-se que a maioria dos parâmetros não se correlacionam entre si, ou seja, apresentam correlações menores que +/- 0,70.

Analisando a matriz, percebe-se que a variável dias e recalques se correlaciona negativamente com o DBO e DQO, isto quer dizer que com o aumento dos dias de monitoramento da célula experimental, ocorrem recalques e uma redução das concentrações destas variáveis. Esta correlação já era esperada, uma vez que com o passar do tempo a quantidade de matéria orgânica presente na célula experimental diminui, refletindo em menores concentrações de DBO e DQO e maiores recalques.

Observa-se, ainda, uma forte relação positiva entre os recalques e os dias e os recalques e o pH. Isto ocorre devido ao fato de que, com o aumento dos dias de monitoramento, os recalques continuam ocorrendo e a concentração de pH também.

4.4.4. Análise em Componentes Principais (ACP)

Para o estudo da ACP, foram utilizadas todas as variáveis analisadas nesta pesquisa. A Figura 83 apresenta a análise da ACP, que tem como objetivo associar as semelhanças existentes entre as variáveis.

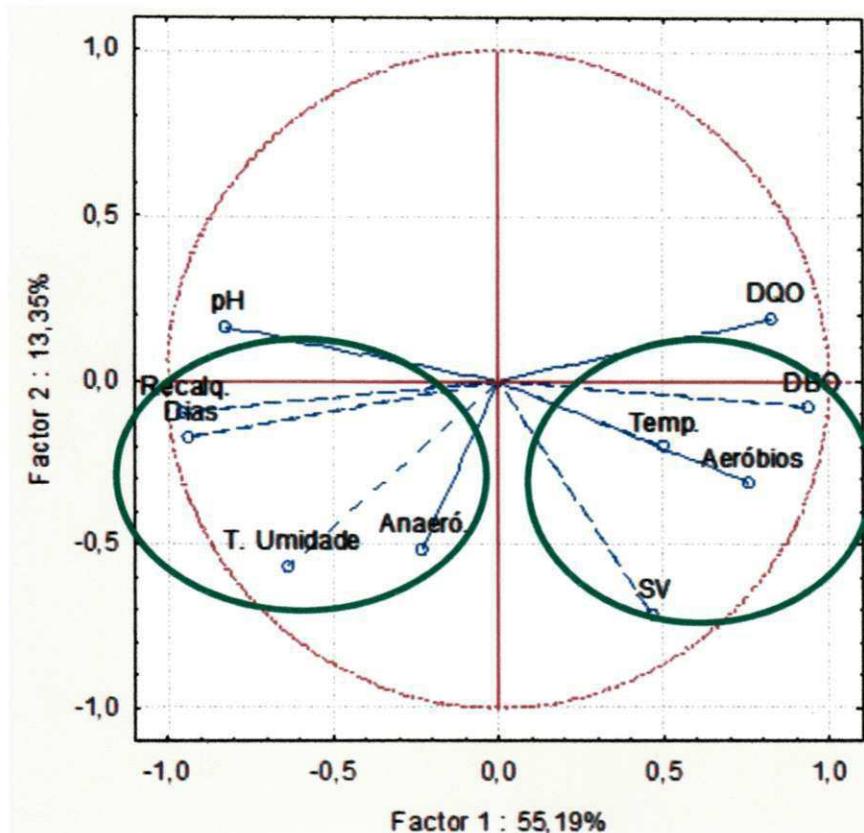


Figura 83 – Análise em Componentes Principais (ACP)

Observa-se que a projeção de variação dos dados obtidos nos dois eixos principais, tidos como Factor 1 e Factor 2 explicam em mais de 65% a variabilidade do processo, representando uma boa correlação entre os dados.

De acordo com a ACP, pode-se observar dois grandes grupos que se correlacionam entre si. No primeiro grupo estão os recalques, dias, teor de umidade e os organismos anaeróbios, que são os parâmetros que tendem a aumentar com o passar dos dias, em função do processo de biodegradação que ocorre no lisímetro.

No grupo dois estão as variáveis temperatura, DBO, sólidos voláteis e os organismos aeróbios, que tendem a diminuir em concentração com o passar dos dias. Estas variáveis apresentam comportamento opostos com o pH, pois a concentração do pH tende a aumentar com o passar dos dias.

