



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL**

BRUNA SILVEIRA LIRA

**USO DE COMPOSTO ORGÂNICO COMO MATERIAL COMPONENTE PARA
CAMADA DE COBERTURA OXIDATIVA**

**Recife
2017**

BRUNA SILVEIRA LIRA

**USO DE COMPOSTO ORGÂNICO COMO MATERIAL COMPONENTE PARA
CAMADA DE COBERTURA OXIDATIVA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil do Centro de Tecnologia e Geociências da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), como requisito final para a obtenção do Título de Mestre em Engenharia Civil.

Área de concentração: Geotecnia

Orientador: Prof. Dr. Maurício Alves da Motta
Sobrinho

Coorientador: Prof. Dr. José Fernando Thomé Jucá

Recife

2017

Catálogo na fonte
Bibliotecária Valdicéa Alves, CRB-4 / 1260

L768u Lira, Bruna Silveira.
Uso de composto orgânico como material componente para camada de cobertura oxidativa. Bruna Silveira Lira - 2017.
116folhas, Il., e Tab.

Orientador: Prof. Dr. Maurício Alves da Motta Sobrinho.
Coorientador: Prof. Dr. José Fernando Thomé Jucá.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, 2017.
Inclui Referências e Anexos.

1. Engenharia Civil. 2. Camadas de cobertura. 3. Composto orgânico. 4. Camada oxidativa. I. Motta Sobrinho, Maurício Alves da.(Orientador)
II. Jucá, José Fernando Thomé (Coorientador). III. Título.

UFPE

624 CDD (22. ed.) BCTG/2018-83



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

A comissão examinadora da Defesa de Dissertação de Mestrado

**USO DE COMPOSTO ORGÂNICO COMO MATERIAL COMPONENTE
PARA CAMADA DE COBERTURA OXIDATIVA**

defendida por

Bruna Silveira Lira

Considera a candidata APROVADA

Recife, 19 de janeiro de 2018

Prof. Dr. Maurício Alves da Motta Sobrinho – Orientador – UFPE
Prof. Dr. José Fernando Thomé Jucá – Coorientador – UFPE

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Maurício Alves da Motta Sobrinho – UFPE
(orientador)

Prof. Dr. Francisco Suetônio Bastos Mota – UFC
(examinador externo)

Prof.^a Dr.^a Maria Odete Holanda Mariano – UFPE
(examinadora externa)

*Dedico este trabalho a minha família
Hélio, Waleska e Daniel por toda a
ajuda e suporte na elaboração da
pesquisa.*

AGRADECIMENTOS

Aos bons espíritos que me guiaram durante esta etapa, me auxiliando e me ajudando a passar por todos os momentos de provas.

À minha família, pela paciência, incentivo e entusiasmo em cada vitória.

A Diego pelo carinho, pelos pensamentos positivos e pelas palavras incentivadoras que sempre sinalizam um porto seguro.

Ao Professor Dr. José Fernando Thomé Jucá, pela confiança, orientação e por proporcionar as condições necessárias para o desenvolvimento desta pesquisa no campo e no laboratório.

A Professora Dra. Maria Odete Holanda Marinho, que sempre se mostrou disposta a nos ajudar nas orientações da pesquisa.

Ao professor Dr. Maurício Alves da Motta Sobrinho, pela grande ajuda durante o mestrado.

À professora Dra. Leonor Alves de Oliveira da Silva e todos os participantes do LAMAI pela grande ajuda nos ensaios microbiológicos.

Ao engenheiro Antônio Brito e ao laboratorista Gutemberg pelo auxílio e apoio durante a realização dos ensaios de laboratório.

Aos professores Gelmires de Araújo Neves e Tomás Jeferson Alves de Melo, do laboratório de caracterização da UFCG, pela grande ajuda nos ensaios químicos.

Aos colegas da Pós-Graduação por toda a ajuda e motivação durante toda essa etapa.

A todos do GRS, em especial ao grupo de camadas de cobertura, por todo o apoio e horas compartilhadas.

A Liliana e Rebeca, por toda ajuda na análise microbiológica.

A Humberto, Mônica, Netinho e Bia por me acolherem durante a realização da pesquisa.

A FACEPE, pelo apoio financeiro concedido através da bolsa de estudo, cuja contribuição foi imprescindível para realização dessa pesquisa.

A todos que direta ou indiretamente, contribuíram para realização deste trabalho.

RESUMO

Uma das dificuldades encontradas pelos municípios para a utilização de aterros sanitários é a busca por materiais adequados, principalmente para as camadas de cobertura funcionais em municípios situados em regiões áridas, em que o uso de camadas convencionais apresenta problemas, com ressecamento e fissuras, que permitem a entrada de água de precipitações e saída de gases de efeito estufa. Dessa forma, o objetivo desta pesquisa foi analisar em laboratório, através de ensaios de colunas com diferentes tipos de solos, o comportamento das camadas de cobertura com uso de composto orgânico. Foram realizados ensaios de Resistência ao cisalhamento (ASTM D3080); Ensaio de adensamento unidimensional (NBR 12007 - Mb 3336); permeabilidade à água e ao ar com uso de permeâmetro de parede flexível modelo Tri-flex 2 da Soil Test – ELE, entre outros. Para os ensaios de coluna foram utilizadas duas colunas de PVC preenchidas com cerca de 0,60 cm de solo cada uma. A primeira coluna foi preenchida com uma mistura de solo classificado como silte arenoso com composto orgânico na proporção de 1:1 (solo:composto) em volume, enquanto que a segunda coluna foi preenchida com uma mistura de solo classificado como areia siltosa e composto orgânico, também nas proporções de 1:1 (solo:composto) em volume. O gás utilizado para a análise do comportamento das colunas foi metano puro com um fluxo constante de 3,5g CH₄/m².h. Na compressibilidade dos materiais, observou-se grandes similaridades nos coeficientes obtidos, evidenciando que o acréscimo de composto não trouxe grande perda nas capacidades geotécnicas de carga do material. Com relação a resistência dos materiais foi observado uma redução na tensão de cisalhamento com a adição do composto orgânico, porém não de forma significativa. No ensaio de condutividade hidráulica observa-se que as misturas apresentam permeabilidades a água variando entre 10⁻⁸ e 10⁻⁹ m s⁻¹. Ambas colunas apresentaram eficiência de oxidação de 100%, reduzindo de forma significativa as emissões do gás e mostrando-se uma alternativa viável para implantação em municípios. Todavia a primeira coluna apresentou geração de maiores concentrações de dióxido de carbono.

Palavras-chave: Camadas de cobertura. Composto orgânico. Camada oxidativa. Gases de efeito estufa.

ABSTRACT

One of the difficulties encountered by municipalities in the use of sanitary landfills is the search for adequate materials, especially for functional cover layers in municipalities located in arid regions, where the use of conventional cover layers presents problems with dryness and cracking, which allow the entry of precipitation water and the exit of greenhouse gases. In this way, the aim of this research was to analyze in the laboratory, through columns tests with different types of soils, the behavior of the cover layers with use of organic compound. Tests were made to determine the Direct Shear Test (ASTM D3080); One-dimensional consolidation test (NBR 12007 - Mb 3336); Permeability to water and air with the use of flexible wall permeameter model Tri-flex 2 from the Soil Test - ELE, among others. For the column tests two PVC columns were used and filled with about 0.60 cm of soil each, were used. The first column was filled with a mixture of soil classified as sandy silt with 1:1 organic compound (soil:compound) in volume, while the second column was filled with a mixture of soil classified as silty sand and organic compost, also in proportions of 1:1 (soil: composite) in volume. The gas used for the analysis of the column behavior was pure methane with a constant flow of 3.5 g CH₄ / m².h. In the compressibility of the materials, it was observed great similarities in the obtained coefficients, evidencing that the addition of compound did not bring great loss in the geotechnical capacities of the material. Regarding the strength of the materials, a reduction in shear stress was observed with the addition of the organic compound, but not significantly. In the hydraulic conductivity test it is observed that the mixtures have water permeabilities varying between 10⁻⁸ and 10⁻⁹ m s⁻¹. Both columns presented 100% oxidation efficiency, significantly reducing gas emissions and showing a viable alternative for implantation in municipalities. However, the first column showed generation of higher concentrations of carbon dioxide.

Key words: Cover layers. Organic compost. Oxidative layer. Greenhouse gases.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1: Participação das regiões do país no total de RSU coletado.....	19
Figura 2: Esquema de aterro sanitário em diversas fases e seus sistemas.....	21
Figura 3: Componentes da camada cobertura final de um aterro sanitário.....	23
Figura 4: Camada de cobertura convencional.....	26
Figura 5: Camada de cobertura evapotranspirativa.	27
Figura 6: Camada monolítica.	28
Figura 7: Barreira Capilar.	28
Figura 8: Camada oxidativa.....	29
Figura 9: Aterro da Muribeca localizado em Jaboatão dos Guararapes - PE.....	41
Figura 10: Imagem do Centro Acadêmico do Agreste da UFPE.	42
Figura 11: Permeâmetro Tri-flex 2 da Soil Test – ELE.....	43
Figura 12: Corpo de prova em célula de acrílico conectada ao aparelho por tubulações.....	44
Figura 13: Retirada das amostras de dentro das colunas.....	48
Figura 14: Amostras de solo diluídas em série até a concentração de 10^{-6}	49
Figura 15: Amostras diluídas colocadas em placas de Petri contendo meio de cultura NMS.	49
Figura 16: Placas colocadas em dessecadores para incubação.....	50
Figura 17: Visão geral esquemática do procedimento para crescimento de bactérias oxidantes de metano.	51
Figura 18: Desenho esquemático das colunas de PVC.....	52
Figura 19: Camada de brita de 0,05m com tela galvanizada (a), geotêxtil (b) e solo compactado (c).....	53
Figura 20: Sensor dentro da coluna.	54
Figura 21: Colunas com injeção do gás metano.	54
Figura 22: Detector portátil do tipo X-am 7000.....	55
Figura 23: Tampas para encaixe do equipamento de medição.....	56
Figura 24: Curvas granulométricas dos materiais.	58
Figura 25: Curvas de compactação dos materiais	61
Figura 26: Difractogramas do composto orgânico, dos solos puros e suas misturas..	64
Figura 27: Microscopia óptica do composto orgânico (a), solo Muribeca (b), mistura 1:1 (solo Muribeca:composto) (c), mistura 2:1 (solo Muribeca:composto) (d), solo	

Caruaru (e), mistura 1:1 (solo Caruaru:composto) (f), mistura 2:1 (solo Caruaru:composto) (g).	66
Figura 28: Gráfico de adensamento do solo Muribeca e suas misturas (a) e do solo Caruaru e suas misturas (b).....	69
Figura 29: Gráficos de tensão cisalhante versus deslocamento horizontal do solo puro (Muribeca) (a), da mistura 2:1 (solo Muribeca:composto) (b), mistura 1:1 (solo Muribeca:composto) (c), solo puro (Caruaru) (d), da mistura 2:1 (solo Caruaru:composto) (e), mistura 1:1 (solo Caruaru:composto) (f) em suas umidades ótimas.	71
Figura 30: Gráficos de tensão cisalhante versus deslocamento horizontal do solo puro (Muribeca) (a), da mistura 2:1 (solo Muribeca:composto) (b), mistura 1:1 (solo Muribeca:composto) (c), solo puro (Caruaru) (d), da mistura 2:1 (solo Caruaru:composto) (e), mistura 1:1 (solo Caruaru:composto) (f) de forma saturada.	75
Figura 31: Gráficos da tensão cisalhante versus deformação específica Axial do solo puro (Muribeca) (a), da mistura 2:1 (solo Muribeca:composto) (b), mistura 1:1 (solo Muribeca:composto) (c), solo puro (Caruaru) (d), da mistura 2:1 (solo Caruaru:composto) (e), mistura 1:1 (solo Caruaru:composto).	80
Figura 32: Gráficos da sucção Matricial obtida para os solos da Muribeca e suas misturas (a) e do solo Caruaru e suas misturas (b).....	84
Figura 33: Permeabilidade ao ar das misturas 1:1 e 2:1 (solo Muribeca:composto).	87
Figura 34: Concentração de Dióxido de carbono nas colunas 1 (a) e 2 (b).	89
Figura 35: Concentração de Metano nas colunas 1 (a) e 2 (b).	90
Figura 36: Variação de temperatura nas colunas 1 (a) e 2 (b).	93
Figura 37: Eficiência de oxidação de CH ₄ das Colunas 1 (a) e 2 (b).....	94
Figura 38: Crescimento de microrganismos metanotróficos	95

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Projeto de cobertura padrão para aterros classe I e II.....	37
Tabela 2: Camadas do sistema de cobertura final.	38
Tabela 3: Sistema de cobertura final mínimo recomendado.	39
Tabela 4: Resultados da caracterização física dos materiais.....	60
Tabela 5: Resultados da compactação através do proctor normal dos materiais.	61
Tabela 6: Resultados da análise química por fluorescência de raios X.	63
Tabela 7: Resultados do ensaio de compressibilidade dos materiais	70
Tabela 8: Tensões cisalhantes das amostras na umidade ótima.	74
Tabela 9: Tensões cisalhantes das amostras saturadas.....	77
Tabela 10: Coesão e ângulo de atrito dos solos referentes a Muribeca e Caruaru e suas respectivas misturas nas proporções de 1:1 (solo:composto) e 2:1 (solo:composto).....	78
Tabela 11: Tensões cisalhantes dos solos e suas respectivas misturas.....	81
Tabela 12: Coesão e ângulo de atrito dos solos referentes a Muribeca e Caruaru e suas respectivas misturas nas proporções de 1:1 (solo:composto) e 2:1 (solo:composto).....	82
Tabela 13: Permeabilidade à água das misturas.	86
Tabela 14: Permeabilidade ao ar das misturas feitas com solo de Caruaru.	88
Tabela 15: Contagem das bactérias nas colunas.....	95

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	15
1.1	Objetivos	17
1.1.1	Objetivo Geral	17
1.1.2	Objetivos específicos.....	17
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	18
2.1	Geração de resíduos sólidos no Brasil	18
2.2	Aterros sanitários	20
2.3	Camadas de cobertura de aterros sanitários	21
2.3.1	Fatores que influenciam o comportamento de camadas de cobertura	24
2.3.2	Tipos de camadas de cobertura	25
2.3.3	Processo de oxidação em camadas de cobertura oxidativas	29
2.3.4	Determinação de taxas de oxidação de CH ₄ em camadas de cobertura oxidativas	32
2.3.5	Microbiologia presente nas camadas oxidativas	33
2.3.6	Utilização de composto orgânico em camadas de coberturas	34
2.4	Normas relacionadas a camadas de cobertura	36
2.4.1	Norma brasileira	36
2.4.2	Norma Alemã	37
2.4.3	Norma EUA	38
3	MATERIAL E MÉTODOS	41
3.1	Caracterização física dos solos e do composto orgânico	42
3.2	Ensaio de permeabilidade	43
3.2.1	Permeabilidade à água.....	43
3.2.2	Permeabilidade ao ar	45
3.3	Caracterização mineralógica	46
3.3.1	Composição química	46
3.3.2	Difração de raios – X (DRX).....	47

3.3.3	Microscopia óptica.....	47
3.4	Microbiologia	47
3.5	Ensaio de coluna.....	51
3.5.1	Montagem da Coluna	51
3.5.2	Fluxo de gás nas colunas.....	54
3.6	Estimativa de eficiência de oxidação de CH₄.....	56
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	58
4.1	Caracterização dos Materiais	58
4.2	Ensaio de compactação Proctor Normal.....	60
4.3	Caracterização química e mineralógica	62
4.3.1	Análise química por fluorescência de raios X.....	62
4.3.2	Difração de raios X.....	63
4.4	Microscopia óptica	66
4.5	Adensamento.....	68
4.6	Resistência ao cisalhamento direto.....	71
4.7	Triaxial CIU.....	79
4.8	Curvas de retenção de água no solo	83
4.9	Permeabilidade do solo	85
4.9.1	Condutividade hidráulica	85
4.9.2	Permeabilidade ao ar	87
4.10	Ensaio na coluna	89
4.10.1	Concentração de gases nas colunas	89
4.10.2	Eficiência de oxidação do CH ₄	94
4.11	Microbiologia	94
5	CONCLUSÕES E PERSPECTIVAS	97
5.2	Sugestões para trabalhos futuros	98
	REFERÊNCIAS	99

ANEXOS	113
ANEXO I	114
ANEXO II	115

1. INTRODUÇÃO

Cerca de 5% das emissões de gases causadores do efeito estufa são emitidos pelos aterros sanitários. No Brasil, as emissões ocasionadas por resíduos sólidos urbanos representam 12% do total, sendo que 84% são oriundas de aterros sanitários (ALMEIDA, 2017).

Os aterros sanitários são fontes significativas de metano; este é considerado um dos gases mais prejudiciais à atmosfera e conseqüentemente um dos maiores responsáveis pelo aumento do aquecimento global. O metano é o segundo maior contribuinte do aquecimento global, ficando atrás apenas do dióxido de carbono. Estima-se que o metano seja aproximadamente 21 vezes mais poluente que o dióxido de carbono (FERNANDES, 2009).

Preocupados não só com o destino dos resíduos, como também com as emissões decorrentes da degradação destes, foi instituída pelo governo federal a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), que tem como objetivo apresentar instrumentos importantes no combate dos principais problemas ambientais, sociais e econômicos decorrentes do manejo inadequado dos resíduos sólidos. No âmbito de destinação final dos resíduos, a PNRS determinou que os lixões deveriam ser banidos e substituídos por aterros sanitários até 02 de agosto de 2014. Todavia o projeto de lei 2289/2015 prorrogou este prazo para 31 de julho de 2018 para capitais e regiões metropolitanas e prazos maiores em função do número de habitantes para os demais municípios.

Na disposição adequada em aterros sanitários tem-se um conjunto de sistemas e medidas necessárias para proteção do meio ambiente. Um dos sistemas de proteção ao meio ambiente é a camada de cobertura final, que funciona como uma barreira de impermeabilização dos resíduos as condições do ambiente externo, impedindo a infiltração da água precipitada (diminuindo a taxa de formação de lixiviado) e a liberação de gases para a atmosfera (MARIANO, 2008).

Segundo Barlaz et. al. (2004) apud Teixeira *et al.* (2009), os sistemas de drenagem de biogás mais eficientes são capazes de captar 75% do biogás gerado

em um aterro sanitário. Entretanto, na maioria dos casos a eficiência está entre 40 e 60%, sendo o excedente liberado para a atmosfera após atravessar a camada de cobertura.

Sendo assim, torna-se necessário um estudo mais aprofundado com relação às camadas de cobertura, procurando incrementar a sua capacidade de impermeabilização e, principalmente, a de retenção de gases, minimizando assim, as emissões de poluentes para a atmosfera.

As camadas de cobertura final de aterros de resíduos sólidos urbanos (RSU) são construídas geralmente com solos argilosos de baixa condutividade hidráulica (normalmente 10^{-9} m/s ou menos). Embora o desempenho destas camadas em climas úmidos possa ser satisfatório, em regiões áridas, ou em climas subtropicais, o sistema pode não funcionar adequadamente, principalmente devido à formação das macro e micro fissuras na camada argilosa (USEPA, 2003).

A cobertura final pode mudar de acordo com as características locais climatológicas e geotécnicas do material utilizado na cobertura. Portanto o desempenho de determinada camada pode variar de uma região para outra (MARIANO, 2008).

1.1 Objetivos

1.1.1 Objetivo Geral

Os estudos propostos neste projeto irão se concentrar principalmente nas camadas oxidativas, tendo em vista o seu potencial de redução de emissões e consequente atendimento ao fechamento dos lixões previstos na atual PNRS. Sendo assim o objetivo geral deste trabalho é analisar em laboratório, através de ensaios de colunas de solos, o comportamento da camada de cobertura com uso de composto orgânico, buscando avaliar seu desempenho na redução de emissões de gases de efeito estufa.

1.1.2 Objetivos específicos

- Estudar as características geotécnicas, físico-químicas dos materiais que compõem a cobertura oxidativa;
- Estudar a influência da adição do composto orgânico nas propriedades dos solos que compõem a cobertura oxidativa;
- Verificar a funcionalidade da camada, a partir de ensaios que reproduzam condições de campo, levando em consideração o fluxo de gases (metano e dióxido de carbono);
- Determinar a existência de microrganismos responsáveis pelo processo de oxidação do metano nas camadas de cobertura.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

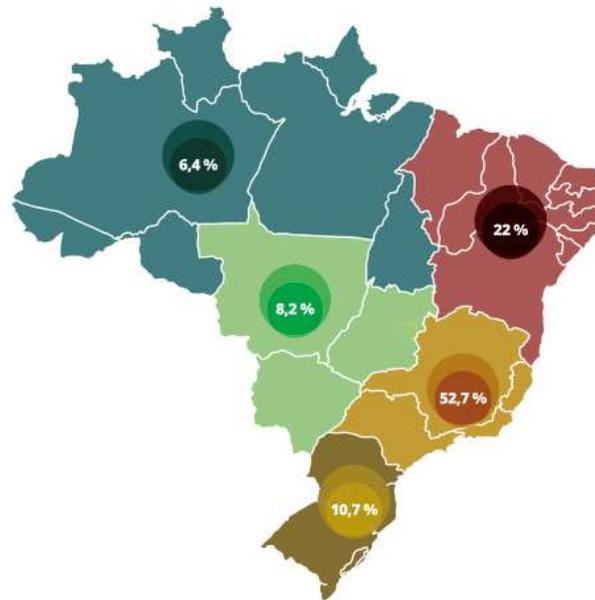
2.1 Geração de resíduos sólidos no Brasil

A crescente urbanização traz consigo a geração de produtos e de resíduos que exigem sistemas de coleta e tratamentos complexos. Este fato pode ser considerado, na atualidade, como sendo um dos principais problemas ambientais a serem enfrentados.

De acordo com Abrelpe (2016), os números referentes à geração de Resíduos Sólidos Urbanos revelam um total anual de 78,3 milhões de toneladas de RSU no Brasil. A comparação entre a quantidade de RSU gerada e o montante coletado em 2016, resulta em um índice de cobertura de coleta de 91% para o país; desta forma, cerca de 7 milhões de toneladas de resíduos sem coleta no país e, conseqüentemente, com destino desconhecido. A população brasileira apresentou um crescimento de 0,8% entre 2015 e 2016 e a geração per capita de RSU registrou uma queda de quase 3% no mesmo período. A geração total, por sua vez, atingiu o equivalente a 214.405 t/dia de RSU gerado no país, uma queda de 2% em relação ao ano anterior.

A Abrelpe (2016) apresentou (Figura 1) o mapa da participação das regiões do Brasil no total de RSU coletado. A região Sudeste responde por 52,7% do total e apresenta a maior participação na cobertura dos serviços de coleta do país com relação ao total. As regiões com menor percentual de cobertura foram o Norte e Centro-oeste com 6,4 e 8,2%, respectivamente. O mapa mostra como a cobertura é distribuída de forma desigual no território Brasileiro.

Figura 1: Participação das regiões do país no total de RSU coletado.



Fonte: Abrelpe, 2016.

A disposição final inadequada de RSU ainda ocorre em todas as regiões e estados brasileiros. De acordo com a Abrelpe (2016) existem cerca de 3.331 municípios que ainda fazem uso desses locais impróprios; este número corresponde a 59,8% dos municípios do Brasil.

De acordo com Mota et al (2009), o descarte dos resíduos de forma imprópria, sem o devido tratamento, pode afetar tanto o solo, como também a água e o ar. A poluição do solo e da água pode alterar suas características físico-químicas, ameaçando à saúde pública, por se tornarem ambientes propícios ao desenvolvimento de transmissores de doenças. Enquanto que a poluição do ar, torna-se um risco para saúde humana por provocar a formação de gases naturais na massa de lixo, através da decomposição dos resíduos, originando riscos de migração de gás, explosões e doenças respiratórias.

Foi baseado na degradação ambiental e nas condições atuais de disposição inadequada de resíduos sólidos no país que foi criada a lei 12.305, de 2 de agosto de 2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS). A PNRS tem como objetivo apresentar instrumentos importantes no combate dos principais

problemas ambientais, sociais e econômicos decorrentes do manejo inadequado dos resíduos sólidos.

A PNRS assegura a prevenção e a redução da geração de resíduos através de práticas sustentáveis e apresentando um conjunto de instrumentos que possibilitam o aumento da reciclagem e reutilização dos resíduos sólidos e a destinação ambientalmente adequada dos rejeitos (aquilo que não pode ser reciclado ou reutilizado). Assim, a PNRS determinou que os lixões devessem ser banidos e substituídos por aterros sanitários até 2014, em todo Brasil. Todavia o projeto de lei 2289/15 prorrogou o prazo para 2018, devido a impossibilidade dos municípios conseguirem substituir os lixões por aterros sanitários no tempo estabelecido.

Os aterros sanitários podem ser considerados como a melhor alternativa para a disposição final de resíduos sólidos. Porém, se não executado de maneira adequada, o aterro pode levar à contaminação do solo, principalmente das águas subterrâneas e do ar.

2.2 Aterros sanitários

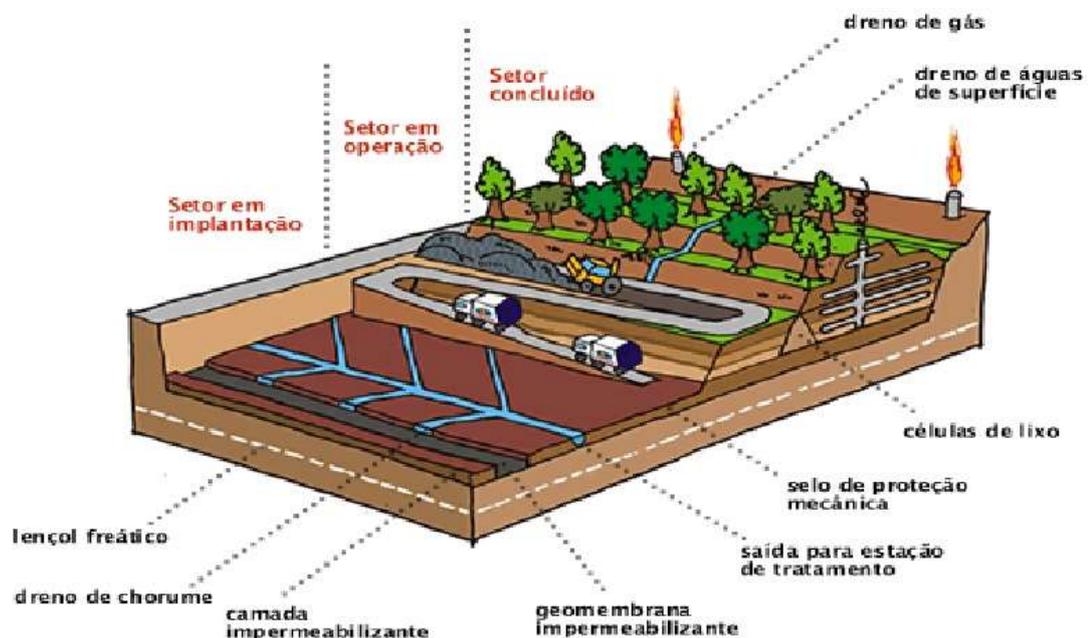
A norma brasileira NBR 8419/92 (ABNT, 1992) define o aterro sanitário como: “Uma técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo, sem causar danos à saúde pública e à sua segurança, minimizando os impactos ambientais, método este que utiliza princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos à menor área possível e reduzi-los ao menor volume permissível, cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho, ou a intervalos menores, se necessário.”

O local do aterro sanitário é para a disposição de RSU através de seu enterro e é a forma mais antiga de tratamento do RSU e permanece assim em muitos locais ao redor do mundo (NABAVI-PELESARAEI *et al.*, 2017). O aterro sanitário tem como base a degradação anaeróbia de resíduos, que consiste em um conjunto de processos biológicos nos quais a matéria orgânica é convertida em biogás e realizado por microrganismos na ausência de oxigênio (APPELS *et al.*, 2011). Ele é composto principalmente por revestimento de fundo, camada de cobertura e sistemas de coleta e tratamento de gases e lixiviados.

Os aterros são projetados para armazenar os resíduos sólidos de forma segura, impedindo que líquidos infiltrem no interior do aterro, prevenindo uma maior produção de lixiviados e para que haja o aproveitamento adequado do biogás gerado ao longo do tempo, possibilitando assim uma maior eficiência na produção e captação do metano na massa de resíduos. (COSTA, 2015)

A Figura 2 apresenta um esquema de aterro sanitário em diversas fases e seus sistemas.

Figura 2: Esquema de aterro sanitário em diversas fases e seus sistemas.



Fonte: <http://www.rc.unesp.br/igce/aplicada/ead/residuos/res13.html>

Para o funcionamento eficiente do aterro sanitário é necessário que todos os seus componentes operem de maneira adequada. Sendo responsável pela prevenção da infiltração de águas pluviais para o interior do aterro e por impossibilitar a emissão dos gases para atmosfera, a camada de cobertura constitui num dos principais componentes responsáveis pelo desempenho do aterro sanitário.

2.3 Camadas de cobertura de aterros sanitários

Coberturas colocadas sobre aterros são tipicamente sistemas com multicomponentes construídos diretamente acima do resíduo após uma unidade específica ter sido preenchida até sua capacidade máxima (UJACZKI *et al.*, 2016).

Dentre as funções desta camada, pode-se destacar o controle da umidade e da percolação, gerenciamento do escoamento de águas superficiais, minimização da erosão, prevenção contra a exposição direta ao resíduo, controle da emissão de gases e odores, prevenção da ocorrência de vetores de doenças e, enfim, atender fins estéticos. Os sistemas de cobertura final são projetados para permanecer no local e manter as suas funções durante períodos de muitas décadas a centenas de anos. (USEPA, 2011).

De acordo com Boscov (2012) a cobertura de aterros de resíduos, executada sobre a última camada de resíduos disposta, tem como funções principais: isolar os resíduos do meio ambiente ao redor, controlar a entrada ou saída de gases, como a saída de gases gerados pela decomposição de RSU ou entrada de oxigênio em resíduos sulfetados de mineração; e limitar a infiltração de água na massa de resíduos para diminuir a quantidade de percolado gerada.

A cobertura final de um aterro sanitário é normalmente composta por várias camadas, com funções distintas, a exemplo da camada superficial; camada de proteção, camada drenante, camada impermeabilizante ou barreira hidráulica, camada de controle de gás, camadas filtrantes/filtros e camada de fundação. Essas camadas podem ou não estar presentes na composição final da camada de cobertura dependendo da função do aterro (BOSCOV, 2012; USEPA, 2004). As camadas podem ser observadas através da Figura 3.

Figura 3: Componentes da camada cobertura final de um aterro sanitário.



Fonte: Modificado de USEPA, 2004.

Costa (2015) cita as características de algumas das camadas que compõem o sistema de cobertura de um aterro sanitário:

- a) Camada superficial: tem a função de minimizar os efeitos da erosão causada pela água e pelo vento, proporcionando condições para o crescimento da vegetação, quando for o caso. Também pode servir para facilitar a evapotranspiração (ET) e atender a critérios estéticos de projeto.
- b) Camada de proteção ou biótica: está localizada imediatamente abaixo da camada superficial e tem como funções proteger as camadas subjacentes dos processos erosivos e da exposição a ciclos de umedecimento e secagem ou ciclos de gelo e degelo. Pode ainda armazenar temporariamente a água que se infiltra pela da camada superficial, até que ela retorne à atmosfera pelo processo de ET, e ainda restringir as emissões de gases.
- c) Camada drenante: responsável por remover a água que penetra para o interior da camada de cobertura, minimizando a percolação e conduzindo-a para fora do aterro.

- d) Camada impermeabilizante: responsável pela impermeabilização superior do aterro e tem como função principal minimizar a percolação da água no sistema de cobertura, impedindo a infiltração e promovendo o armazenamento ou drenagem lateral da água proveniente das camadas superiores. Devem ainda restringir a migração de gás ou de constituintes voláteis da massa de resíduos para a atmosfera.
- e) Camada de controle de gases: direciona os gases gerados pela massa de resíduos para os drenos de gás.
- f) Camada de fundação ou de regularização da base: componente mais inferior do sistema de cobertura e serve para proporcionar um subleito firme para compactação de camadas sobrepostas aos resíduos, devendo ainda reduzir os efeitos de possíveis recalques diferenciais.

De acordo com a USEPA (2011) a concepção e construção de sistemas de cobertura final baseiam-se na utilização de uma camada de barreira de baixa condutividade. Os requisitos mínimos de projeto para sistemas de cobertura final em aterros municipais de resíduos sólidos dependem do sistema de revestimento inferior ou do subsolo natural, se não houver sistema de revestimento. O sistema de cobertura final deve ter uma permeabilidade inferior ou igual à do sistema de revestimento de fundo (ou solos naturais) ou uma permeabilidade não superior a 1×10^{-5} cm / s. Esta exigência de projeto foi estabelecida para minimizar o "efeito banheira", que ocorre quando o aterro se enche de líquido porque o sistema de cobertura é mais permeável que o sistema de revestimento inferior. Este efeito banheira aumenta extremamente o potencial para a geração do lixiviado.

2.3.1 Fatores que influenciam o comportamento de camadas de cobertura

Tanto a seleção do tipo de cobertura quanto o seu projeto dependem de características específicas do local. As características do local que têm influência dominante nas camadas de cobertura incluem clima, solos e plantas, características do aterro sanitário, hidrogeologia, produção de gás, ambiente sísmico e reutilização de áreas de aterros sanitários. (HAUSER, 2009)

A USEPA (2009) cita como problemas típicos de cobertura de aterro sanitário:

- Cobertura inadequada

- Profundidade inadequada
- Materiais inadequados para controle de odores
- Pobre cobertura de áreas flanqueadas
- Má caracterização e consistência dos materiais de cobertura
- Cobertura inadequada usada por períodos prolongados
- Danos causados pelos movimentos de veículos
- Erosão

2.3.2 Tipos de camadas de cobertura

A concepção dos sistemas de cobertura é específica do local e depende da função pretendida para a cobertura final. Projetos da camada de cobertura podem variar de uma única camada de solo para um complexo sistema multi-camada que inclui materiais sintéticos. (USEPA, 2011)

a. Camadas convencionais

A maioria das camadas de cobertura para aterros sanitários são barreiras convencionais. A finalidade da barreira é se opor as forças da natureza e impedir que a água se mova para baixo em resposta à força da gravidade. Um equívoco comum é que as camadas de barreira são "impermeáveis". A cobertura do aterro sanitário convencional deve proporcionar proteção por décadas ou séculos; contudo, eles foram testados para uma fração de sua pretendida vida (HAUSER, 2009).

De acordo com Mariano (2008) as camadas de cobertura convencionais são confeccionadas com camadas de solo natural argiloso ou camadas intercaladas de solo natural argiloso e geossintéticos com vistas à impermeabilização do topo das células de aterro sanitário, como exemplificado na Figura 4.

Figura 4: Camada de cobertura convencional.



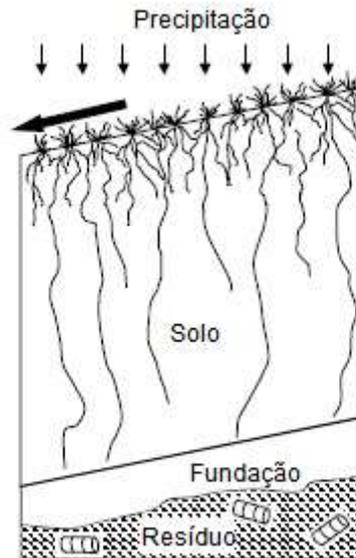
Fonte: MARIANO, 2008

Esse sistema é susceptível a falhas causadas por ciclos de secagem e umedecimento, promovendo o surgimento de fissuras e conseqüentemente, aumentando a permeabilidade à água e aos gases. Sendo assim, a diminuição do desempenho das camadas de coberturas deve ser levada em consideração para o correto dimensionamento dos custos de longo e de médio prazo da construção e da manutenção desses sistemas. (COSTA, 2015).

b. Camadas evapotranspirativas

De acordo com Hauser (2009) as camadas evapotranspirativas trabalham em conjunto com as forças da natureza ao invés de tentar controlá-las. Este tipo utiliza uma camada de solo coberta por gramíneas nativas e não contém camadas de barreira (Figura 5). Na camada de cobertura evapotranspirativa o solo fornece um reservatório de água natural e a evaporação natural do solo juntamente com a transpiração da planta esvazia o reservatório de água do solo.

Figura 5: Camada de cobertura evapotranspirativa.



Fonte: Hauser, 2009.

Os sistemas de cobertura evapotranspirativos utilizam componentes do balanço hídrico para minimizar a percolação. Estes sistemas de cobertura dependem de propriedades do solo (por exemplo, textura do solo e capacidade associada de armazenamento de água no solo) para armazenar água até que seja transpirada através da vegetação ou evaporada da superfície do solo (USEPA, 2011).

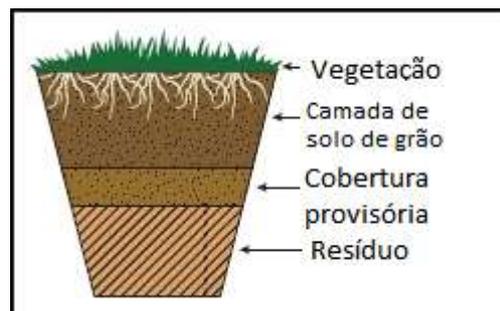
Estes sistemas de cobertura são geralmente executados com solos de baixa condutividade hidráulica para minimizar a percolação. Os projetos dos sistemas ET são baseados no balanço hídrico do local, o qual inclui capacidade de armazenamento de água no solo, capacidade de campo, precipitação, escoamento superficial, evapotranspiração e infiltração (MARIANO, 2008).

Segundo Rose (2009) as camadas evapotranspirativas são mais usadas em áreas de clima árido ou semi-árido, devido as condições climáticas do local, tais como distribuição e forma de precipitação, que podem reduzir a eficiência da cobertura.

Segundo USEPA (2011), Mariano (2008) e Costa (2015) as camadas evapotranspirativas podem ser construídas de duas maneiras:

- Camadas Monolíticas: usam uma única camada de solo de grão fino para reter água e apoiar a comunidade vegetal (ALBRIGHT *et al.* 2005 e HAUSER, 2009), como ilustrado na Figura 6.

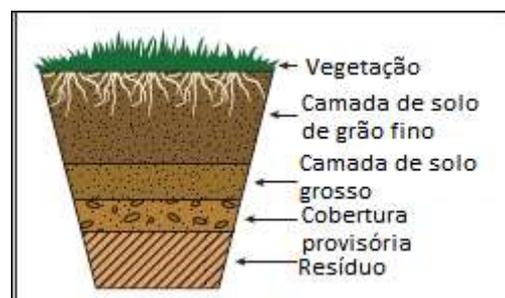
Figura 6: Camada monolítica.



Fonte: USEPA, 2011.

- Barreiras Capilares: uma camada monolítica pode ser modificada adicionando uma barreira capilar. Isto implica colocar um material granuloso mais grosso, normalmente areia ou pedregulho, abaixo da camada de solo fino, conforme Figura 7. A descontinuidade no tamanho dos poros entre a camada de solo grosso e a camada de solo fino forma uma barreira capilar na interface das duas camadas. Forças capilares seguram a água na camada de solo fino até que o solo próximo da interface atinja a saturação. Caso ocorra a saturação da camada de solo fino, a água irá mover-se para a camada de solo grosso e para o resíduo abaixo. (ALBRIGHT *et al.*, 2010; HAUSER, 2009; ITRC, 2003).

Figura 7: Barreira Capilar.



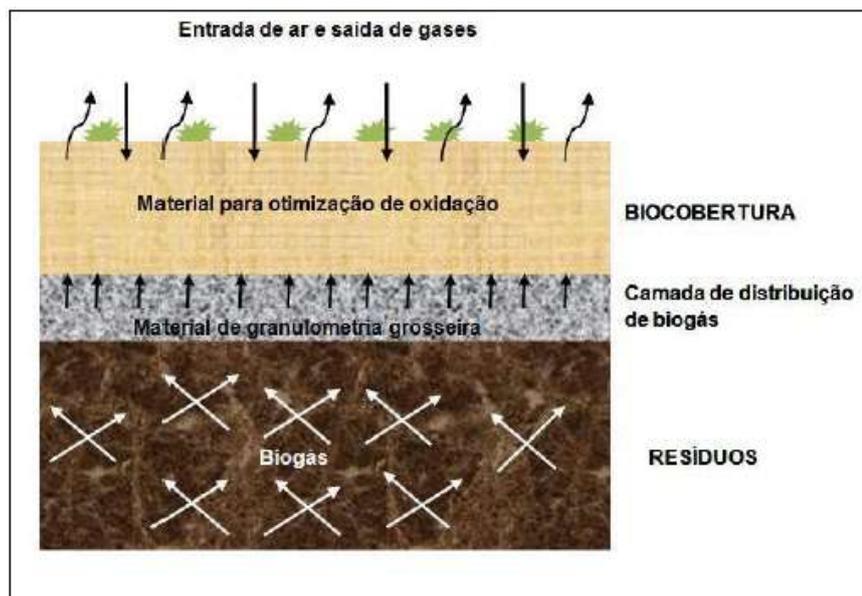
Fonte: USEPA, 2011.

c. Camadas oxidativas

Coberturas oxidativas são um tipo de camada de cobertura do aterro que aumenta a concentração de bactérias metanotróficas presentes no meio que consomem (ou seja, oxidam) CH_4 durante a sua fuga de aterros sanitários (HUBER-HUMER *et al.*, 2009).

As camadas de cobertura oxidativas (Figura 8) têm como características a utilização de materiais, geralmente produtos compostados que criam condições ótimas no desenvolvimento de micro-organismos que consomem CH_4 (HUMER *et al.*, 2009).

Figura 8: Camada oxidativa.



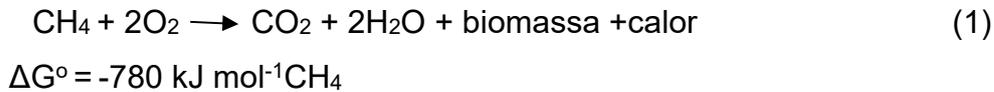
Fonte: Lopes, 2009.

Segundo Jugnia *et al.* (2008), este tipo de cobertura, conhecida como barreira de oxidação passiva do metano (PMOB), pode ser uma alternativa para a redução de emissões de metano em aterros que não apresentam um sistema de coleta de gás ou a valorização energética não seja economicamente viável.

2.3.3 Processo de oxidação em camadas de cobertura oxidativas

De acordo com Lopes (2011) o processo de oxidação de CH_4 ocorre em ambientes onde estão presentes ao mesmo tempo CH_4 e O_2 , e consiste na conversão de CH_4 para água, CO_2 e biomassa, através da atividade microbiana

seguindo a fórmula estequiométrica mostrada na Equação 1, onde ΔG° representa o gradiente de calor.



A oxidação biológica de CH_4 é baseada na existência de micro-organismos metanotróficos, ocorre naturalmente em solos de aterros sanitários, no suprimento de oxigênio, na disponibilidade de nutrientes, umidade adequada e meio ambiente propício para a formação de colônias (HUBER-HUMER e LECHNER, 1999).

A enzima que cataliza a oxidação do metano é a metano mono-oxigenase (MMO), da qual presente na membrana celular das bactérias metanotróficas. (DEDYSH *et al.*, 2000). Devido à presença dessa enzima, as metanotróficas têm atraído o interesse de cientistas envolvidos no desenvolvimento de processos biológicos para a degradação de compostos tóxicos como os hidrocarbonetos clorados de baixo peso molecular (HANSON e HANSON, 1996).