5. CONCLUSÕES E SUGESTÕES PARA FUTURAS PESQUISAS

5.1. Conclusões

- Os resultados obtidos nas análises dos recalques superficiais e em profundidades mostraram uma relação direta entre aspectos mecânicos e biodegradativos;
- A magnitude e velocidade dos recalques são mais acentuados nos primeiros trinta dias de confinamento dos resíduos devido, principalmente, a aspectos mecânicos;
- O solo selecionado atende aos parâmetros necessário para utilização em camada de base e cobertura de aterros sanitários, tratando-se de um solo argiloso com baixa permeabilidade (10^{-6} cm/s);
- O sistema de instrumentação se mostrou eficaz, permitindo o monitoramento da célula experimental;
- A degradação dos resíduos sólidos urbanos depositados na célula experimental foi satisfatória;
- O teor de matéria orgânica putrescível foi quantificado como a maior parcela dos resíduos sólidos urbanos da cidade de Campina Grande-PB, representando 66% da quantidade total de resíduos gerados;
- Os RSU coletados apresentaram, em sua caracterização inicial, propriedades ligeiramente ácidas;
- Os RSU na sua caracterização inicial elevado teor de sólidos voláteis compatíveis com o teor de matéria orgânica encontrado na composição dos resíduos;
- A temperatura contribui para a degradação dos resíduos;

- Os resultados de recalques sugerem que durante o monitoramento da célula experimental a degradação dos resíduos foi bastante rápida se comparado a aterros em escala real, uma vez a deformação específica na placa 1 foi da ordem de 33%.

5.2. Sugestões para Futuras Pesquisas

- Realizar ensaios de granulometria e compactação dos resíduos;
- Estudar e quantificar a geração de biogás e verificar a influência nos parâmetros de recalques;
- Desenvolver um modelo matemático de recalques condizente com a realidade dos dados obtidos;
- Desenvolver lísímetros de menores dimensões com a finalidade de realizar simulações e analisar o comportamento dos resíduos;
- Realizar ensaios com o material estabilizado com enfoque no uso como material geotécnico podendo ser utilizado no próprio aterro sanitário;
- Utilizar o material estabilizado como adubo nas atividades da agricultura.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT (Associação Brasileira de Normas Técnicas): **NBR 8.149**. Apresentação de Aterros Sanitários de Resíduos Sólidos Urbanos. 1992.

____ **NBR 10.004**. Resíduos Sólidos – Classificação. 30/11/2004.

____ **NBR 10.007**. Resíduos Sólidos – Amostragem de Resíduos. 2004.

____ **ABNT-NBR 7181 (1984)**. Ensaio de Granulometria.

____ **ABNT-NBR 7185 (1986)**. Ensaio de Massa específica “in situ”.

____ **ABNT-NBR 6459 (1984)**. Ensaio de Limites de Atterberg.

____ **ABNT-NBR 7182 (1986)**. Ensaio de Compactação.

____ **ABNT-NBR 10007 (2004)**. Resíduos Sólidos – Amostragem de Resíduos.

____ **ABNT-NBR 14545 (2000)**. Ensaio de Permeabilidade.

____ **ABNT-NBR 7281 (1984)**. Solos – Determinação do Limite de Plasticidade.

ABRELPE. Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. 2006.

ALCÂNTARA, P.B. Avaliação da Influência da Composição de Resíduos Sólidos Urbanos no Comportamento de Aterros Simulados. Tese de Doutorado. UFPE. 2007.

ALVAREZ, V. H., FONTES, L. E. F., FONTES M. P. F.; **O Solo nos grandes domínios morfoclimáticos do Brasil e o desenvolvimento sustentado**. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, UFV. Viçosa – MG, 1996.

AQUINO, D.A; SILVA JÚNIOR, C.A.S.; SANTOS, L.L.dos.; GOMES, M.V.N.; CANEIRO, P.F.N. **Caracterização física dos resíduos sólidos urbanos no município de Ananindeua da região metropolitana de Belém do Pará**. 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2007.

APHA; AWWA; WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20 th edition. Washington: APHA, 1998. 1203p.

ARAÚJO, E. P. **Estudo do Comportamento de Bactérias Aeróbias e Anaeróbias Totais na Biodegradabilidade de Resíduos Sólidos Urbanos da Cidade de Campina Grande-PB**. 116p. Dissertação (Mestre em Engenharia Civil e Ambiental). Universidade Federal de Campina Grande, 2011.

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

BIDONE, F.R.A. **Resíduos Sólidos Provenientes de Coletas Especiais: Eliminação e Valorização**. PROSAB 2 – Programa de Pesquisa e Saneamento Básico. ABES. Rio de Janeiro, pp. 1-128. 2001.

BJARNGARD, A.; EDGERS, L. **Settlements of municipal solid waste landfills**. In: MADISON WASTE CONFERENCE, 13, 1990. Madison. **Proc. 13th annual Madison Waste Conference**. Madison, 1990. p. 192-205.

_____ & POVINELLI, J. **Conceitos básicos de resíduos sólidos**. 1999. Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo – USP.
CADERNO TÉCNICO LIPOR. Serviço Intermunicipalizado de Gestão de Resíduos do Grande Porto. 2000.