A definição dos fatores que influenciam a oxidação do metano na cobertura final dos aterros de RSU é importante para se compreender o processo. Dessa forma, os principais fatores ambientais que regem o processo de oxidação do CH_4 em solos de cobertura de aterros, como textura do solo, conteúdo orgânico, teor de umidade, temperatura, pH e nutrientes são brevemente discutidos nesta seção.

a. Textura do solo

De acordo com Abushammala *et al.* (2014), a textura do solo afeta o transporte de gases e a penetração de O_2 . Consequentemente, controla as taxas de emissão de CH_4 e de oxidação. A capacidade de oxidação CH_4 em solos de várias texturas foi investigada por Kightley *et al.* (1995), e verificou-se que uma maior eficiência de oxidação ocorre em areia (61%) quando comparado a uma areia fina ou argila (40-41%).

b. Matéria orgânica do solo

Christophersen et al. (2000) descobriram que solos que contêm mais matéria orgânica mitigam de forma mais eficaz as emissões de CH₄ através da oxidação. Os materiais com altas concentrações de matéria orgânica, altos níveis de nutrientes e alta porosidade têm demonstrado possuir altas capacidades de oxidação de CH₄, que em alguns casos tendem a oxidar o CH₄ atmosférico (ABUSHAMMALA *et al.*, 2014).

c. Umidade do solo

A oxidação do CH₄ é fortemente regulada pela umidade do material. Para valores muito baixos de umidade há uma inibição nas atividades das bactérias metanotróficas, reduzindo-se assim as taxas de oxidação. Para valores muito altos, próximo à saturação do solo, a taxa de oxidação diminui, pois, a água preenche os espaços vazios do solo inibindo assim a difusão do O₂ e reduzindo a assimilação de CH₄ (LOPES, 2011).

d. Temperatura

A influência da temperatura na oxidação do metano é dependente da concentração de metano: em baixas concentrações (< 10 µl/l), a influência da temperatura é pequena, pois o fator limitante, neste caso, é a concentração de metano e não a atividade enzimática (MALDANER, 2011). Estudos mostraram que temperaturas ótimas para oxidação do metano têm variado na faixa de 20 a 38 °C, em ensaios de bancada (batch test) com altas concentrações de metano (GEBERT, et al. 2003, SCHEUTZ e KJELDSSEN, 2004).

e. pH

O pH do solo pode contribuir para o comportamento da cobertura oxidativa. Existe indicações de que o pH de 6,5 a 8,5, favoreça a cultura de bactérias metanotróficas, porém, isto não exclui que estas bactérias não possam se adaptar a outros valores de pH do solo (MALDANER, 2011).

f. Nutrientes

A adição de nutrientes a um sistema de cobertura do solo resulta na ativação de bactérias metanotróficas, aumentando assim a taxa de oxidação do CH₄ e a eficiência de oxidação (ABUSHAMMALA *et al.*, 2014). Albanna et al. (2007)

relataram que a adição de nutrientes ao solo com um teor médio de umidade de 32% aumenta a eficiência de oxidação. No entanto, a adição de nutrientes a um solo com um baixo teor de umidade (15%) encontrou um efeito negativo na eficiência da oxidação.

2.3.4 Determinação de taxas de oxidação de CH₄ em camadas de cobertura oxidativas

Gebert *et al.* (2011) propõem um método para determinação da eficiência de oxidação de CH₄ em coberturas de aterros a partir das concentrações de CO₂ e CH₄ conhecidas em um perfil do solo. No método proposto deve-se levar em consideração:

- A reação de oxidação de 1 mol de CH₄, convertido em 1 mol de CO₂;
- Que em uma cobertura de aterro a população de metanotróficas é estável.
- Que o CO₂ é produzido apenas pela oxidação do CH₄;
- Que o CO₂ na fase gasosa está em equilíbrio com o CO₂ na fase líquida;
- Que a precipitação de CO₂ é desprezível
- Que o sistema está em estado estável.

Portanto, o volume de CH₄ oxidado é igual ao volume de CO₂ produzido e a quantidade de CH₄ oxidado em uma determinada profundidade pode ser derivada da Equação 2, descrito por Gebert *et al.* (2011).

$$\frac{CO_{2biogás} + x}{CH_{4biogás} - x} = \frac{CO_{2i}}{CH_{4i}} \quad (2)$$

na qual:

x = quantidade de CH₄ oxidada (% vol)

CH₄biogás = concentração de CH₄ no biogás (%vol)

CO₂biogás = concentração de CO₂ no biogás (% vol)

CH₄_i = concentração de CH₄ na profundidade i (%vol)

CO₂_i = concentração de CO₂ na profundidade i (%vol)

A partir da quantidade de CH₄ oxidado na profundidade *i* é possível se encontrar a eficiência de oxidação acumulada em uma determinada profundidade como sendo:

$$E_{fox} = \frac{x}{CH_{4biogás}} \quad (3)$$

na qual:

x = quantidade de CH₄ oxidada (% vol)

CH_{4biogás} = concentração de CH₄ no biogás (%vol)

E_{fox} = eficiência de oxidação (%)

2.3.5 Microbiologia presente nas camadas oxidativas

De acordo com Chanton *et al.* (2010) a maior parte da oxidação biológica do metano é realizada por um grupo de bactérias chamadas metanotróficas e são encontradas próximas à superfície do aterro sanitário. Essas bactérias consomem metano gerado a partir de resíduos sólidos, reagindo com oxigênio. Eles possuem uma enzima específica que catalisa a reação do metano com oxigênio para produzir metanol que posteriormente é degradado em CO₂. As metanotróficas capturam a energia liberada durante o processo de oxidação para alimentar sua respiração.

A oxidação de CH₄ através de bactérias metanotróficas presentes no solo da cobertura do aterro fornece uma alternativa para o controle das emissões de CH₄. Diversos estudos mostraram que o processo de oxidação de CH₄ na cobertura de aterro é um método eficiente de mitigação de emissão de CH₄ (ABUSHAMMALA *et al.*, 2014).

De acordo com Teixeira (2007) a oxidação biológica do metano é um processo mediado pela ação microbiana em ambientes onde o metano e o oxigênio são encontrados juntos. Assim, as coberturas de aterros sanitários são um excelente meio para que esse processo ocorra. As bactérias metanotróficas são responsáveis pela oxidação dentro do aterro sanitário se adaptando às condições da camada de cobertura.

As bactérias metanotróficas são um grupo de aeróbios obrigatórios que possuem a habilidade de oxidar o gás metano em condições naturais para produzir água e dióxido de carbono (ABUSHAMMALA *et al.*, 2014), como mostra a reação na Equação 4.



De acordo com Teixeira (2009) o processo de oxidação biológica do metano depende de diferentes fatores físico-químicos, que envolvem tanto características geotécnicas quanto microbiológicas da cobertura, devendo sempre considerar a importância do teor de umidade do solo de cobertura e sobre a concentração de nutrientes e inibidores na camada de cobertura. Uma vez que vários fatores afetam o grau de oxidação do metano em solos de cobertura de aterro, incluindo concentrações de CH₄ e O₂, temperatura, teor de umidade, composição do solo, pH e conteúdo de nutrientes, os valores de oxidação do metano variam muito através das coberturas do solo (BROUN; SATTLER, 2016).

2.3.6 Utilização de composto orgânico em camadas de coberturas

Recentemente foram propostas e investigadas coberturas alternativas de aterro destinadas a melhorar a oxidação microbiana do metano (CH₄) e reduzir os impactos negativos das emissões de gases do aterro no clima global. (REDDY; YARGICOGLU, 2017)

A maioria dessas coberturas alternativas de aterro envolve a alteração de solos de cobertura com materiais ricos em matéria orgânica (por exemplo, composto), em grandes áreas (por exemplo, biocoberturas) ou em zonas alvo de altas emissões de gases (por exemplo, biofiltros), exigindo mudanças significantes nas atuais práticas de construção e monitoramento. (REDDY; YARGICOGLU, 2017)

Além disso, investigações anteriores (HUMER; LECHNER, 1999; HUBER-HUMER, 2004; WILSHUSEN *et al.*, 2004) relataram que os materiais de composto estabilizado são um meio adequado em camadas oxidativas para oxidação de CH₄. (MOGHBEL; FALL, 2016)

a. Composto orgânico e compostagem

Na compostagem do lixo, tratamento aeróbico, a matéria orgânica é transformada em adubo ou composto orgânico. Ela abrange um conjunto de técnicas para controlar a decomposição de materiais, com a finalidade de obter um material rico em minerais, com atributos físicos, químicos e biológicos superiores àqueles encontrados na matéria prima (ANDRADE, 2012).

A compostagem ocorre naturalmente no ambiente, sendo referida como a degradação de matéria orgânica. O termo compostagem diz respeito a esta decomposição aeróbia, porém está associada com a manipulação do material pelo homem, que através da observação do que acontecia na natureza desenvolveu técnicas para acelerar a decomposição e produzir compostos orgânicos que atendessem rapidamente as suas necessidades. O termo composto orgânico pode ser aplicado ao produto compostado, estabilizado e higienizado, que é benéfico para a produção vegetal (ZUCCONI; BERTOLDI, 1987).

Segundo Nunes (2003), os fatores que afetam o processo de compostagem, são:

- Umidade: o excesso de umidade é responsável pela falta de oxigenação (anaerobiose) que interfere diretamente na ação dos micro-organismos e na manutenção da temperatura.
- Oxigenação: por ser um processo aeróbico a presença de oxigênio é imprescindível para a ação dos micro-organismos, além de auxiliar na estabilidade da temperatura. A oxigenação pode ser feita por reviramento mecânico ou manual.
- Temperatura: A atividade dos micro-organismos é influenciada pela temperatura do ambiente, a qual indica a eficiência do processo.
- Concentração de nutrientes: o crescimento dos micro-organismos está diretamente relacionado à disponibilidade de nutrientes.
- Tamanho das partículas: partículas menores aumentam a rapidez do processo, por aumentar a superfície de contato, além possibilitar uma maior capacidade de aeração e menor compactação.

De acordo com o Ministério do meio ambiente (2010) existem três tipos básicos de compostagem. O primeiro, denominado de natural, em que os resíduos são dispostos sobre o solo em leiras, onde se faz um procedimento periódico de seu reviramento e umidificação, até que o processo seja terminado. O segundo método consiste em se fazer uma aeração forçada nas leiras, sem reviramento do material, colocando a massa a ser compostada sobre um sistema de tubulação perfurada pela qual se fará a aeração da pilha de resíduos. E o terceiro tipo consiste na colocação da massa de resíduos a ser compostada em um reator biológico, fechado, que permite controlar os parâmetros sem interferência do ambiente externo.

De acordo com Pereira Neto (2007) o uso de composto orgânico em camadas de cobertura pode melhorar seu desempenho; isso ocorre devido a capacidade da matéria orgânica presente no composto se ligar aos componentes do solo formando pequenos grânulos capazes de ajudar no processo de drenagem da água incidente na camada. A mistura do solo com composto aumenta a capacidade de retenção de água do solo.

O aumento da matéria orgânica no solo fornece alimento para as bactérias metanotróficas, que por sua vez aumentarão a capacidade oxidativa da camada (ALMEIDA, 2017). Segundo Wilshusen *et al* (2004) um solo com material compostado facilita a oxidação do CH₄ e facilita a transformação do metano em um composto maduro e bem estruturado.

2.4 Normas relacionadas a camadas de cobertura

2.4.1 Norma brasileira

No Brasil, não existe uma regulamentação ou norma para o projeto de sistema de cobertura de aterro, havendo apenas recomendações do que deve ser feito.

De acordo com IBAM (2001), para aterros industriais de classe II (aterro sanitário para lixo domiciliar), a camada de impermeabilização superior não é obrigatória, mas, caso exista, deve ser constituída de manta plástica (com espessura de 0,8 a 1,2 mm) ou argila de boa qualidade ($K = 10^{-6}$ cm/s e espessura maior que 50 cm), no caso de aterros industriais classe I, deve haver a camada de

impermeabilização superior, porém não há regulamentação para espessura, permeabilidade intrínseca ou condutividade hidráulica.

De acordo com Huse (2007) é recomendado o uso de vegetação sobre a camada de cobertura final, pois esta aumenta a evapotranspiração, diminuindo a quantidade de chuva que se infiltra, reduzindo assim a quantidade de percolato/lixiviado gerado no aterro. O sistema de cobertura deve ser projetado de forma a atender a utilização futura do aterro, isto é, seu uso após o encerramento do aterro.

2.4.2 Norma Alemã

Segundo a Norma Alemã TA Siedlungsabfall (1993), o tipo de cobertura depende da classificação do aterro.

Para aterros classe I (resíduos minerais de baixa capacidade de contaminação) a camada de cobertura é composta por argila compactada com umidade superior à umidade ótima do ensaio de compactação, com $K \leq 5 \times 10^{-10}$ m/s e gradiente hidráulico $i = 30$ m/m.

Para os aterros classe II (resíduos minerais de baixa capacidade de contaminação e resíduos sólidos municipais tratados) e aterros classe III (resíduos perigosos) o sistema de cobertura é formado por geomembrana, de espessura mínima de 2,5 mm, em contato direto com a camada de argila compactada com umidade superior a umidade ótima do ensaio de compactação para obtenção de baixa condutividade hidráulica ($K \leq 5 \times 10^{-10}$ m/s com gradiente hidráulico $i = 30$ m/m).

A Tabela 1 apresenta as características das camadas de cobertura de acordo com a classe do aterro.

Tabela 1: Projeto de cobertura padrão para aterros classe I e II.

Componente	Aterro classe I	Aterro classe II
Vegetação	Necessário	Necessário
Solo de cobertura	>1 m	>1 m
Camada de drenagem	$d \geq 0,3$ m; $K \geq 1 \times 10^{-3}$ m/s	$d \geq 0,3$ m; $K \geq 1 \times 10^{-3}$ m/s

Camada de proteção	Não é necessário	Necessário
Geomembrana	Não é necessário	$d \geq 2,5$ mm
Camada de argila compactada	$d \geq 0,5$ m, $K \geq 5 \times 10^{-10}$ m/s	$d \geq 0,5$ m, $K \geq 5 \times 10^{-10}$ m/s
Camada permeável a gás	Não é necessário	Necessário

Fonte: Simon e Muller (2004)

2.4.3 Norma EUA

Ao construir a camada de cobertura a norma Americana USEPA (2003) leva em consideração diversos fatores ambientais e de engenharia que poderiam afetar o desempenho da camada, como clima da região, a liquidação e subsidência, a erosão, as propriedades de fricção interfacial e interna para os componentes da cobertura, além da vegetação e animais presentes no local.

A Tabela 2 apresenta os tipos de camadas e materiais típicos que podem existir em uma camada de cobertura final. As espessuras mínimas apropriadas de cada um dos cinco tipos de camadas dependem de muitos fatores, incluindo drenagem do site, potencial de erosão, declives, tipos de cobertura vegetativa, tipo de solo e clima.

Tabela 2: Camadas do sistema de cobertura final.

Camada	Tipo de camada	Materiais típicos
1	Camada de Superfície (Erosão, camada vegetativa)	Solo, camada geossintética de controle de erosão, blocos rochosos
2	Camada de proteção	Solo, material residual recuperado ou reciclado; blocos rochosos
3	Camada de drenagem	Areia e/ou cascalho, georrede ou geocompósitos, pneu picado ou triturado

4	Camada impermeável	Argila compactada, geomembrana, camada geossintética
5	Fundação / Camada coletora de gás	Areia e/ou cascalho, solo, georrede ou geotêxtil, material residual recuperado ou reciclado

Fonte: USEPA (2003)

A Tabela 3 resume os sistemas de cobertura final mínimos recomendados com base no sistema de revestimento inferior da unidade.

Tabela 3: Sistema de cobertura final mínimo recomendado.

Tipo de cobertura	Sistema de camadas recomendado	Espessura (cm)	Condutividade hidráulica (cm/s)
Camada dupla	Camada de superfície	30	Sem restrição
	Camada drenante	30	1×10^{-2} a 1×10^{-3}
	Geomembrana	0,07 (PVC)	-
		0,015 (HDPE)	-
	Argila	45	$< 1 \times 10^{-5}$
Camada composta	Camada de superfície	30	Não é aplicável
	Camada drenante	30	1×10^{-2} a 1×10^{-3}
	Geomembrana	0,07 (PVC)	-
		0,015 (HDPE)	-
	Argila	45	$< 1 \times 10^{-5}$
Camada simples de argila	Camada de superfície	30	Não é aplicável
	Camada drenante	30	1×10^{-2} a 1×10^{-3}
	Argila	45	$< 1 \times 10^{-7}$
Camada simples de argila em semiárido	Blocos rochosos	5-10	Não é aplicável
	Camada drenante	30	1×10^{-2} a 1×10^{-3}
	Argila	45	$< 1 \times 10^{-7}$
Camada simples sintética	Camada de superfície	30	Não é aplicável

	Camada drenante	30	1×10^{-2} a 1×10^{-3}
	Geomembrana	0,07 (PVC)	-
		0,015 (HDPE)	-
	Argila	45	$< 1 \times 10^{-5}$
Cobertura natural	Solo	60	Não mais permeável que o solo que serve de base

Fonte: USEPA (2003)

3. MATERIAL E MÉTODOS

São descritos, neste capítulo, a coleta das amostras de solo e do composto e os ensaios de laboratório realizados. Os ensaios preliminares de laboratório realizados envolveram a caracterização e determinação das propriedades dos solos, seguindo as Normas Técnicas da ABNT e ASTM. O uso dos materiais no estudo teve a intenção de comparar os resultados obtidos em laboratório com comportamentos descritos pela literatura.

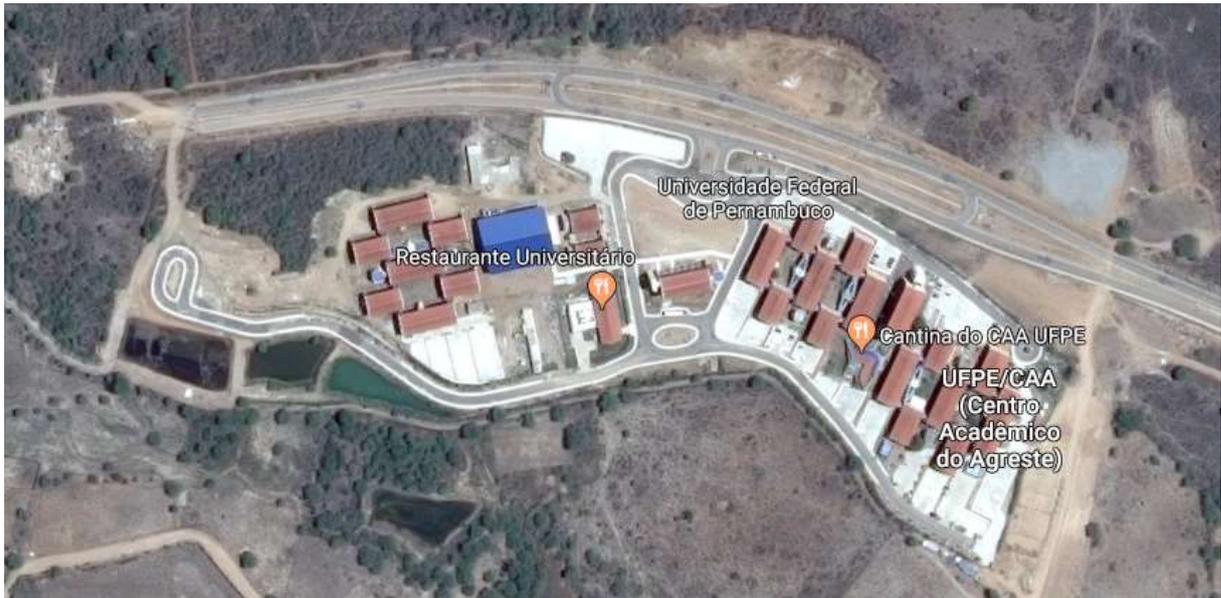
Os solos utilizados na pesquisa foram recolhidos da jazida existente na área do aterro da Muribeca (Jaboatão do Guararapes – PE) (Figura 9) e do Centro Acadêmico do Agreste da Universidade Federal de Pernambuco (Caruaru – PE) (Figura 10), enquanto que o composto orgânico foi obtido da Composteira do Jardim Botânico do Recife - PE. Todos foram encaminhados ao Laboratório de Solos e Instrumentação na UFPE, onde foram armazenados em sacolas para as devidas análises de caracterização e ensaios.

Figura 9: Aterro da Muribeca localizado em Jaboatão dos Guararapes - PE.



Fonte: Google Maps.

Figura 10: Imagem do Centro Acadêmico do Agreste da UFPE.



Fonte: Google Maps.

3.1 Caracterização física dos solos e do composto orgânico

Foram feitos ensaios de caracterização com os materiais de forma separada e com as misturas dos mesmos nas proporções de 1:1 e 2:1 (solo:composto), em volume.

Todas as amostras foram caracterizadas por ensaios normatizados. Os ensaios realizados foram os seguintes:

- Amostras de solo - Preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização (NBR-6457/86);
- Análise granulométrica para solos (NBR-7181/88);
- Determinação do Limite de Liquidez (NBR-6459/84);
- Determinação do Limite de Plasticidade (NBR-7180/88);
- Determinação da Massa Específica dos grãos (NBR-6508/84);
- Ensaio de compactação (NBR-7182/88);
- Triaxial consolidado e não drenado (ASTM D4767);
- Resistência ao cisalhamento (ASTM D3080);
- Medição do potencial do solo (sucção) usando papel de filtro (ASTM D5298-92);
- Ensaio de adensamento unidimensional (NBR 12007 - Mb 3336).

3.2 Ensaio de permeabilidade

Para determinação da permeabilidade à água e ao ar foram moldados corpos de prova com os solos das camadas de cobertura na massa específica seca máxima e compactados sob energia do Proctor normal em suas respectivas umidades ótimas, 26% para mistura 2:1 (solo Muribeca:composto), 23% para mistura 1:1 (solo Muribeca:composto), 19% para mistura 2:1 (solo Caruaru:composto) e 23% para mistura 1:1 (solo Caruaru:composto), no formato do cilindro com medidas de $L = 12,7\text{cm}$ $A = 78,54\text{ cm}^2$ e $\varnothing = 10\text{ cm}$, o ensaio utilizou como base a norma ASTM D5084-10.

3.2.1 Permeabilidade à água

O ensaio de permeabilidade à água foi feito em permeômetro de parede flexível modelo Tri-flex 2 da Soil Test – ELE, Figura 11. Seguindo os procedimentos adotados por Maciel (2003), Mariano (2008), Lopes (2011) e Costa (2015).

Figura 11: Permeômetro Tri-flex 2 da Soil Test – ELE



O corpo de prova possuía dimensões de 12,7cm de altura e 10,0cm de diâmetro. O procedimento do ensaio é descrito a seguir:

- No topo e na base do corpo de prova foram colocados um conjunto de pedras porosas e papel filtro, na parte superior tem-se uma tampa de acrílico denominado “*top cap*” nela foram conectadas as mangueiras para drenagem;
- O corpo de prova foi envolvido por uma membrana com ligas de borracha, para maior segurança do corpo de prova, evitando o contato com a água;
- O corpo de prova foi colocado dentro de uma célula de acrílico; a mesma foi conectada ao aparelho através de tubulações, Figura 12;

Figura 12: Corpo de prova em célula de acrílico conectada ao aparelho por tubulações.



- Foi feita a abertura da válvula lateral, permitindo a entrada de água até encher a célula.
- Foi feita a remoção de ar das pedras porosas e das linhas das tubulações, drenando o sistema com água destilada até que todas as bolhas de ar desapareçam das tubulações;
- Foi feita a saturação do corpo de prova; e posteriormente fecharam-se as válvulas de entrada de pressão no topo e na base do corpo de prova; em seguida foi feito o posicionamento das válvulas de comando em “*pressure*” (no equipamento) para então serem aplicadas as pressões de base e de topo.
- Aumentou-se a pressão confinante (nesse estudo foi até 270 kPa) e abriram-se as válvulas de topo e de base da célula para então medir o tempo necessário para percolar 5 cm³ pela amostra;

- Repetiu-se o procedimento até que se tivesse pelo menos três leituras de tempo com variação de até $\pm 5\%$.

Após obter resultados de tempo de percolação da água no sistema, calculou-se o coeficiente de permeabilidade (K) pela Equação 5:

$$K_s = \frac{V \times L}{\Delta P \times t \times A_{cp}} \quad (5)$$

na qual:

K_s = coeficiente de permeabilidade saturada (m/s)

V = Volume do líquido percolado (m^3)

L = Altura do corpo de prova (m)

ΔP = Variação da Pressão (m)

t = Tempo necessário para percolar o volume de 5 ml (s)

A_{cp} = Área do Corpo de Prova (m^2)

3.2.2 Permeabilidade ao ar

A metodologia para determinação da permeabilidade ao ar seguiu os mesmos procedimentos adotados para a determinação da permeabilidade à água, trocando-se o fluido percolante por ar atmosférico comprimido. Os procedimentos foram desenvolvidos no permeômetro Tri-Flex da seguinte maneira:

- O corpo de prova foi posicionado entre pedras porosas e papel filtro na base da câmara;
- A membrana de borracha látex e *o-rings* foram colocados no corpo de prova;
- Foram instaladas braçadeiras metálicas, evitando a entrada da água na amostra de solo, e conectados os tubos plásticos no cap acrílico superior, onde a célula encontrava-se pronta para ser preenchida com água.
- Após estas etapas, seguiram-se os mesmos procedimentos do ensaio de permeabilidade à água, substituindo o fluido percolante por ar comprimido.

As pressões (10 a 50 kPa) aplicadas pelo permeômetro foram provenientes de um compressor de ar da marca Wayne com capacidade de 160 libras e foram reguladas no quadro de comando do equipamento. A leitura da vazão de ar percolada através da amostra, para cada gradiente de pressão aplicado, foi feita

diretamente em um rotâmetro modelo série 1900, com faixa de leitura de 3 a 30 NL/h e erro de 5%.

Nos casos em que o fluxo de ar foi muito pequeno não sendo possível medir a vazão de fluido que percola através do rotâmetro foi feito o uso de um fluxímetro de vidro Agilent do tipo bolhometro. O fluxímetro é utilizado após a câmara de ensaio e é capaz de medir a vazão do gás através da passagem de bolhas por duas marcas no equipamento com um volume de 25mL ($r = 1,44\text{cm}$ e $h = 15,35\text{cm}$).

Os coeficientes de permeabilidade ao fluido percolante foram calculados a partir da equação formulada (Equação 6) pela Lei de Darcy que considera o peso específico do ar (γ_{ar}) para o cálculo do gradiente de pressão:

$$K_{ar} = \frac{q \times L}{A \times \Delta p} \quad (6)$$

onde:

K_{ar} = Permeabilidade ao ar (m/h)

q = Vazão (Nm^3/h)

A = Área (m^2)

L = comprimento da amostra (m)

Δp = gradiente de pressão (m), considerando $\gamma_{ar} = 0,012\text{kN/m}^3$

3.3 Caracterização mineralógica

3.3.1 Composição química

Para determinação da composição química realizada nos materiais, a técnica utilizada foi a espectrometria de fluorescência de Raios-X (FRX) feita pelo equipamento EDX 720 da Shimadzu. Esta técnica baseia-se no princípio de que a absorção de raios-X pelo material provoca a ionização interna dos átomos, gerando uma radiação característica conhecida como “fluorescência”. Nesta análise são obtidos os óxidos presentes no material. As análises foram realizadas no Laboratório de Caracterização, da Unidade Acadêmica de Engenharia de Materiais do Centro de Ciências e Tecnologia da Universidade Federal de Campina Grande – PB.

3.3.2 Difração de raios – X (DRX)

O ensaio de difração de raios – X foi realizado nos materiais tendo como objetivo caracterizá-los mineralogicamente. Na execução do ensaio utilizaram-se as amostras passadas em peneira ABNT nº 200. O aparelho utilizado para realização do ensaio foi o Difratômetro SHIMADZU XRD-6000. As análises foram realizadas no Laboratório de Caracterização, da Unidade Acadêmica de Engenharia de Materiais do Centro de Ciências e Tecnologia da Universidade Federal de Campina Grande – PB.

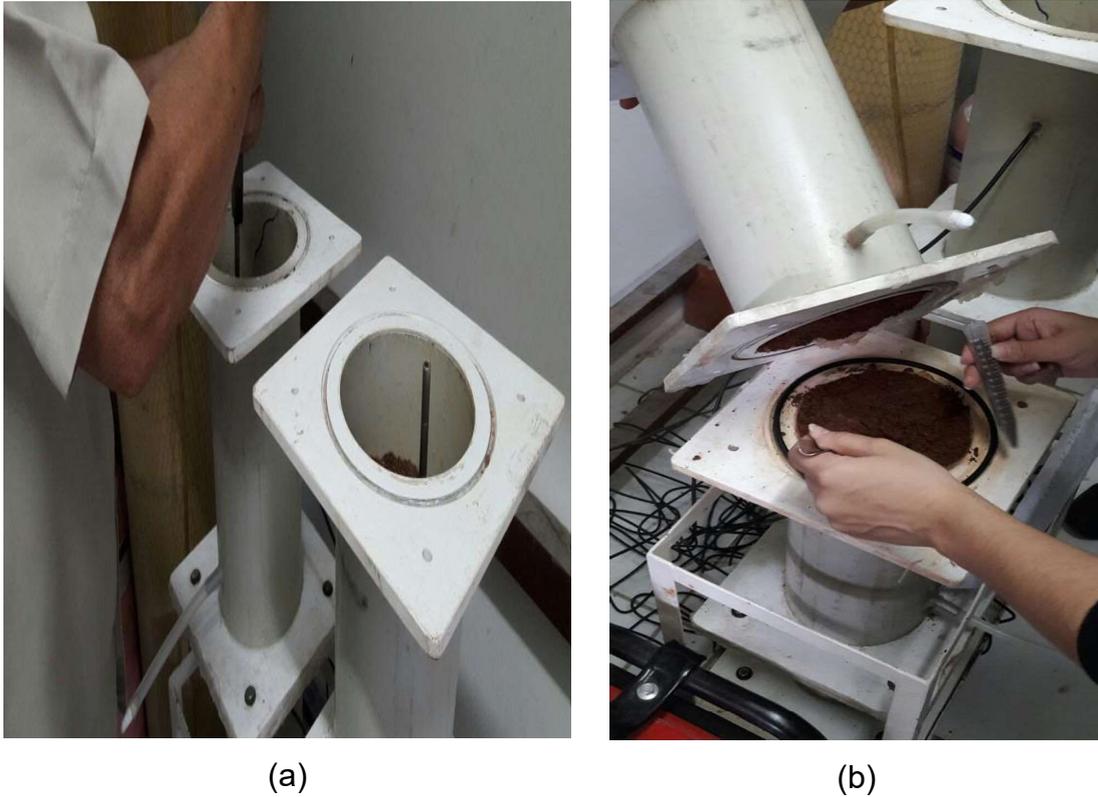
3.3.3 Microscopia óptica

O ensaio de microscopia óptica foi realizado nos materiais tendo como objetivo a visualização das macroestruturas dos solos. O ensaio foi feito em Microscópio Biológico Trinocular Modelo TNB-01T da marca OPTON e câmera OPTON com ampliação de 0.45x. As análises foram realizadas no Laboratório de Caracterização, da Unidade Acadêmica de Engenharia de Materiais do Centro de Ciências e Tecnologia da Universidade Federal de Campina Grande – PB.

3.4 Microbiologia

Para a realização do ensaio de microbiologia foram retiradas amostras de solo 30 cm abaixo da superfície de dentro das colunas experimentais montadas em laboratório, Figura 13 (a) e (b).

Figura 13: Retirada das amostras de dentro das colunas.



Uma grama de solo de cada coluna foi coletada para a enumeração de unidades formadoras de colônias. As amostras de solo coletadas das colunas foram diluídas 1:9 em NaCl a 0,9% em água MilliQ e agitados vigorosamente em um agitador. O procedimento de cultivo e inoculação foi feito com as amostras de solo diluídas em série até a concentração de 10^{-6} e colocados em frascos com tampa de rosca contendo água destilada, Figura 14.

Figura 14: Amostras de solo diluídas em série até a concentração de 10^{-6} .



Cinco réplicas foram preparadas para cada diluição. Em seguida, as amostras diluídas foram colocadas em placas de Petri contendo meio de cultura Nitrate mineral salts medium (NMS), detalhado no anexo II, Figura 15.

Figura 15: Amostras diluídas colocadas em placas de Petri contendo meio de cultura NMS.



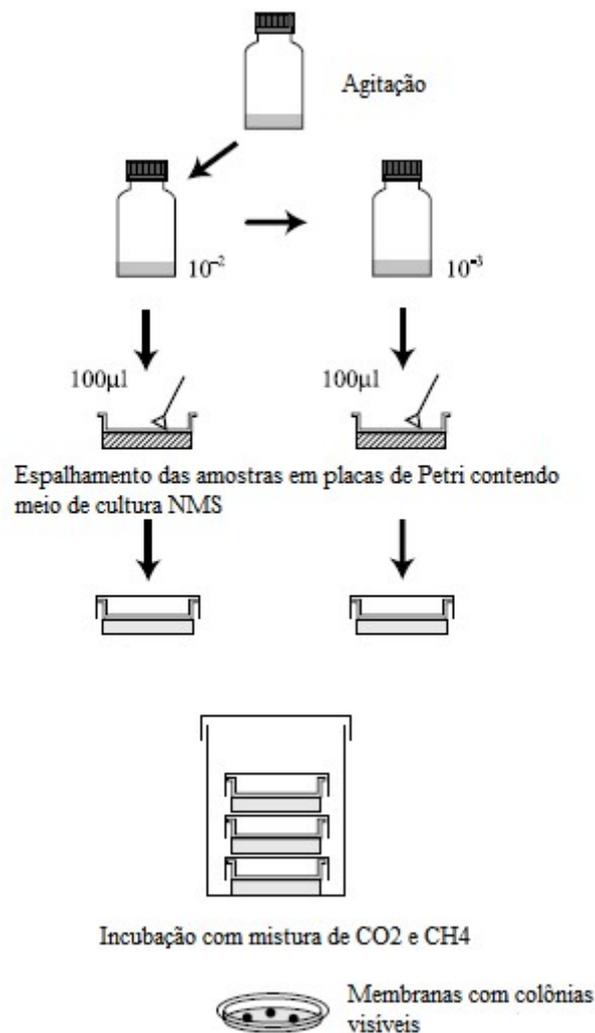
Após o espalhamento das diluições do solo, as placas permaneceram em repouso durante 2h; isso foi feito para melhor absorção das amostras pelo meio de cultura. As placas foram colocadas em dessecadores para incubação em estufa a 30 °C, Figura 16.

Figura 16: Placas colocadas em dessecadores para incubação.



A criação da atmosfera modificada foi feita através do estabelecimento de vácuo dentro do dessecador e posterior injeção de uma mistura de 40% de CO_2 com 60% de CH_4 e ar sintético. Os dessecadores contendo as placas foram colocados em estufa a 30 °C e observados regularmente durante a incubação. Foram injetados com a mistura de CO_2 e CH_4 em dias alternados durante os 8 dias do ensaio. Svenning *et al.* (2003) apresentaram uma visão geral esquemática do procedimento para crescimento de bactérias oxidantes de metano, Figura 17.

Figura 17: Visão geral esquemática do procedimento para crescimento de bactérias oxidantes de metano.



Fonte: Adaptada de Svenning *et al.*, 2003.

3.5 Ensaio de coluna

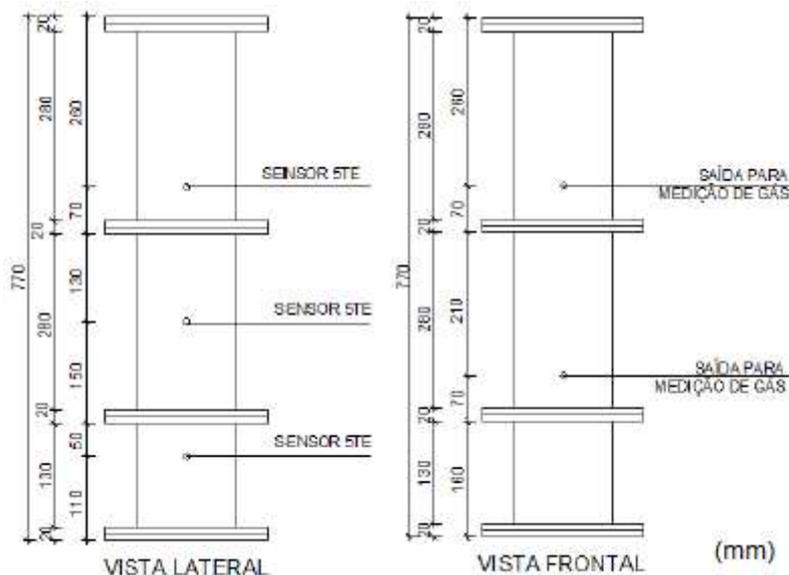
3.5.1 Montagem da Coluna

Para analisar o comportamento dos materiais como camadas de cobertura foi feito uma simulação utilizando colunas de PVC (policloreto de polivinila). A confecção das colunas seguiu a metodologia dos ensaios de Vieira (2005) e Oliveira e Marinho (2007). Para o ensaio com as colunas foram escolhidas as misturas na proporção de 1:1 (solo:composto), em volume, dos solos de Caruaru e Muribeca por apresentarem as condições mais adversas.

As colunas utilizadas no ensaio foram empregadas por Costa (2015), estas são formadas por segmentos de tubo PVC rígidos com diâmetro interno de 0,15 m e

peças de alturas de 0,15 e 0,30 m. Cada coluna é composta por um segmento de 0,15 m e dois de 0,30 m. As peças possuem no topo e na base placas de PVC para conexão e vedação entre os segmentos. A vedação é feita com anéis de borracha (*o-rings*) que foram pressionados por meio de parafusos contra as placas de PVC. Cola de silicone foi aplicada dentro e fora das peças, para maior estanqueidade. As colunas possuem tampa na base, onde foram inseridas torneiras de passagens onde seria injetado o gás. A Figura 18 apresenta um desenho esquemático das colunas confeccionadas em PVC.

Figura 18: Desenho esquemático das colunas de PVC.



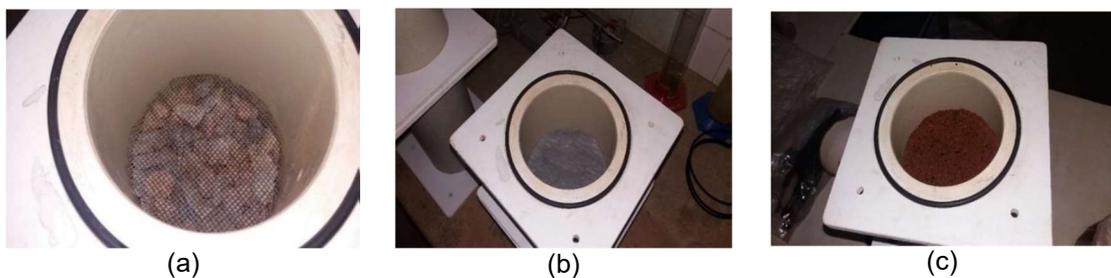
Fonte: Costa, 2015.

Na instrumentação das colunas foram utilizados sensores de temperatura, umidade e condutividade elétrica, com os dados sendo coletados e armazenados em datalogger. Os sensores de umidade, temperatura e condutividade elétrica utilizados foram os sensores 5TE da Decagon, que medem simultaneamente os três parâmetros. O datalogger utilizado foi o Em50, que é um gravador de dados compacto de 5 canais, projetado para ser utilizado com os sensores 5TE. Os sensores são conectados em um dos canais e medidos diretamente pelo usuário.

As colunas foram colocadas em uma estrutura metálica com o objetivo de facilitar a leitura dos equipamentos. A base de PVC da coluna possui altura de

0,15m; nela foi colocada uma camada de brita de 0,05m, seguida de uma tela galvanizada e um geotêxtil que serviram de base para as misturas. Posteriormente foi feito o preenchimento do segmento de base com as misturas e feita a compactação com soquete, a cada 0,05m de espessura de solo. As compactações de ambas as misturas foram feitas na umidade ótima, 26% para mistura 1:1 (solo Muribeca:composto) e 23% para mistura 1:1 (solo Caruaru:composto), e com um grau de compactação de 75%, Figura 19. Estudos feitos por Gebert *et al.* (2011) concluíram que colunas com grau de compactação de cerca de 75% têm melhor eficiência de oxidação devido a quantidade de poros no seu interior que facilita a entrada de oxigênio no solo.

Figura 19: Camada de brita de 0,05m com tela galvanizada (a), geotêxtil (b) e solo compactado (c).



Após o preenchimento e compactação do segmento de base foram colocados os outros dois segmentos, compactando as camadas de solo com os sensores 5TE da Decagon em três pontos. O encaixe dos segmentos foi feito utilizando anéis de vedação, parafusos com rosca do tipo borbuletas, arruelas e cola de silicone. A Figura 20 apresenta a colocação dos sensores na coluna.

Figura 20: Sensor dentro da coluna.



3.5.2 Fluxo de gás nas colunas

Nas colunas foi injetado gás metano com concentração de 99,995%, da empresa Linde Gases. O fluxo de metano adotado foi de $3,53\text{g CH}_4/\text{m}^2\cdot\text{h}$, fluxo proposto por Gebert *et al.* (2011). Na compactação de 75%, este teve fluxo teve eficiência variando entre 95% a 100% na redução de CH_4 . Portanto, a vazão de metano injetada em cada coluna foi de $0,08619\text{NI}/\text{h}$ ($1,42\text{mL}/\text{min}$ ou $3,5\text{g CH}_4/\text{m}^2\cdot\text{h}$), Figura 21.

Figura 21: Colunas com injeção do gás metano.



Para a medição da vazão de entrada foi utilizado um termoanemômetro de modelo HT-9829 da marca Highmed e para a medição das concentrações de gases

na saída foi utilizado um detector portátil do tipo X-am 7000 (Figura 22) com capacidade de medição de até 5 gases, que foram metano (CH_4), gás sulfídrico (H_2S), monóxido de carbono (CO) e dióxido de carbono (CO_2). O limite de detecção destes gases medidos neste equipamento é de 1% (v/v).

Figura 22: Detector portátil do tipo X-am 7000.



Para a coleta dos gases no topo das colunas foi fixada uma tampa, a qual está acoplada uma válvula esfera ($\varnothing = 6 \text{ mm}$); esta tinha como finalidade o encaixe do equipamento X-am 7000 para medição, Figura 23.

Figura 23: Tampas para encaixe do equipamento de medição.



3.6 Estimativa de eficiência de oxidação de CH₄

A estimativa de eficiência de oxidação de CH₄ foi feita com base na variação de concentração de CH₄ e CO₂ medida desde a interface do solo com o resíduo (base da camada de cobertura) até a superfície (ponto 3), sendo a eficiência total determinada pelo valor acumulado. As Equações 7 a 9 seguiram a metodologia descrita em Lopes (2011) e Gebert *et al.* (2011), onde:

$$\%Biogás_{(3)} = [\%CH_{4(3)} + \%CO_{2(3)} - \%CO_{2(resp)}]/100 \quad (7)$$

$$\%CH_{4n\tilde{a}o\ oxidado(3)} = \%CH_{4(3)}/\%Biogás_{(3)} \quad (8)$$

$$\%CH_{4oxidado(3)} = \%CH_{4(1)} - \%CH_{4n\tilde{a}o\ oxidado(3)} \quad (9)$$

nas quais:

%Biogás (3) = % de biogás (considerando apenas CO₂ e CH₄);

%CH₄(3) = concentração de CH₄ medido no ponto 3;

%CO₂ (3) = concentração de CO₂ medido no ponto 3;

%CO₂ (resp) = concentração de CO₂ obtido nos ensaios de respiração do solo;

%CH₄ não oxidado (3) = % de CH₄ no ponto 3 em relação ao biogás existente nesse ponto;

%CH₄(base) = % CH₄ na base da camada de cobertura (considerando apenas CO₂ e CH₄);

%CH₄ oxidado (3) = % de CH₄ oxidado desde a base da camada de cobertura até o ponto 3.