CARVALHO, M, F. **Comportamento mecânico de resíduos sólidos urbanos**. Tese de doutorado. Universidade de São Paulo. 1999.

CASTILHOS JR. A.B. **Resíduos Sólidos Urbanos: Aterro Sustentável para Municípios de Pequeno Porte**. 2003. pp 1-294. Projeto PROSAB, ABES-RJ. Florianópolis – SC.

CATAPRETA, C.A.A. **Comportamento de um aterro sanitário experimental: avaliação da influência do projeto, construção e operação**. Tese de doutorado. UFMG. 2008.

_____ & SIMÕES, G.F. **Caracterização volumétrica dos resíduos sólidos urbanos dispostos em um aterro sanitário experimental**. XXXI Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental - AIDIS. 2008a.

_____ & SIMÕES, G.F. **Avaliação temporal das características dos resíduos sólidos urbanos em Belo Horizonte, Brasil**. XXXI Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental - AIDIS. 2008b.

_____ ; SIMÕES, G.F.; BATISTA, H.P.; OLIVEIRA, A.F.G.; OLIVEIRA, L.C.M. **Influência da umidade e fatores operacionais na compactação de resíduos sólidos urbanos no aterro sanitário de Belo Horizonte, MG**. 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES. 2005.

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

CHEN, R.H.; CHOU, I.H. **The settlement behaviour of municipal waste**. 1998. Proc. 4th International Symposium on Environmental Geothnology, Boston.

CHERNICHARO, C.A.L. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Biodigestores Anaeróbios**. 1997. 246p. Belo Horizonte- MG.

COELHO, H. M. G. **Avaliação da influência de camadas de cobertura intermediárias e finais na degradação de resíduos sólidos urbanos e na geração de lixiviados**. Dissertação de mestrado. UFMG. 2005.

ENGEORPS. **Corpo de Engenheiros Consultores. Rel: estado da arte dos aterros sanitários.** 1996. São Paulo.

EMBRAPA. **Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Planilhas de Dados das Condições Meteorológicas.** (Out/2009 a out/2011). Versão digital - Excel. 2011.

ESPINACE, R. **La Geotecnia Ambiental Aplicada a los Vertederos Sanitarios.** 2000. Curso XX: Vertederos Controlados de Resíduos Sólidos Urbanos: Uma Perspectiva Internacional. Suances. Espana.

FONSECA, J. S.; MARTINS, G. A. **Curso de Estatística.** 5. ed. São Paulo: Atlas, 1994.

FRANCESCHET, M; CASTILHOS Jr.; A.B.; MACCARINI, M.; PRIM, E.C.C.; FUNARI, C. **Estudo dos Solos Utilizados para Impermeabilização da Camada de Base e de Cobertura de Aterros Sanitários de Santa Catarina.** 2005. 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES.

FUCALE, S.P. **Resistência em Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos.** I Seminário de Tese de Doutorado. Universidade Federal de Pernambuco, Recife PE. 2002.

GALVÍNIO, J.D. & RIBEIRO, J.G. **Precipitação média anual e a captação de água de chuva no Estado da Paraíba.** 5º Simpósio Brasileiro de Captação e Manejo de Água da Chuva. Teresina – PI. 2005.

GARCEZ, L.R. SALES, K.C.S.; LEITE, H.E.A.S.; MONTEIRO, V.E.D.; LEITE, V.D. **Relação carbono/nitrogênio existente em um bioreator de resíduos sólidos da cidade de Campina Grande.** XXXI Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental - AIDIS. 2008.

GUEDES, T. A.; ACORSI, C. R. L.; MARTINS, A. B. T.; JANEIRO, V. **Estatística Descritiva.** Disponível em: <www.des.uem.br>. Acesso em 14 de março de 2011.

HAMADA, J. **Aterros sanitários. Concepção e dimensionamento.** Apostila utilizada na ministração do curso sobre aterros sanitários. Palmas – TO. 2008.

HENRIQUE, F.A.N. **Estimativa da evapotranspiração de referência em Campina Grande-PB.** Dissertação de Mestrado. UFCG. 2006.

HIRSCH, A.K; VERA, R.A.; BRIONES, M.E. **Estudio a escala de laboratorio para la determinación de los parámetros hidrológicos óptimos para la geración de metano en rellenos sanitarios en Chile.** Universidad Católica de Valparaíso. Escuela de Ingeniería en Construcción. 2002.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Site: www.ibge.gov.br.** Acessado em: 16/10/2007.

IPT/CEMPRE – Instituto de Pesquisas Tecnológicas (IPT)/ Compromisso Empresarial para Reciclagem (CEMPRE). **Lixo Municipal: manual de gerenciamento integrado.** D'ALMEIDA M. L. O. & VILHENA, A. São Paulo: IPT/CEMPRE, 2000.