A partir do percentual de CH₄ oxidado no ponto 3 se encontrou a eficiência de oxidação acumulada como sendo (Equação 10):

$$E_{fox} = \frac{\%CH_{4oxidado(3)}}{\%CH_{4base}} \quad (10)$$

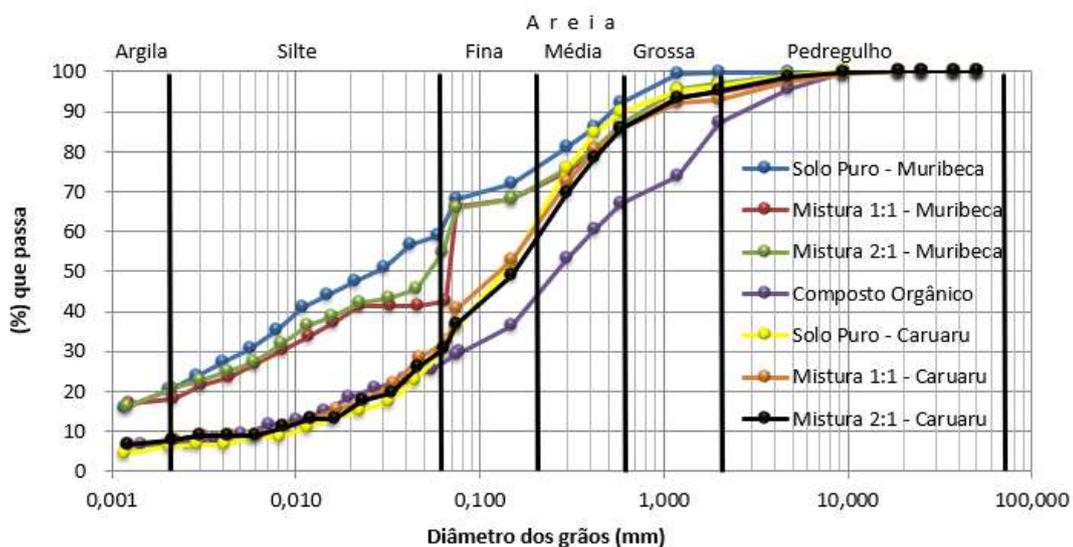
Todos os valores das concentrações de CH₄ e CO₂ são concentrações volumétricas (%). Uma planilha em Excel foi utilizada para determinar a % de variação de CH₄ em cada ensaio realizado, como mostrado no anexo I. A planilha foi baseada no trabalho de Lopes (2011).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Caracterização dos Materiais

A Figura 24 mostra as curvas granulométricas dos materiais estudados para camada de cobertura e suas misturas. A adição do composto orgânico aos solos puros não alterou de forma significativa a granulometria dos solos. Com relação ao solo de Caruaru e suas misturas obtiveram-se curvas granulométricas semelhantes, indicando que a adição do composto ao solo puro não influenciou de forma significativa na distribuição do tamanho das partículas dos solos. Porém com relação ao solo Muribeca e suas misturas a adição do composto resultou em uma maior porcentagem de areia em suas composições. A diferença maior se deu na faixa de 0,010 e 0,100 mm, entre o silte e areia média, isto pode ser explicado pelo fato do composto ser mais granular do que o solo puro da Muribeca, portanto o mesmo possui maior influência na fração granular do que na fração fina. A composição do solo Muribeca, por ser mais fina que a composição do solo Caruaru, promove esta diferença quando adicionado o composto orgânico.

Figura 24: Curvas granulométricas dos materiais.



A Tabela 4 apresenta os resultados da caracterização física dos materiais. Nela observa-se que a massa específica dos grãos no solo puro é de $2,72 \text{ g/cm}^3$ e $2,83 \text{ g/cm}^3$ para o solo da Muribeca e Caruaru, respectivamente. Esses valores são superiores à massa específica obtida para o composto orgânico, que foi de $2,18$

g/cm³; isto significa que embora o composto possua maior fração granular, suas partículas possuem menos massa quando comparadas aos solos puros.

De acordo com Santos (2015), o composto orgânico possui menor peso específico do que o solo, portanto o acréscimo do percentual do composto orgânico no solo resulta na diminuição do peso específico real dos grãos da mistura.

Observa-se na Tabela 4 que os solos puros e o composto orgânico apresentaram média plasticidade. As misturas também apresentaram média plasticidade, com exceção da mistura 1:1 do solo de Caruaru com o composto orgânico, que se apresentou pouco plástico.

A ideia básica do sistema unificado de classificação dos solos e da carta de plasticidade é que os solos grossos podem ser classificados de acordo com a sua curva granulométrica, enquanto que os solos finos estão relacionados a sua plasticidade.

De acordo com as características físicas, observadas na Tabela 4, dos solos puros e das misturas Solo:Composto, analisadas na Carta de Plasticidade e pelo Sistema de Classificação Unificado, o solo puro da Muribeca e a mistura 2:1 (solo muribeca:composto) são Silte de Baixa Compressibilidade (ML), enquanto que a mistura 1:1 (solo muribeca: composto), o solo puro de Caruaru e suas respectivas misturas são Areias siltosas (SM).

O solo referente a Muibeca apresentou maior porcentagem de finos, com 60% de argila e silte, já o de Caruaru apresentou 30% de argila e silte. Este resultado confirma a conclusão dos efeitos do composto orgânico nas misturas de solo, onde nas misturas com o solo de Caruaru não houve influência significativa na distribuição do tamanho das partículas dos solos, porem no solo Muribeca a adição do composto resultou em uma maior porcentagem de areia.

Tabela 4: Resultados da caracterização física dos materiais.

Análise		Composto	Solo Muribeca	Mistura 2:1 - Muribeca	Mistura 1:1 - Muribeca	Solo Caruaru	Mistura 2:1 - Caruaru	Mistura 1:1 - Caruaru
Granulometria	% Argila	7%	20%	20%	18%	7%	6%	7%
	% Silte	18%	34%	40%	24%	23%	24%	23%
	% Areia fina	28%	21%	16%	33%	39%	32%	39%
	% Areia média	14%	11%	15%	10%	16%	28%	16%
	% Areia grossa	20%	11%	9%	9%	10%	8%	8%
	% Pedregulho	13%	3%	0%	6%	5%	2%	7%
Índice de consistência	% LL	NL	43	44	44	36	32	36
	% LP	NP	30	30	34	29	25	33
	% IP	-	13	14	10	7	7	3
Massa específica dos grãos (g/cm ³)		2,18	2,72	2,58	2,54	2,83	2,67	2,58
Classificação Sistema Unificado		-	ML	ML	SM	SM	SM	SM

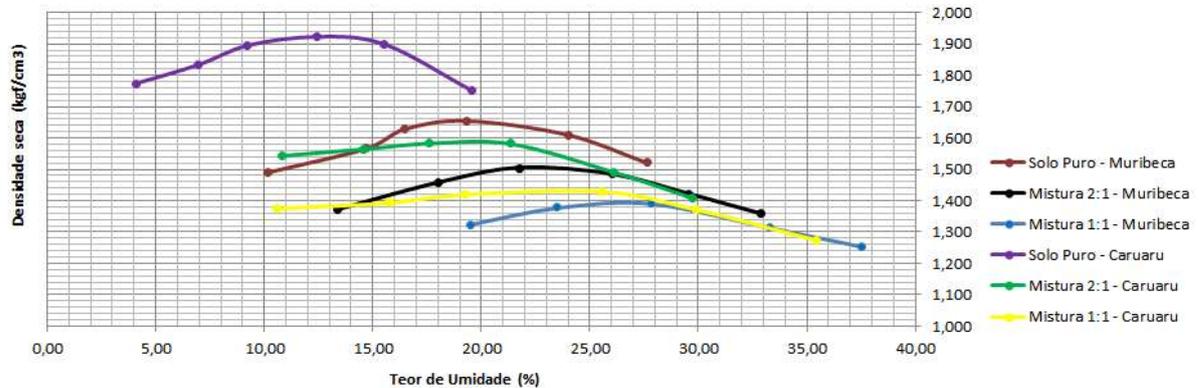
4.2 Ensaio de compactação Proctor Normal

A Figura 25 apresenta as curvas de compactação dos materiais em estudo. Através das curvas de compactação obteve-se os valores de umidade ótima e massa específica dos grãos.

De acordo com Naresi Junior (2013), nas curvas de compactação temos dois ramos: o ramo seco, onde a água lubrifica as partículas e facilita o arranjo desta, ocorrendo por essa razão, o acréscimo do peso específico aparente seco; e o ramo úmido, onde a água amortiza a compactação e começa a ter mais água do que sólidos, sendo por essa razão, a diminuição do peso específico aparente seco. No ponto de inflexão da curva é determinado o teor de umidade ótimo (W_{ot}); nesse teor de umidade ele apresentará o peso específico aparente seco máximo (Y_d). Para baixos teores de umidade ($W < W_{ot}$), as forças capilares são elevadas, o que gera a formação de grumos e conseqüentemente baixos valores de (Y_d). Já para elevados teores de umidade ($W > W_{ot}$) as forças capilares diminuem e existe água em

excesso. Como a água é incompressível, parte da energia é dissipada e ocorre uma má compactação do solo.

Figura 25: Curvas de compactação dos materiais



Na Tabela 5, tem-se os resultados obtidos pelas curvas de compactação dos materiais em estudo. Observa-se que a umidade ótima obtida no ensaio de compactação é menor em solos mais arenosos, especialmente naqueles com predominância de areia fina, e maior naqueles com altos teores de argila. Também pode ser observado que a adição do composto orgânico aumenta a umidade ótima dos solos puros.

Tabela 5: Resultados da compactação através do proctor normal dos materiais.

	Umidade Ótima (%)	Densidade máxima (g/cm³)
Solo Puro –Muribeca	20	1,660
Mistura 2:1 – Muribeca	23	1,506
Mistura 1:1 - Muribeca	26	1,396
Solo Puro – Caruaru	12,8	1,928
Mistura 2:1 – Caruaru	19	1,590
Mistura 1:1 - Caruaru	23	1,440

Observa-se também na Tabela 5 que a densidade máxima obtida no ensaio de compactação é menor em solos mais argilosos e maior em solos mais granulares. Também pode ser observado que a adição do composto orgânico diminui a densidade específica máxima dos solos puros.

De acordo com Braida (2004), para um mesmo nível de energia, quanto maior o teor de matéria orgânica do solo, menor é o valor de densidade máxima obtida e maior é o teor de água necessário para atingi-lo, explicando o fato do aumento da umidade ótima nas misturas.

As razões para o fato acima podem ser obtidas nos estudos com um mesmo solo, porém com diferentes teores de matéria orgânica, feitos por Ball *et al.* (2000) e por Aragón *et al.* (2000); com diferentes solos de mesma textura e com teores de matéria orgânica diferentes feitos por Silva *et al.* (1986) e com a adição ao solo de material orgânico semidecomposto feitos por Stone e Ekwue (1993) e Zhang *et al.* (1997). Eles justificam tal relação pelas seguintes razões:

- Efeito amortecedor da matéria orgânica, que resulta em dissipação de parte da energia aplicada;
- Capacidade de retenção da água da matéria orgânica, que, ao retê-la junto de suas partículas, impede que a mesma atue como lubrificante entre as partículas minerais;
- Capacidade da matéria orgânica em estabelecer ligações entre as partículas de solo, aumentando a coesão entre as mesmas;
- Baixa densidade da matéria orgânica; assim, quando aumenta o teor de matéria orgânica, reduz a densidade da mistura solo e matéria orgânica.

4.3 Caracterização química e mineralógica

No presente estudo os solos e suas misturas foram caracterizados química e mineralogicamente. As técnicas utilizadas foram: fluorescência de raios X (FRX) e difração de raios X (DRX). Esses métodos permitem determinar vários elementos da tabela periódica para amostras sólidas e a presença de fases cristalinas pelas distâncias interplanares de suas estruturas.

4.3.1 Análise química por fluorescência de raios X

A Tabela 6 apresenta os resultados da análise química por fluorescência de Raio X do composto orgânico, solos puros da Muribeca e Caruaru e de suas respectivas misturas nas proporções de 2:1 e 1:1 (solo:composto). Pode-se observar a presença de alumina (Al_2O_3) em grandes quantidades no solo da Muribeca. A

presença da alumina pode diminuir o pH do solo deixando-o mais ácido (Vendruscolo et al, 2009). Também foi possível identificar uma grande quantidade de sílica (SiO_2) em todos os solos. Em concentrações bem menores, foram encontrados óxido férrico (Fe_2O_3) e dióxido de titânio (TiO_2) em todas as amostras em estudo. O composto orgânico, assim como o solo de Caruaru e suas misturas, apresentaram quantidade significativa de óxido de cálcio (CaO). De acordo com *Tony Oates (2007)*, a presença de óxido de cálcio pode aumentar consideravelmente a capacidade de carga dos solos (maior pressão suportada pelo solo antes da ruptura) contendo argila. Eles fazem isto através da reação com a sílica e alumina, produzindo silicatos de cálcio e aluminatos, que possuem propriedades de cimentação.

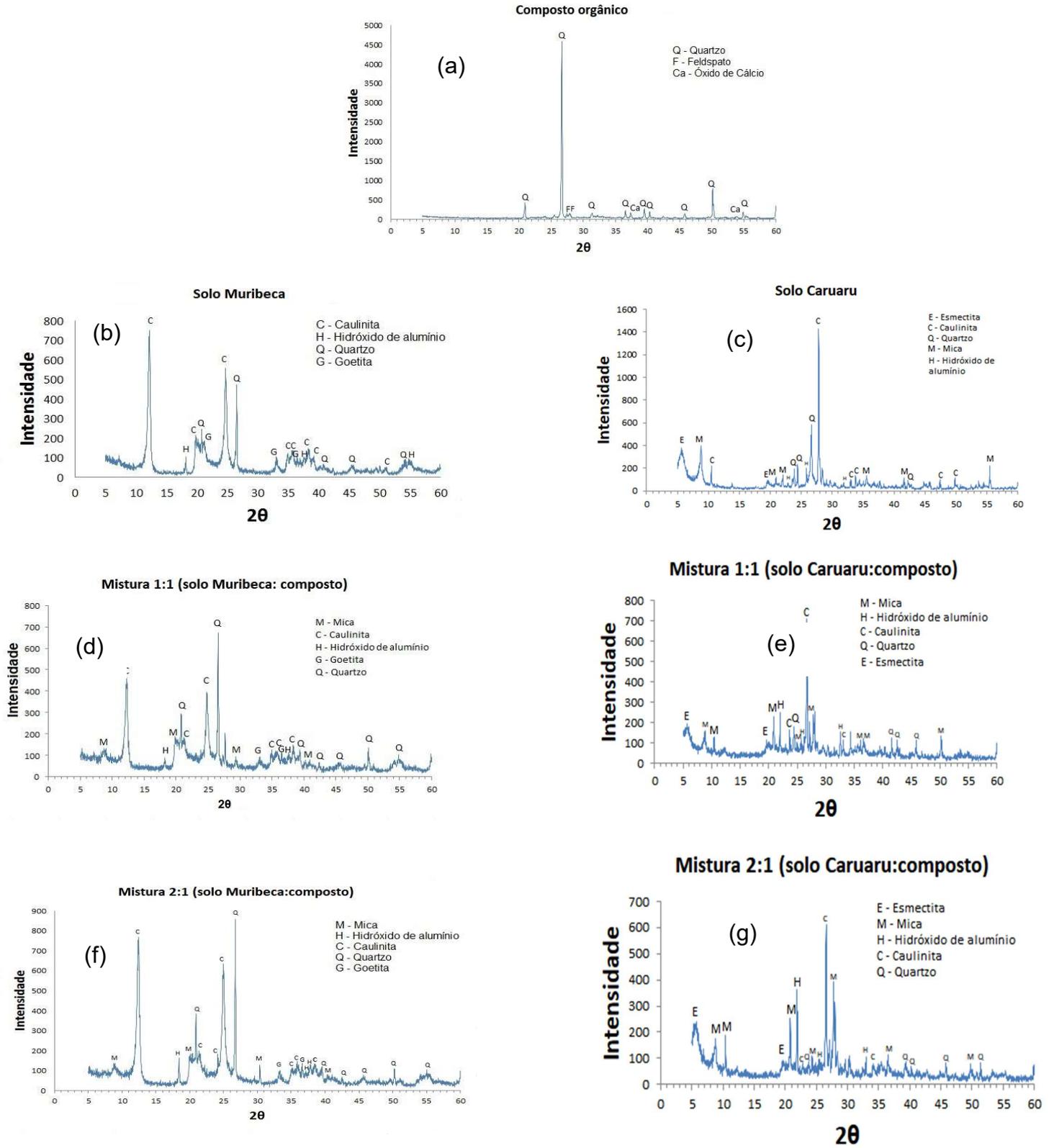
Tabela 6: Resultados da análise química por fluorescência de raios X.

Elementos	Porcentagens (%)						
	Composto orgânico	Solo Muribeca	Mistura 2:1 - Muribeca	Mistura 1:1 - Muribeca	Solo Caruaru	Mistura 2:1 - Caruaru	Mistura 1:1 - Caruaru
SiO_2	50,124	47,563	46,799	47,114	49,343	49,661	41,261
CaO	20,568	0,125	2,262	4,065	5,885	8,918	8,417
Al_2O_3	14,661	41,486	38,438	35,176	15,677	17,120	15,428
P_2O_5	3,869	-	0,250	0,609	2,052	2,381	1,514
Fe_2O_3	3,364	9,614	9,011	9,409	19,219	14,623	14,232
SO_3	3,038	-	1,533	0,992	1,231	1,935	3,308
MgO	2,017	-	-	0,700	2,785	2,074	1,818
K_2O	1,397	-	0,395	0,631	1,761	1,551	1,273
TiO_2	0,682	1,120	1,151	1,189	1,061	0,899	0,475
ZrO_2	0,073	-	-	-	-	-	0,244
MnO	0,053	-	-	-	0,172	0,145	-
ZnO	0,045	-	-	-	-	-	-
SrO	0,043	-	-	0,019	0,065	0,048	0,180
V_2O_5	0,036	0,093	0,121	0,096	-	-	-
CuO	0,031	-	0,040	0,044	-	-	0,116

4.3.2 Difração de raios X

A Figura 26 apresenta os difratogramas do composto orgânico, dos solos puros e suas respectivas misturas, nas proporções de 1:1 e 2:1 (solo:composto).

Figura 26: Difratogramas do composto orgânico, dos solos puros e suas misturas.



No difratograma do composto orgânico observado na Figura 26 (a), foram identificados como fases cristalinas o quartzo, o feldspato e o óxido de cálcio. A sílica encontrada na análise química encontra-se no difratograma sob a forma de quartzo; o feldspato encontrado no difratograma pode representar tanto a alumina encontrada na análise química como também pode ser um feldspato cálcico que pode originar o óxido de cálcio. Também foi identificada a presença de óxido de cálcio no difratograma, comprovando os resultados obtidos pela fluorescência de raios-x.

No difratograma da Figura 26 (b), referente ao solo puro da Muribeca, pode se observar nos principais picos as seguintes mineralogias: caulinita e quartzo; minerais constituintes de uma argila. O hidróxido de alumínio está relacionado à alumina encontrada na análise química, enquanto que a goethita é um mineral de óxido de ferro, comprovando os resultados obtidos pela análise química.

O difratograma referente ao solo puro de Caruaru, na Figura 26 (c), apresenta como fases cristalinas a caulinita e o quartzo, minerais constituintes da argila. No difratograma também se observa a presença da esmectita e da mica, representadas na análise química pela sílica e o hidróxido de alumínio que se encontra na análise química sob a forma de alumina.

No difratograma da mistura 1:1 (solo Muribeca:composto) na Figura 26 (d), foram identificados como fases cristalinas o quartzo, o hidróxido de alumínio, mica, caulinita e a goethita. A mica identificada no difratograma pode representar a sílica, a alumina ou o óxido férrico da análise química. A sílica também pode ser encontrada no difratograma sob a forma de quartzo e caulinita, enquanto que o hidróxido de alumínio pode estar relacionado à alumina encontrada na análise química. O óxido de ferro encontrado na análise química está representado no difratograma sob a forma de goethita, comprovando os resultados obtidos pela análise química.

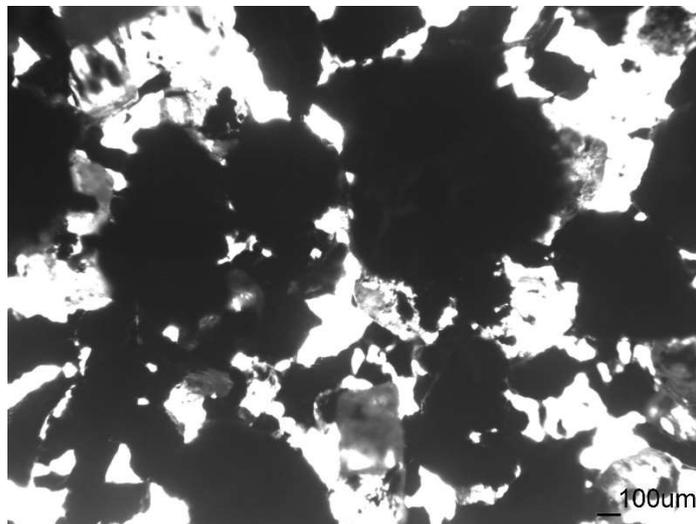
A mistura 1:1 (solo Caruaru:composto) e a mistura 2:1 (solo Caruaru:composto), Figura 26 (e) e (g), respectivamente, apresentam as mesmas fases cristalinas encontradas no difratograma do solo puro de Caruaru, Figura 26 (c), dessa maneira as misturas podem apresentar comportamentos semelhantes ao do solo.

O difratograma da mistura 2:1 (solo Muribeca:composto) na Figura 26 (f), apresenta as mesmas fases cristalinas da mistura 1:1 (solo Muribeca:composto), representada pelo difratograma da Figura 26 (d), variando apenas nas intensidades dos picos. Tendo as mesmas composições mineralógicas, as misturas podem apresentar comportamentos semelhantes quando submetidos aos mesmos agentes externos.

4.4 Microscopia óptica

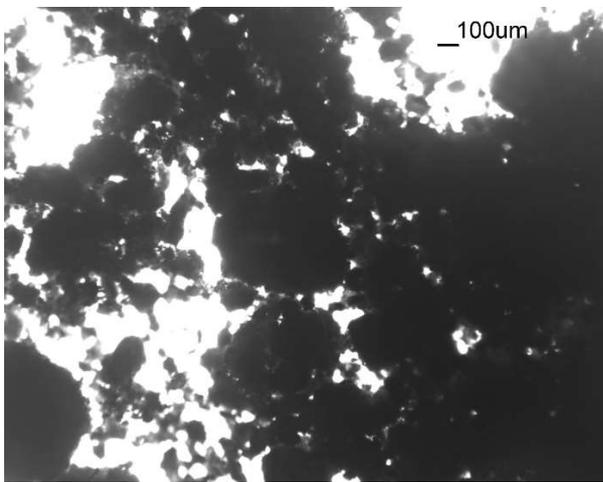
As micrografias dos solos obtidas pela Microscopia óptica são ilustradas na Figura 27. Verificou-se uma macroestrutura granular formada por blocos angulares, típicas das areias residuais. Segundo Lebert e Horn (1991), a estrutura em blocos angulares e subangulares permite um maior entrosamento entre as unidades estruturais, resultando em maior coesão e atrito entre elas. Há presença de poros largos entre agregados com grande quantidade de poros aplanados e estruturas mais abertas.

Figura 27: Microscopia óptica do composto orgânico (a), solo Muribeca (b), mistura 1:1 (solo Muribeca:composto) (c), mistura 2:1 (solo Muribeca:composto) (d), solo Caruaru (e), mistura 1:1 (solo Caruaru:composto) (f), mistura 2:1 (solo Caruaru:composto) (g).

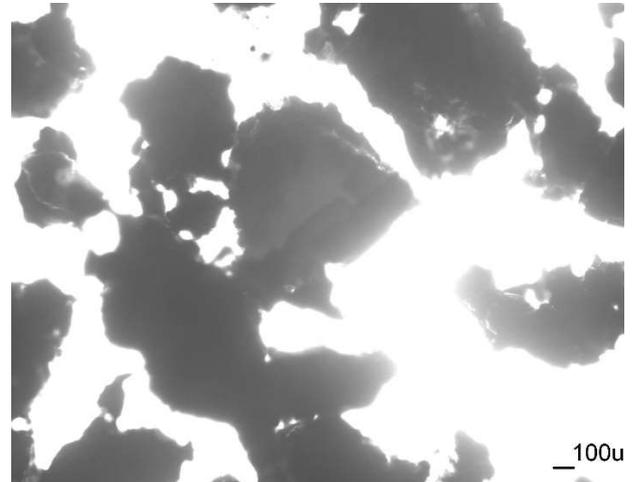


(a)

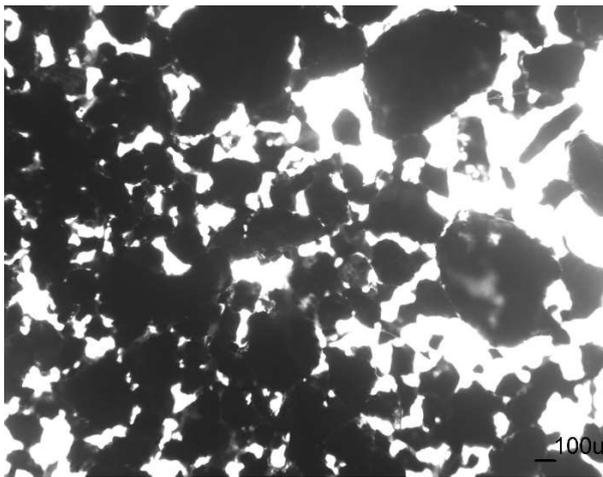
Figura 27: Microscopia óptica do composto orgânico (a), solo Muribeca (b), mistura 1:1 (solo Muribeca:composto) (c), mistura 2:1 (solo Muribeca:composto) (d), solo Caruaru (e), mistura 1:1 (solo Caruaru:composto) (f), mistura 2:1 (solo Caruaru:composto) (g). (CONTINUAÇÃO)



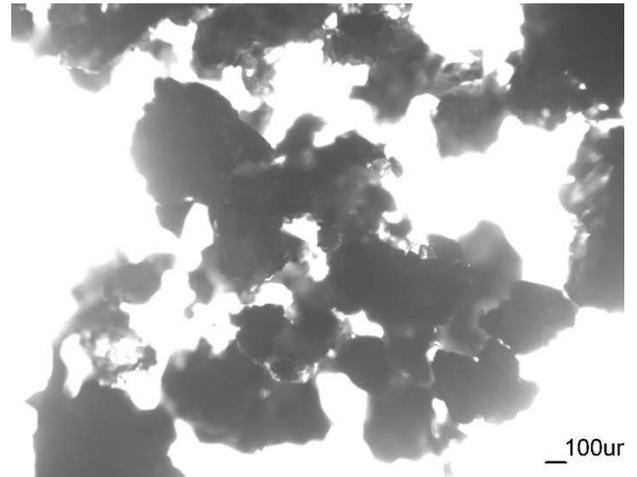
(b)



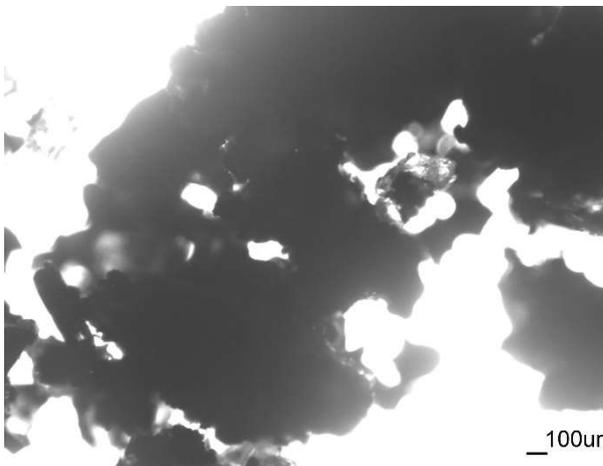
(c)



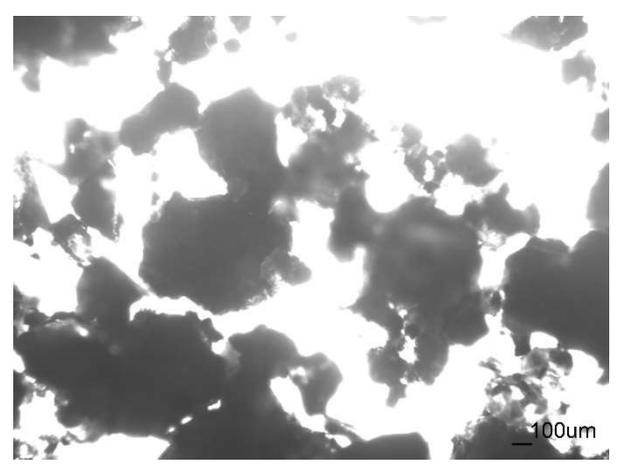
(d)



(e)



(f)



(g)

4.5 Adensamento

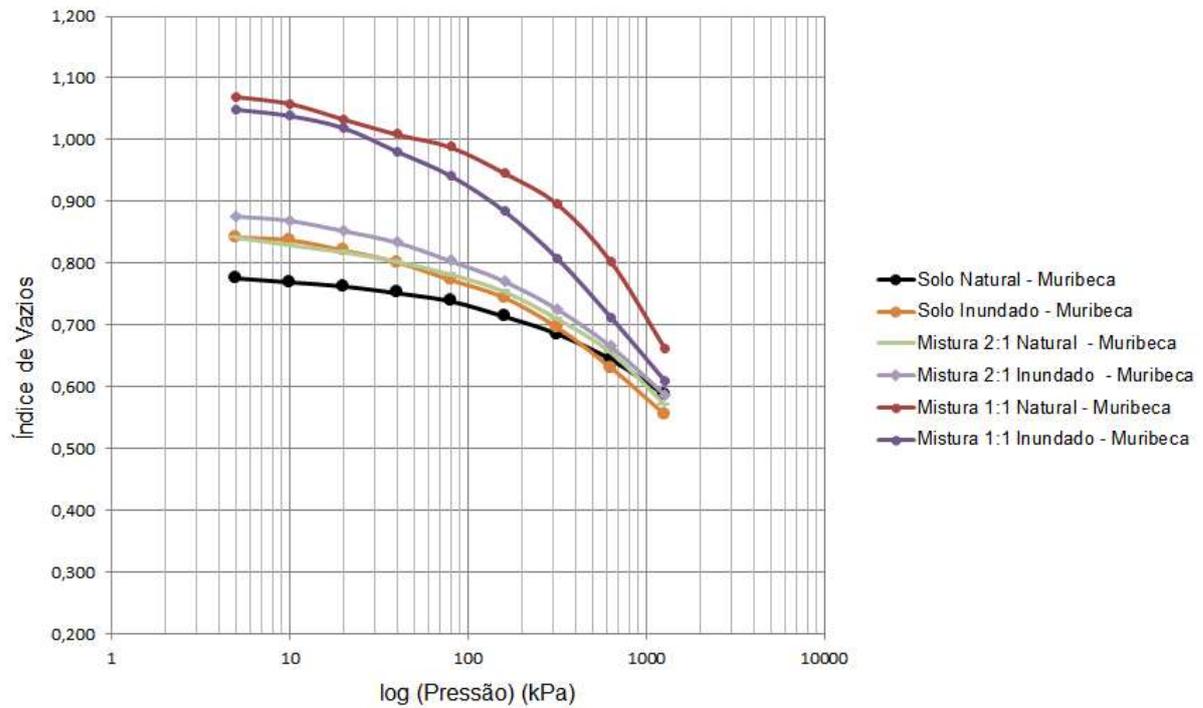
Os corpos de prova foram submetidos ao ensaio de adensamento na forma saturada e não saturada para determinação do grau de influência da água nas misturas em análise.

De acordo com Sloane (1990), a matéria orgânica pode interferir na resistência do solo à compactação por meio dos seguintes efeitos:

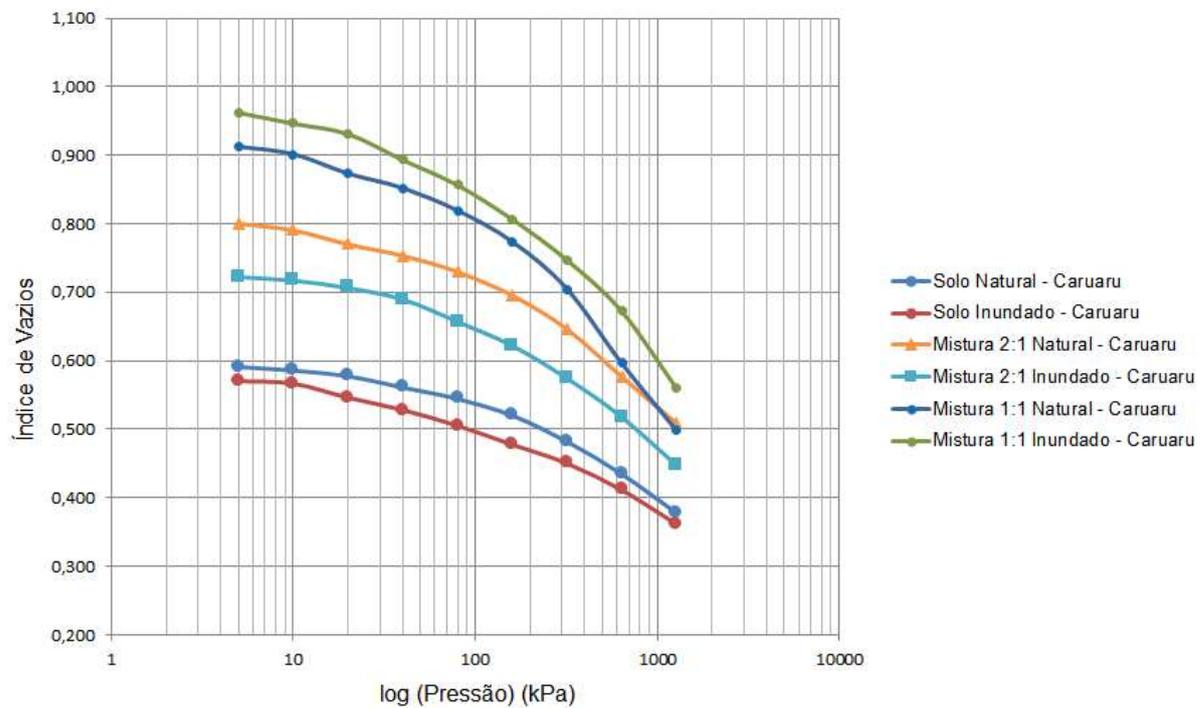
- Aumento da força de ligação entre partículas minerais, devido a sua natureza coloidal e comportamento molecular;
- Aumento da elasticidade do solo, pois materiais orgânicos apresentam altos índices de relaxação quando uma carga aplicada sobre eles é retirada e, quando adicionados ao solo, transmitem a ele essa propriedade;
- Diluição da densidade, já que a densidade dos materiais orgânicos é consideravelmente menor que a das partículas minerais do solo, logo a adição desses materiais ao solo resulta em uma mistura de menor densidade;
- Filamentos, como hifas de fungos e raízes, entrelaçam partículas do solo, mantendo-as juntas;
- Determinadas substâncias orgânicas, ao recobrir partículas de argila, podem mudar sua carga elétrica e facilitar o fluxo de água entre elas;
- Substâncias orgânicas, ao reterem fortemente a água, podem aumentar a fricção entre as partículas minerais.

A Figura 28 apresenta o gráfico referente a compressão dos materiais em estudo. O gráfico mostra uma interação entre as partículas de solos argilosos (argilo-minerais); que é feita através de ligações elétricas (grãos possuem cargas elétricas para atração das moléculas de água) e o contato feito através da camada de água absorvida. Já os solos granulares transmitem os esforços diretamente entre partículas. Por esta razão, a compressibilidade dos solos argilosos é superior à dos solos arenosos, pois a camada dupla lubrifica o contato e, portanto, facilita o deslocamento relativo entre partículas. (CARVALHO, 2004)

Figura 28: Gráfico de adensamento do solo Muribeca e suas misturas (a) e do solo Caruaru e suas misturas (b)



(a)



(b)

A Tabela 7 apresenta os resultados do índice de vazios inicial (e_0), tensão de adensamento (σ'_a) e índice de compressibilidade (C_c) dos solos puros e suas

respectivas misturas. Observa-se que os solos puros apresentaram menores índices de vazios quando comparados às misturas, indicando que a adição do composto orgânico aumenta o índice de vazios dos solos, e conseqüentemente o índice de compressibilidade tornando o solo mais compressível. Este fato é compatível com o estudo feito por Gupta *et al.* (1987) que observaram que a adição de material orgânico ao solo resultou em aumento do índice de vazios obtido com uma determinada carga. Carpenedo (1994) observou uma correlação positiva entre o coeficiente de compressão e o teor de matéria orgânica do solo, significando que a mesma tornou o solo mais susceptível à compressão.

Também se pode observar através da Tabela 7 que os corpos de prova saturados dos solos puros e das misturas 2:1 (solo:composto) apresentaram maior compressibilidade e menor tensão de adensamento, enquanto que as misturas 1:1 (solo:composto) apresentaram menor compressibilidade quando saturados. Nos solos saturados, a variação de volume ocorre por uma variação de volume de água contida nos vazios, ou seja, a expulsão da água dos vazios presentes no solo. No caso de solos não saturados, os vazios nos poros consistem em água, ar livre e ar dissolvido. A presença do ar nos poros pode interferir no adensamento do solo, tornando-o mais resistente a compressão. No caso da menor compressibilidade das misturas com maior proporção de composto orgânico, pode ser explicado pelo fato de ocorrer um aumento da força de ligação entre partículas minerais, devido a sua natureza coloidal e comportamento molecular do composto orgânico (SLOANE, 1990), resultando assim na maior resistência a compressão da mistura.

Mesmo apresentando valores diferentes para os parâmetros, é possível concluir que, para os solos e suas respectivas as misturas, não há diferença significativa entre os resultados de suas formas saturada e não saturada. Vale salientar que as camadas de coberturas de aterros sanitários não são dimensionadas para sofrerem sobrecargas.

Tabela 7: Resultados do ensaio de compressibilidade dos materiais

		e_o	σ'_a (kPa)	Cc
Muribeca	Solo Puro – ótima	0,790	200	0,175
	Solo Puro –	0,828	150	0,230

	Inundado			
	Mistura 1:1 – Ótima	1,101	250	0,413
	Mistura 1:1 – Inundado	1,040	120	0,327
	Mistura 2:1 - ótima	0,863	200	0,288
	Mistura 2:1 - Inundado	0,878	180	0,243
Caruaru	Solo Puro – ótima	0,599	140	0,170
	Solo Puro – Inundado	0,571	133	0,146
	Mistura 1:1 – Ótima	0,936	133	0,320
	Mistura 1:1 – Inundado	0,974	178	0,327
	Mistura 2:1 - ótima	0,814	122	0,221
	Mistura 2:1 - Inundado	0,724	128	0,209

4.6 Resistência ao cisalhamento direto

De acordo com Braida (2004), a matéria orgânica tem efeito determinante na formação e estabilização de agregados do solo. Segundo Baumgartl e Horn (1991) e Horn *et al.* (1993), a resistência do solo tende a aumentar com o desenvolvimento de estrutura, uma vez que os parâmetros da resistência ao cisalhamento (coesão – c ; ângulo de atrito interno - f) de agregados individuais são sempre maiores que os da massa do solo e, quanto mais agregado é o solo, mais negativa é a tensão capilar em um mesmo teor de água, e, portanto, menor é a atenuação da carga aplicada sobre ele. Ekwue e Stone (1995) verificaram que a adição de material orgânico reduziu a resistência do solo em baixa umidade e aumentou-a em alta umidade.

A Figura 29 apresenta os gráficos de tensão cisalhante versus o deslocamento horizontal dos solos puros provenientes da Muribeca e Caruaru e suas respectivas misturas na umidade ótima.

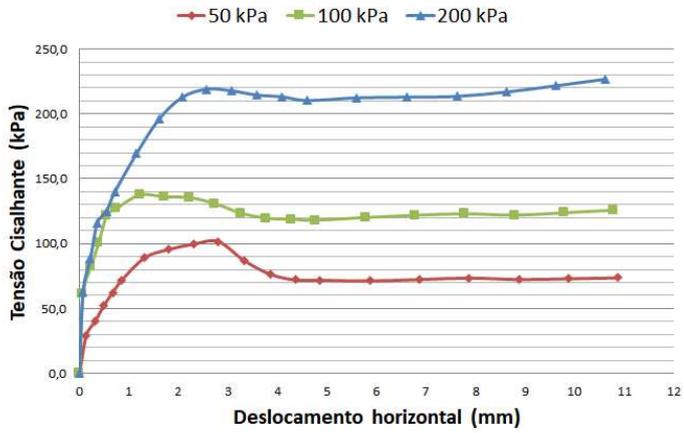
Para o solo puro Muribeca, Figura 29 (a), observa-se nas curvas tensão cisalhante versus deslocamento que as amostras apresentaram comportamento de

pico para tensões normais de 50, 100 e 200 kPa, indicando que o material se comporta como friável.

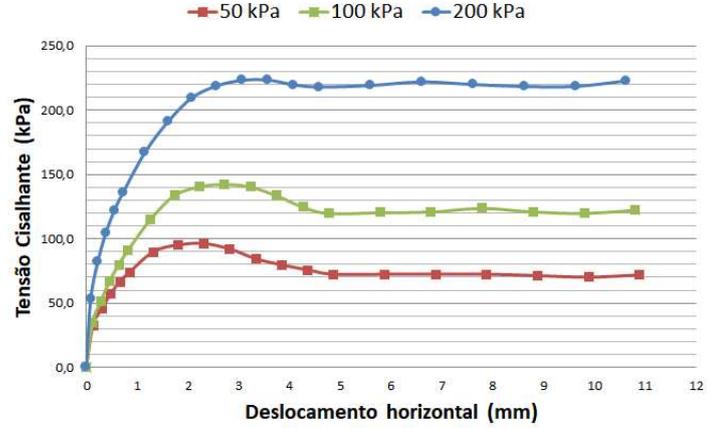
Com relação à mistura 2:1 (solo Muribeca:composto), Figura 29 (b), esta apresentou picos de cisalhamento para as tensões de 50, 100 e 200 kPa, indicando que o mesmo caracteriza-se como material friável.

Para a mistura 1:1 (solo Muribeca:composto), Figura 29 (c), observa-se nas curvas tensão cisalhante versus deslocamento que as amostras apresentaram comportamento de pico para tensão normal de 50 kPa, indicando que o material se comporta como friável. Porém, o mesmo não se verifica para as tensões de 100 e 200 kPa onde o material se comporta como plástico.

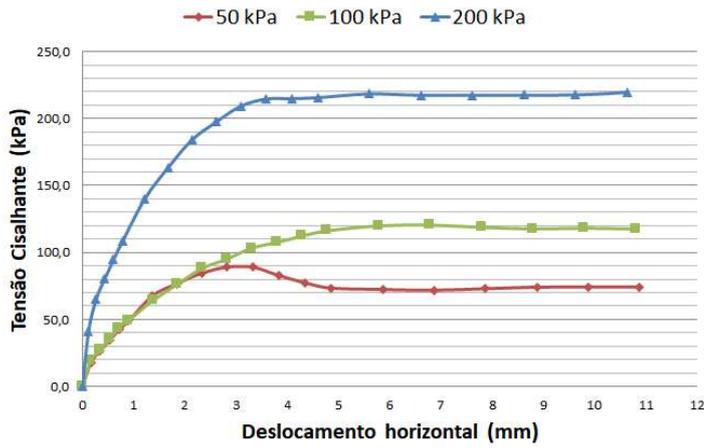
Figura 29: Graficos de tensão cisalhante versus deslocamento horizontal do solo puro (Muribeca) (a), da mistura 2:1 (solo Muribeca:composto) (b), mistura 1:1 (solo Muribeca:composto) (c), solo puro (Caruaru) (d), da mistura 2:1 (solo Caruaru:composto) (e), mistura 1:1 (solo Caruaru:composto) (f) em suas umidades ótimas.



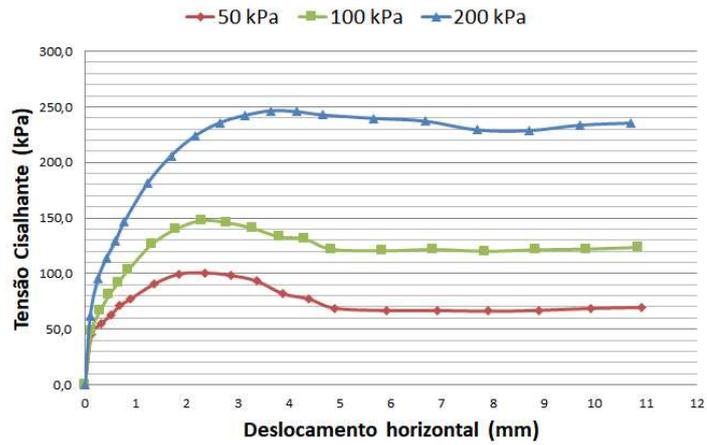
(a)



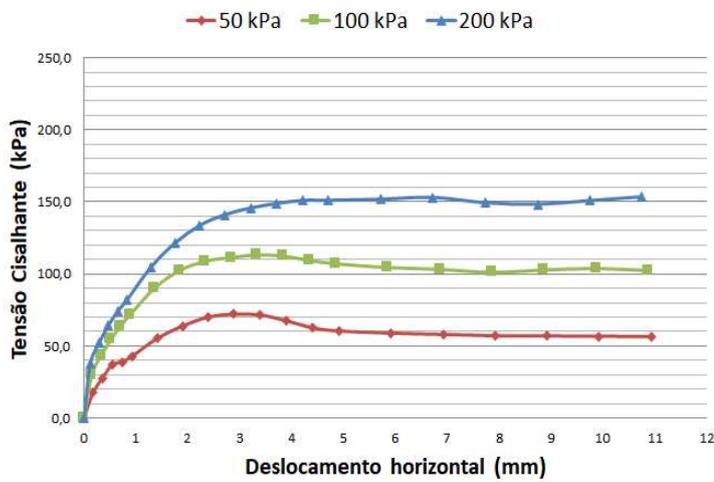
(b)



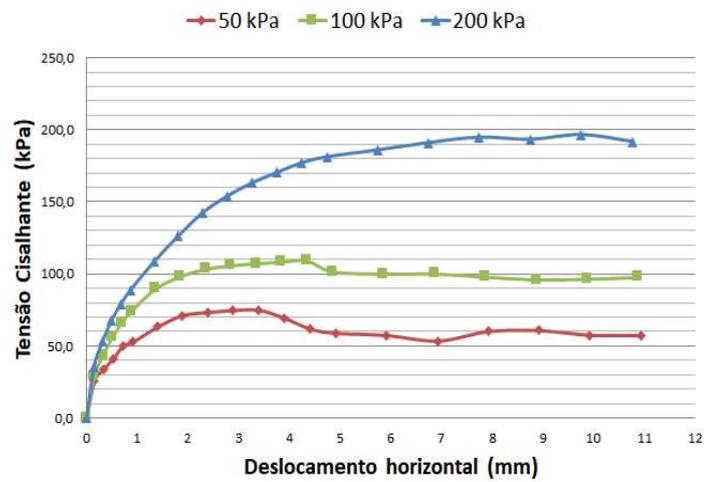
(c)



(d)



(e)



(f)

Para o solo puro Caruaru, Figura 29 (d), observa-se nas curvas tensão cisalhante versus deslocamento que as amostras apresentaram comportamento de pico para todas as tensões normais, indicando que o material se comporta como friável.

A mistura 2:1 (solo Caruaru:composto), Figura 29 (e), apresentou picos de cisalhamento para as tensões de 50 e 100 kPa, indicando que o mesmo se caracteriza como material friável. Porém, o mesmo ocorre para tensão de 200 kPa onde o material se comporta como plástico.

Para a mistura 1:1 (solo Caruaru:composto), Figura 29 (f), nas curvas tensão cisalhante versus deslocamento as amostras apresentaram comportamento de pico para tensões normais de 50 e 100 kPa, mostrando que o material se comporta como friável. Porém, para tensão de 200 kPa não apresenta pico de cisalhamento, se comportando como material plástico.

A Tabela 8 apresenta os resultados das tensões cisalhantes de acordo com as tensões normais dos solos puros provenientes da Muribeca e Caruaru e suas respectivas misturas na umidade ótima.

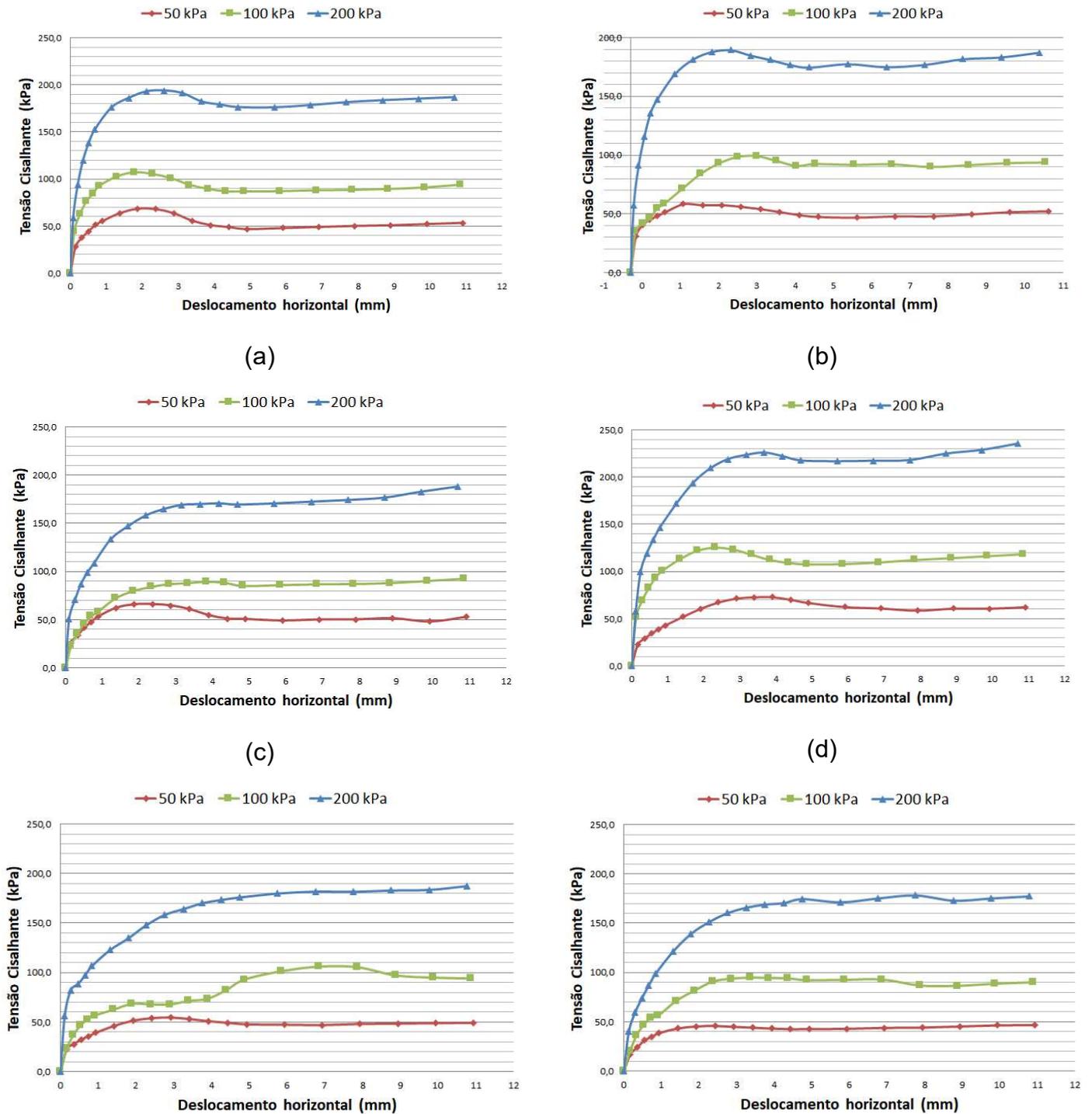
Tabela 8: Tensões cisalhantes das amostras na umidade ótima.

Tensão Normal (kPa)	Tensão cisalhante (kPa)					
	Muribeca			Caruaru		
	Solo puro	Mistura 2:1	Mistura 1:1	Solo puro	Mistura 2:1	Mistura 1:1
50	101,65	96,12	89,03	100,73	72,00	74,83
100	147,27	142,64	120,51	147,53	113,15	109,34
200	226,76	223,29	214,68	246,43	153,47	153,47

Comparando os resultados obtidos (Tabela 8) para os solos puros com os resultados obtidos para as misturas 2:1 (solo:composto) e 1:1 (solo:composto), observa-se que houve redução na tensão de cisalhamento com a adição do composto orgânico, porém não de forma significativa. Esse resultado é compatível com o estudo feito por Ohu *et al.* (1986) e Ekwue (1990), que mostraram situações em que maiores teores de matéria orgânica são acompanhados de diminuição da resistência ao cisalhamento do solo.

A Figura 30 apresenta os gráficos de tensão cisalhante versus o deslocamento horizontal de forma saturada dos solos puros e suas respectivas misturas.

Figura 30: Gráficos de tensão cisalhante versus deslocamento horizontal do solo puro (Muribeca) (a), da mistura 2:1 (solo Muribeca:composto) (b), mistura 1:1 (solo Muribeca:composto) (c), solo puro (Caruaru) (d), da mistura 2:1 (solo Caruaru:composto) (e), mistura 1:1 (solo Caruaru:composto) (f) de forma saturada.



(e)

Com relação ao solo puro Muribeca, Figura 30 (a), observa-se nas curvas tensão cisalhante versus deslocamento que as amostras apresentaram comportamento de pico para tensões normais de 50, 100 e 200 kPa, indicando que o material se comporta como friável.

(f)

A mistura 2:1 (solo Muribeca:composto), Figura 30 (b) apresentou picos de cisalhamento para as tensões de 50, 100 e 200 kPa, indicando que o mesmo se caracteriza como material friável.

Para a mistura 1:1 (solo Muribeca:composto), Figura 30 (c), observa-se que nas curvas tensão cisalhante versus deslocamento as amostras apresentaram comportamento de pico para tensão normal de 50 kPa, indicando que o material se comporta como friável. Porém, o mesmo não se verifica para as tensões de 100 e 200 kPa onde o material se comporta como plástico.

O solo puro Caruaru, Figura 30 (d), apresentou comportamento de pico para tensões normais de 50 e 100 kPa, comportando-se como material friável. A tensão de 200 kPa não apresentou pico de cisalhamento, comportando-se como material plástico.

A mistura 2:1 (solo Caruaru:composto), Figura 30 (e) apresentou picos de cisalhamento para as tensões de 50 e 100 kPa, indicando que o mesmo se caracteriza como material friável. Porém, o mesmo não se verifica para a tensão de 200 kPa onde o material se comporta como plástico.

Para a mistura 1:1 (solo Caruaru:composto), Figura 30 (f), observa-se que nas curvas tensão cisalhante versus deslocamento as amostras não apresentaram comportamento de pico para as tensões normais de 50, 100 e 200 kPa, indicando que o material se comporta como plástico.

A Tabela 9 apresenta os resultados das tensões cisalhantes de acordo com as tensões normais dos solos puros provenientes da Muribeca e Caruaru e suas respectivas misturas na forma saturada.

Tabela 9: Tensões cisalhantes das amostras saturadas.

Tensão Normal (kPa)	Tensão cisalhante (kPa)					
	Muribeca			Caruaru		
	Solo puro	Mistura 2:1	Mistura 1:1	Solo puro	Mistura 2:1	Mistura 1:1
50	68,30	58,25	66,00	72,87	54,37	46,70
100	107,02	99,20	92,56	125,48	106,06	94,68
200	193,99	187,47	188,05	193,99	187,61	178,42

Observa-se através da Tabela 9 que as saturações dos corpos de prova durante os ensaios resultaram na diminuição da resistência dos solos quando comparados aos resultados obtidos pelos corpos de prova não saturados, mesmo com a adição da matéria orgânica. Os resultados não condizem com os resultados obtidos por Ekwue e Stone (1995) que verificaram que a adição de material orgânico reduziu a resistência do solo em baixa umidade e aumentou-a em alta umidade. Este fato indica que o aumento ou redução da resistência do solo dependerá não somente da quantidade de matéria orgânica presente no solo, mas do balanço entre seus efeitos conjuntos sobre a densidade, os parâmetros de cisalhamento, a tensão capilar e o grau de saturação de água (ZHANG *et al.*, 1997).

A Tabela 10 apresenta os resultados de coesão e ângulo de atrito para os solos em estudo. Observa-se que para o solo da Muribeca, comparando com os resultados obtidos para as suas respectivas misturas, houve uma diminuição significativa da coesão enquanto que o ângulo de atrito teve um pequeno aumento com a adição do composto orgânico. Em solos argilosos, a adição do composto orgânico pode aumentar o atrito do solo, já que as partículas orgânicas reteriam a água existente no solo para junto de si, dificultando a formação de películas de água sobre as partículas minerais. Isto indica que a adição do composto orgânico pode aumentar o ângulo de atrito interno, por aumentar o número de pontos de contato entre as partículas, tornando o material menos flexível. (VENDRUSCOLO *et al.*, 2009)

Tabela 10: Coesão e ângulo de atrito dos solos referentes a Muribeca e Caruaru e suas respectivas misturas nas proporções de 1:1 (solo:composto) e 2:1 (solo:composto).

		Coesão (kPa)	Ângulo de atrito (°)
Muribeca	Solo Puro – ótima	60,8	38,2
	Solo Puro – Saturado	24,8	40,1
	Mistura 1:1 – Ótima	42	40,5
	Mistura 1:1 – Saturado	16,7	40
	Mistura 2:1 - ótima	55,8	40,1
	Mistura 2:1 – Saturado	13,1	41,3
Caruaru	Solo Puro – ótima	51,3	44,2
	Solo Puro – Saturado	22,7	45,5
	Mistura 1:1 – Ótima	31,3	39,3
	Mistura 1:1 – Saturado	4,8	41,1
	Mistura 2:1 - ótima	49,7	27,9
	Mistura 2:1 - Saturado	13,6	41,3

O mesmo não foi observado para o solo de Caruaru e suas misturas, onde a adição do composto orgânico resultou na diminuição da coesão e do ângulo de atrito, indicando que a matéria orgânica atua sobre os parâmetros do cisalhamento de diferentes formas. Em solos arenosos, quando produz redução da densidade do solo, a matéria orgânica pode produzir reduções no ângulo de atrito interno, por reduzir o número de pontos de contato entre as partículas e, ainda, por ser um material mais flexível e de menor dureza que as partículas minerais. No entanto, em baixos teores de água, as substâncias orgânicas, por reterem fortemente a água, podem aumentar a fricção entre as partículas (SOANE, 1990; ZHANG & HARTGE, 1990).

De acordo com Braida (2004), a matéria orgânica pode ser associada a dois efeitos contraditórios sobre a resistência do solo: a) aumento da força de ligação entre as partículas minerais e b) mudança no arranjo das partículas (diminuição da densidade). O aumento ou redução da resistência do solo dependerá do balanço entre seus efeitos conjuntos sobre a densidade, os parâmetros de cisalhamento, a tensão capilar e o grau de saturação de água (ZHANG *et al.*, 1997).

Na literatura apresentam-se resultados divergentes, com situações em que maiores teores de matéria orgânica resultam na diminuição da resistência ao cisalhamento do solo (OHU *ET AL.*, 1985; OHU *ET AL.*, 1986; EKWUE, 1990) enquanto que em outros, aumenta (DAVIES, 1985; EKWUE, 1990). Braida (2004) afirma que o comportamento mecânico do solo é dependente do comportamento mecânico de seus agregados. É possível que parte dos resultados divergentes existentes na literatura sejam produzidos por diferenças estruturais existentes nas amostras avaliadas.

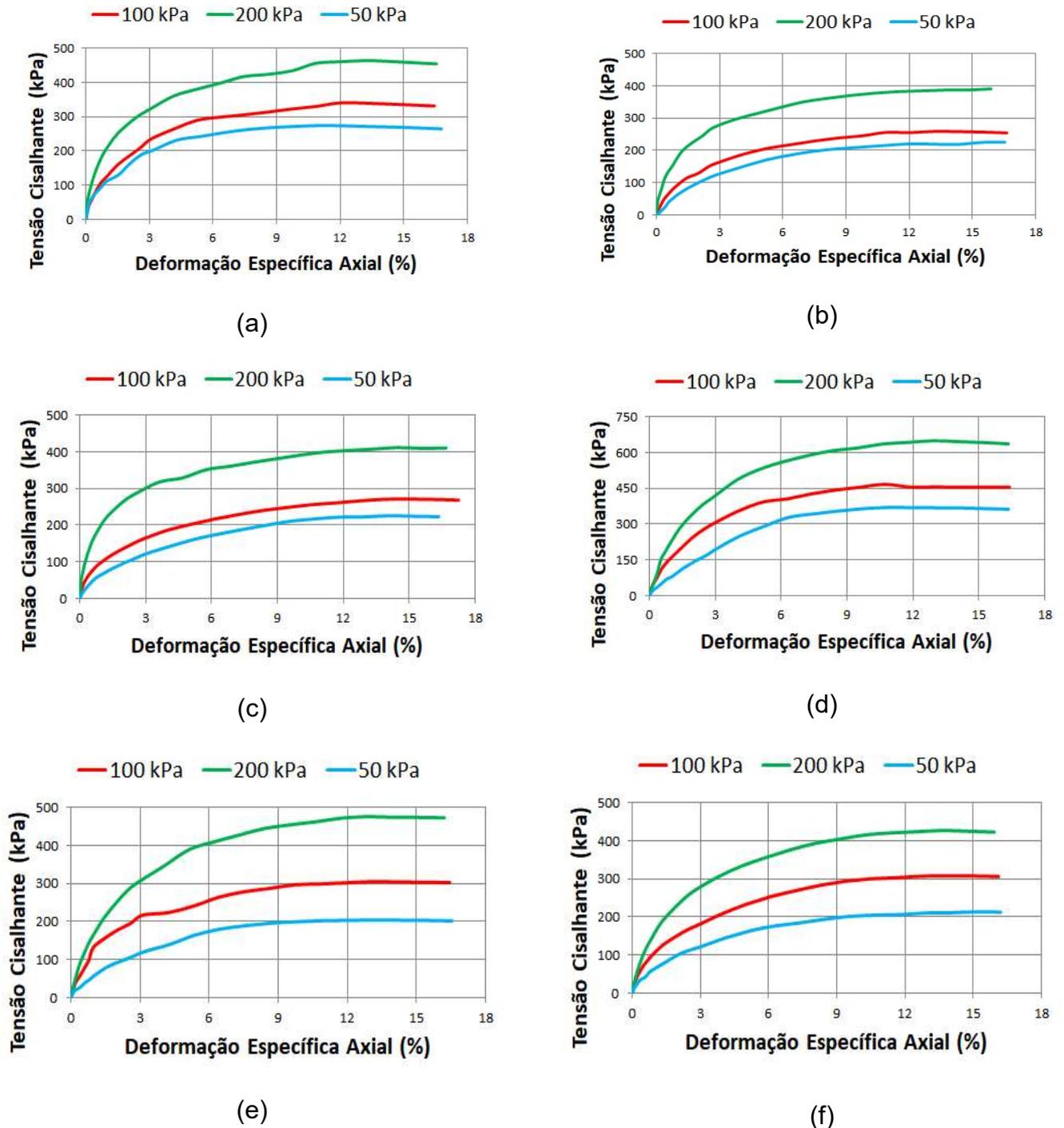
Assim, a coesão e o ângulo de atrito são parâmetros que resultam das características intrínsecas do solo, pois são dependentes de outras propriedades e atributos seus, como textura, estrutura, teor de matéria orgânica, densidade, mineralogia e conteúdo de água (LEBERT; HORN, 1991; SCHJONNING, 1991; ZHANG, 1994; ROCHA *et al.*, 2002), podendo ter diferentes resultados para diferentes tipos de solo.

4.7 Triaxial CIU

A Figura 31 apresenta os gráficos referentes a tensão cisalhante versus a deformação específica axial obtidos no ensaio triaxial CIU dos solos em estudo.

Pode ser observado na Figura 31 que as amostras para ambos os solos e suas respectivas misturas, no ensaio consolidado e não drenado, apresentaram comportamento de endurecimento; ou seja, não havia quedas claras, portanto, sem picos pronunciados (picos de tensão cisalhante) nas encostas das curvas.

Figura 31: Gráficos da tensão cisalhante versus deformação específica Axial do solo puro (Muribeca) (a), da mistura 2:1 (solo Muribeca:composto) (b), mistura 1:1 (solo Muribeca:composto) (c), solo puro (Caruaru) (d), da mistura 2:1 (solo Caruaru:composto) (e), mistura 1:1 (solo Caruaru:composto) (f).



A Tabela 11 apresenta os resultados das tensões cisalhantes de acordo com as tensões normais dos solos puros provenientes da Muribeca e Caruaru e suas respectivas misturas.

Tabela 11: Tensões cisalhantes dos solos e suas respectivas misturas.

Tensão Normal (kPa)	Tensão cisalhante (kPa)					
	Muribeca			Caruaru		
	Solo puro	Mistura 2:1	Mistura 1:1	Solo puro	Mistura 2:1	Mistura 1:1
50	275,81	225,85	226,94	270,18	204,21	213,15
100	340,33	258,10	270,09	467,92	305,14	306,52
200	462,64	390,97	412,70	648,64	474,26	426,18

Os resultados obtidos pelo ensaio triaxial mostram que a adição do composto orgânico resulta na redução na tensão de cisalhamento dos solos puros, porém observa-se que as misturas 1:1 apresentam maior tensão de cisalhamento quando comparadas às misturas 2:1, indicando que uma maior proporção de composto orgânico em misturas de solo:composto pode aumentar a resistência do solo em oposição a misturas com maior proporção de solo.

Apesar da adição do composto orgânico ao solo resultar na diminuição da resistência ao cisalhamento, esta redução não foi significativa. Esse resultado é compatível com os resultados obtidos pelo ensaio de cisalhamento direto, onde a adição do composto também resultou na diminuição da tensão de cisalhamento dos solos.

Observando os resultados da Tabela 12, conclui-se que a adição do composto orgânico resultou na diminuição significativa da coesão, enquanto que o ângulo de atrito obteve um pequeno aumento. Essa mesma tendência foi observada no ensaio de resistência ao cisalhamento direto.

Tabela 12: Coesão e ângulo de atrito dos solos referentes a Muribeca e Caruaru e suas respectivas misturas nas proporções de 1:1 (solo:composto) e 2:1 (solo:composto).

		Coesão (kPa)	Ângulo de atrito (°)
Muribeca	Solo puro	72,73	23,00
	Mistura 2:1 (solo:composto)	59,5	21,54
	Mistura 1:1 (solo:composto)	60,0	21,80
Caruaru	Solo puro	72,22	26,57
	Mistura 2:1 (solo:composto)	45,45	26,98
	Mistura 1:1 (solo:composto)	54,55	24,44

Comparando os resultados obtidos no teste triaxial com os resultados obtidos no teste de cisalhamento direto não saturado, observa-se que os parâmetros de resistência ao cisalhamento obtidos a partir dos resultados dos testes de cisalhamento direto e triaxial são diferentes. O ângulo de atrito do teste triaxial é em torno de 17° inferior ao obtido pelo teste de cisalhamento direto. Enquanto que a coesão obteve uma diferença média de 45 kPa.

As diferenças dos valores dos parâmetros de resistência são causadas devido a diferentes estados de tensão-deformação, os quais são formados nas amostras durante o teste. Tensões no plano de cisalhamento, tanto para tensão normal quanto para a tensão de cisalhamento, são alocadas de forma desigual. As tensões verticais no plano de cisalhamento variam em mais de três vezes, enquanto que o esforço de cisalhamento varia mais de duas vezes. Na amostra a tensão é distribuída uniformemente durante o teste de compressão triaxial. Na parte superior e inferior da amostra são afetados não apenas a tensão normal principal, mas também o esforço de cisalhamento. No entanto, ao calcular os parâmetros de

resistência ao cisalhamento, as tensões de cisalhamento horizontais não são consideradas. (MEDZVIECKAS *et al.*, 2017)

4.8 Curvas de retenção de água no solo

As curvas de retenção de água dos solos puros e suas respectivas misturas 2:1 e 1:1 (solo:composto) são apresentadas na Figura 32. As curvas relacionam a umidade gravimétrica com a sucção matricial. Com relação ao solo da Muribeca observa-se uma variação na umidade de aproximadamente 15% entre o solo puro e a mistura 1:1, e em relação à mistura 2:1 uma variação de aproximadamente 11%, enquanto que as misturas apresentam uma variação de 4% entre si. Com relação ao solo de Caruaru obteve-se uma variação na umidade máxima de aproximadamente 20% entre o solo puro e a mistura 1:1, e com relação à mistura 2:1 uma variação de aproximadamente 10%, enquanto que as misturas apresentam uma variação de 10% entre si.

Considerando a relação entre variação de umidade gravimétrica e sucção ($C=\Delta w/\log\Delta\Psi$), o solo puro referente a Muribeca e suas respectivas misturas 2:1 e 1:1 (solo:composto) apresentaram capacidade diferencial de umidade, respectivamente, iguais a 5,59%; 7,65% e 8,50%. Com relação ao solo puro de Caruaru e suas misturas 2:1 e 1:1 (solo:composto), temos uma capacidade diferencial de 4,03%; 6,15% e 8,21%. Observa-se que a mistura 1:1 (solo:composto) apresenta maior capacidade diferencial de umidade do que a mistura 2:1 e o solo puro para ambos os casos, indicando que quanto maior o percentual de composto maior a retenção de água no solo.

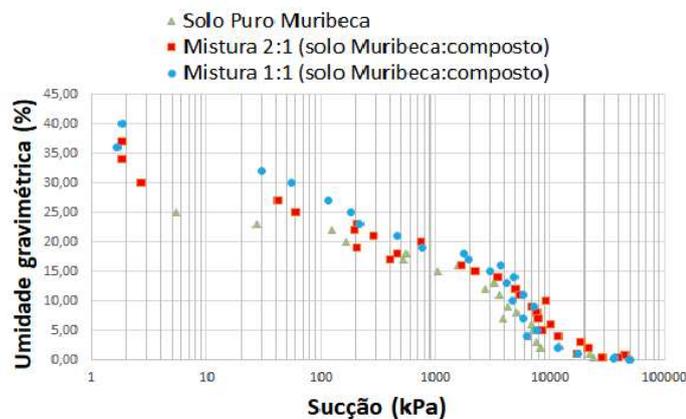
Observa-se que o solo Muribeca e suas respectivas misturas apresentaram maior capacidade de retenção de água quando comparado ao solo de Caruaru e suas respectivas misturas; este fato pode ser devido à maior porcentagem de finos presente na composição granulométrica do solo da Muribeca. De acordo com Lorenzo (2010), solos que apresentam maior proporção de argila, apresentam maior proporção de microporos que solos com estrutura granular, apresentando maior capacidade de retenção de água.

De acordo com Almeida (2017), a capacidade de condução e retenção de água de determinado solo depende de suas características granulométricas, mineralógicas e estruturais. A granulometria do solo é a característica que melhor

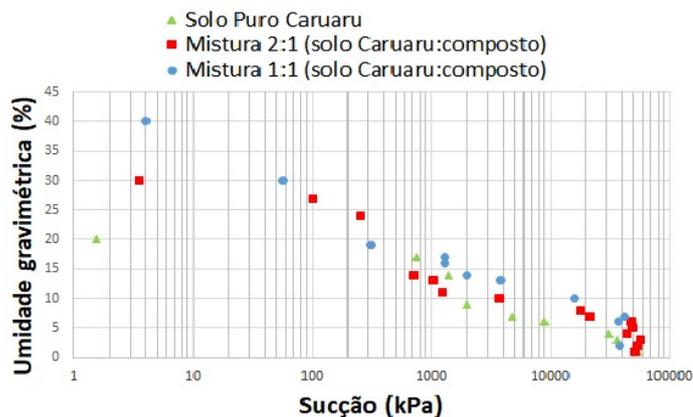
descreve a sua eficiência na retenção de água no solo (URACH, 2007). De acordo com o coeficiente de Pearson (indicador de relação das características do solo e a umidade retida), a argila detém uma correlação positiva enquanto que a areia apresenta uma correlação negativa.

De acordo com Santos (2015), a adição do composto ao solo faz com que as partículas de areia, silte e argila do solo se juntem com a do composto em grumos que ajuda a retenção e drenagem da água, além de melhorar a aeração.

Figura 32: Gráficos da sucção Matricial obtida para os solos da Muribeca e suas misturas (a) e do solo Caruaru e suas misturas (b).



(a)



(b)

De acordo com Braida (2004), a adição de matéria orgânica no solo resulta em maior número de ligações entre as partículas minerais, consequentemente haverá aumento da estabilidade dos agregados, aumento da força de retenção de água e aumento da CTC (capacidade de troca catiônica).

A matéria orgânica possui uma área superficial específica variando entre 800 a 900 m² g⁻¹ (MEURER *et al.*, 2000) e uma CTC que pode chegar a 1400 cmolc kg⁻¹ (CANELLAS *et al.*, 1999). Com elevado número de cargas superficiais e uma elevada área superficial específica, o composto orgânico é capaz de reter uma quantidade muito maior que aquela que o solo retém, resultando que a água adicionada fica concentrada próximo das partículas orgânicas, dificultando a formação de películas de água sobre a superfície dos grãos no solo. (BRAIDA, 2004)

Dois mecanismos através dos quais a retenção de água do solo é influenciada pela matéria orgânica do solo são sugeridos, ou seja, em potenciais matriciais mais altos, a matéria orgânica do solo afeta a retenção de água no solo, principalmente alterando os parâmetros estruturais do solo, incorporados como densidade aparente; enquanto que em potenciais matriciais mais baixos, a matéria orgânica do solo funciona aumentando a capacidade adsorvente do solo para reter mais água. (YANG *et al.*, 2014)

4.9 Permeabilidade do solo

Como o objetivo do estudo é a determinação do comportamento da camada de cobertura com uso de composto orgânico, foram feitas as determinações das permeabilidades ao ar e à água somente com as misturas, afim de verificar se as mesmas atendem aos critérios impostos pela norma da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA).

4.9.1 Condutividade hidráulica

A Tabela 13 apresenta os resultados obtidos no ensaio de permeabilidade à água para as misturas feitas com os solos da Muribeca e Caruaru nas proporções de 2:1 e 1:1 (solo:composto).

Tabela 13: Permeabilidade à água das misturas.

Permeabilidade à água (m/s)		
Muribeca	Mistura 2:1 (solo:composto)	$5,60 \times 10^{-9}$
	Mistura 1:1 (solo:composto)	$2,77 \times 10^{-9}$
Caruaru	Mistura 2:1 (solo:composto)	$9,84 \times 10^{-9}$
	Mistura 1:1 (solo:composto)	$3,59 \times 10^{-8}$

Weil e Magdoff (2004) afirmaram que a matéria orgânica aumenta a capacidade de retenção de água dos solos por absorção direta e, desta forma aumenta a formação e estabilização de agregados contendo uma abundância de poros que retém água sob tensão moderada.

Estudos feitos por Coşkun Gülser et al (2017) mostraram que a adição de matéria orgânica em solos aumenta a capacidade de retenção de água no solo e diminui seus valores de condutividade hidráulica. O solo tem uma maior distribuição de tamanho dos poros e geralmente possui maior condutividade hidráulica (HILLEL, 1982; GÜLSER, 2006).

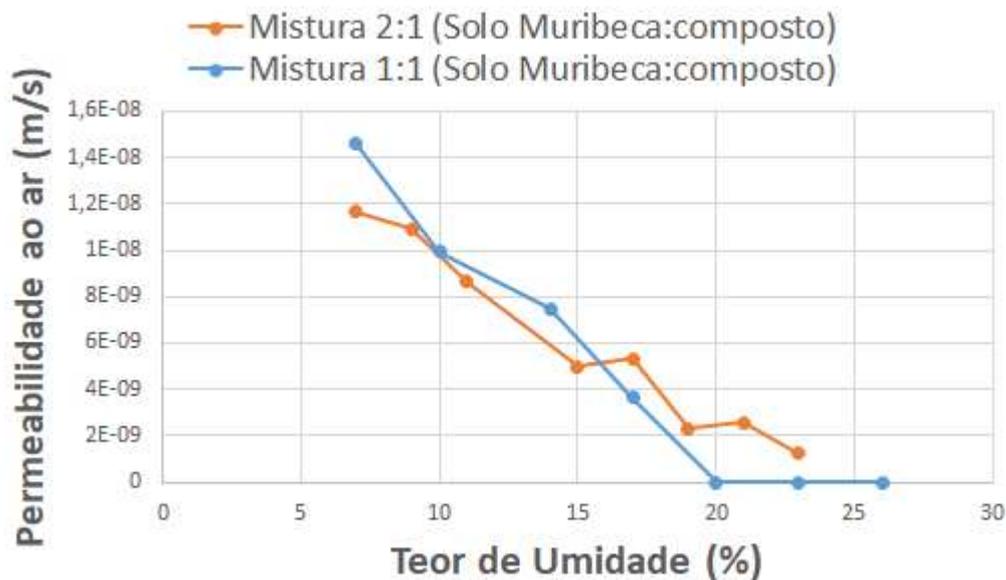
Observa-se, através da Tabela 13, que todas as amostras apresentaram condutividade hidráulica na ordem de grandeza de 10^{-9} m/s, exceto a mistura 1:1 (solo:composto) do solo Caruaru, que obteve condutividade hidráulica na ordem de grandeza de 10^{-8} . Essa diferença na ordem de grandeza da mistura 1:1 com o solo de Caruaru pode ser atribuída a sua granulometria; a mesma apresentou maior porcentagem de material granular quando comparado às outras misturas, sendo assim, a mesma possui macroporos (vazios entre os agregados de partículas) que contribuem para sua maior permeabilidade. Os valores obtidos foram muito próximos para a Muribeca; mesmo com a adição do composto orgânico, a condutividade hidráulica não sofreu grande variação. Ao contrário dos estudos feitos por Coşkun Gülser et al (2017), a adição do composto orgânico não possui grande influência na condutividade hidráulica dos solos aqui estudados, porém os resultados obtidos estão de acordo com os resultados obtidos por Maciel (2003), Lopes (2011) e Costa (2015).

De acordo com a USEPA (2011), a camada de cobertura deve ter uma permeabilidade menor que 1×10^{-7} m/s. O baixo valor de condutividade hidráulica dificulta a percolação de água proveniente das chuvas para dentro do aterro. Estas condições são atendidas pelas amostras aqui estudadas.

4.9.2 Permeabilidade ao ar

A Figura 33 apresenta o gráfico das misturas 1:1 e 2:1 (solo:composto) do solo da Muribeca. O gráfico foi feito através do processo de secagem das amostras e a verificação do coeficiente de permeabilidade correspondente à umidade da amostra. O objetivo da realização do processo de secagem é caracterizar o comportamento do solo e a sua eficiência em reter os gases gerados no aterro durante períodos de seca e chuvosos.

Figura 33: Permeabilidade ao ar das misturas 1:1 e 2:1 (solo Muribeca:composto).



É possível observar nos gráficos da Figura 33 que as duas misturas apresentaram comportamento similar, mesmo com as diferentes proporções de composto orgânico. Observa-se que, à medida que a umidade do solo aumenta, a permeabilidade ao ar diminui. Pode-se observar também que para teores de umidade acima da umidade ótima não foi possível determinar o valor de permeabilidade ao ar. Estudos feitos por Silva *et al.* (2009) em dois Nitossolos argilosos, mostraram que, à medida que a umidade volumétrica reduziu, os valores da permeabilidade ao ar aumentaram. O comportamento foi explicado pelos autores

através da função da formação de caminhos preferenciais contínuos através dos poros quando a água é drenada. Em um solo construído e que continha 97% de areia, o aumento na quantidade de poros bloqueados por água em função do aumento da Umidade volumétrica também afetou a permeabilidade, reduzindo seus valores (SEYFRIED; MURDOCK, 1997). Mentges (2014) afirmou, considerando os dados e pesquisas, que o efeito negativo da umidade volumétrica na permeabilidade ao ar existe, porém indireto, uma vez que a redução na umidade volumétrica proporciona uma maior quantidade de poros livres, mas que esses, obrigatoriamente, necessitam ser contínuos (ou não bloqueados) para que o fluxo de ar ocorra no solo.

Não foi possível realizar o mesmo procedimento de secagem para as misturas 1:1 e 2:1 (solo:composto) com o solo de Caruaru. Por possuírem em sua granulometria maior porcentagem de material granular, as misturas possuem permeabilidade elevada, não sendo necessária a aplicação de elevada pressão confinante para determinação de seu coeficiente de permeabilidade. A Tabela 14 apresenta os resultados obtidos no ensaio de permeabilidade ao ar para as misturas feitas com o solo de Caruaru nas proporções de 2:1 e 1:1 (solo:composto).

Tabela 14: Permeabilidade ao ar das misturas feitas com solo de Caruaru.

Permeabilidade ao ar (m/s)		
Caruaru	Mistura 2:1 (solo:composto)	$5,31 \times 10^{-8}$
	Mistura 1:1 (solo:composto)	$1,06 \times 10^{-7}$

Observa-se na Tabela 14 que para as misturas feitas com o solo de Caruaru, a adição do composto pouco influenciou na permeabilidade ao ar do solo. A maior influência neste caso seria da granulometria do solo. De acordo com McCarthy e Brown (1992) a granulometria do solo, por afetar as características da porosidade de aeração e provocar diferenças na capacidade de retenção de água, também pode afetar o comportamento da permeabilidade ao ar (MENTGES, 2014).

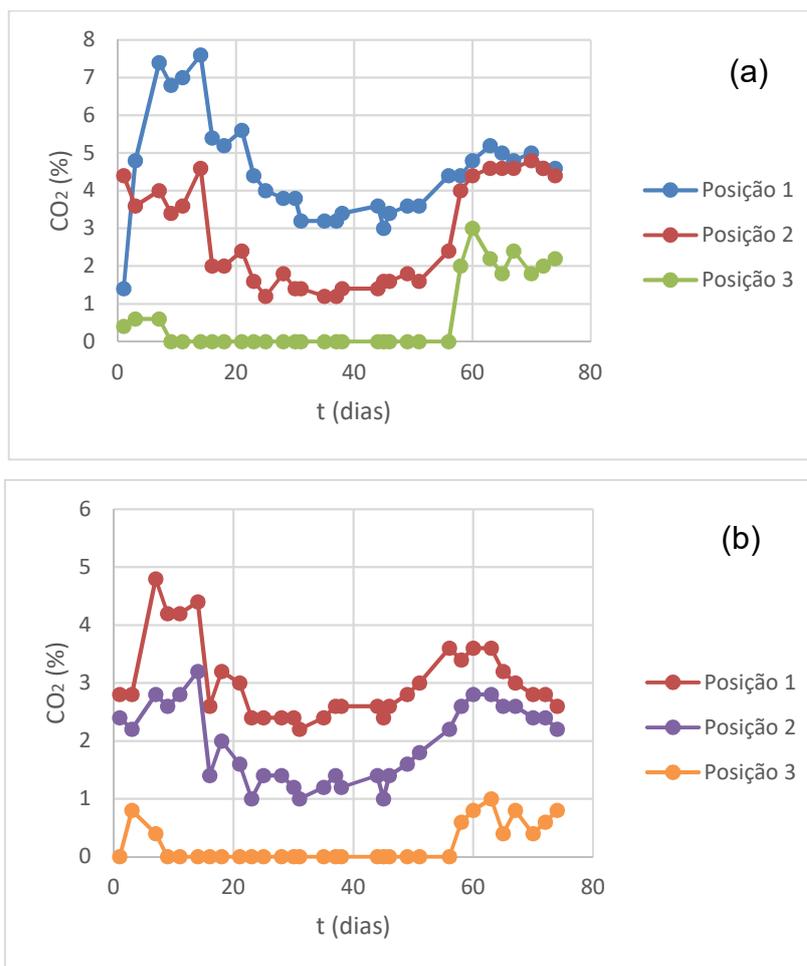
4.10 Ensaio na coluna

4.10.1 Concentração de gases nas colunas

O ensaio da coluna foi feito apenas para as misturas com proporções de 1:1 (solo:composto), pois as mesmas apresentaram as condições mais adversas nos ensaios de caracterização física. A coluna 1 foi preenchida com a mistura 1:1 (solo Muribeca:composto) e a coluna 2 foi preenchida com a mistura 1:1 (solo Caruaru:composto); ambas foram saturadas durante um período de duas semanas.

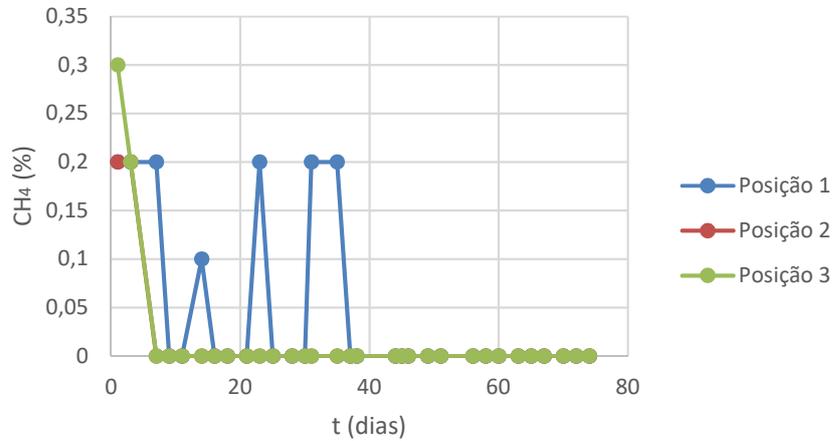
As Figuras 34 e 35 apresentam as concentrações de dióxido de carbono e metano nas colunas 1 e 2, respectivamente. Observa-se que as colunas apresentaram comportamentos semelhantes, apesar das diferentes características entre os solos utilizados nas misturas.

Figura 34: Concentração de Dióxido de carbono nas colunas 1 (a) e 2 (b).

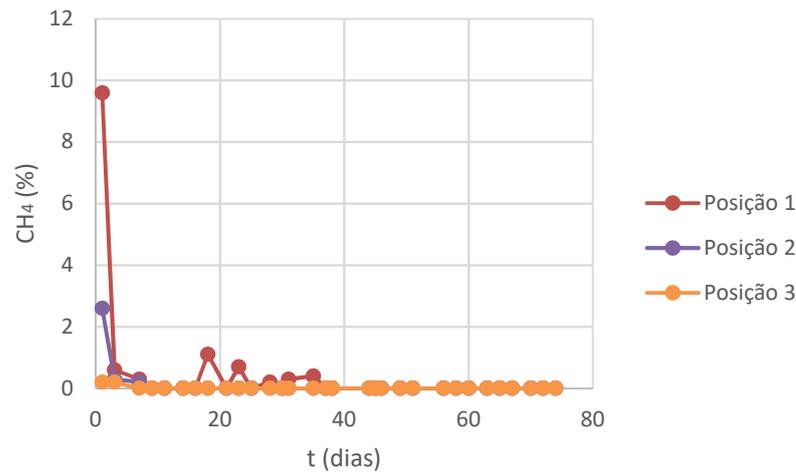


A posição 1 encontra-se à 230 mm da base; posição 2 encontra-se à 510 mm da base e a posição 3 encontra-se na saída superior da coluna.

Figura 35: Concentração de Metano nas colunas 1 (a) e 2 (b).



(a)



(b)

A posição 1 encontra-se à 230 mm da base; posição 2 encontra-se à 510 mm da base e a posição 3 encontra-se na saída superior da coluna.

Um aumento ascendente na proporção de CH_4 para CO_2 pode ser observado em ambas as colunas. As colunas também apresentaram maior concentração de CO_2 em todas as profundidades, indicando o consumo de metano microbiano até a base da coluna.

Na Figura 35 observa-se que a presença de metano é detectada em maiores concentrações nos primeiros dias de ensaio, para ambas as colunas. Ao longo dos 30 dias iniciais as concentrações diminuíram até não ser mais detectada a presença

do metano nas colunas. Como na base das colunas o metano era injetado na concentração de 99,995% durante todo o ensaio, começa-se a considerar a oxidação deste gás pelas bactérias metanotróficas.

Na Figura 34 observa-se que ambas as colunas apresentaram comportamento similar, com a maior concentração de dióxido de carbono na base das colunas (posição 1). As bactérias tendem a migrar para níveis mais profundos onde há mais umidade no solo (RODRIGUES et al, 2011). Este fato justifica a maior concentração de dióxido de carbono na base. Apesar de apresentar comportamentos similares, a coluna 1 apresentou maior concentração de dióxido de carbono, quando comparado à coluna 2; a diferença nas concentrações pode ser justificada através das granulometrias dos solos utilizados nas misturas. O solo utilizado na coluna 1 apresentou maior porcentagem de finos do que o solo utilizado na mistura da coluna 2. A maior quantidade de finos permite ao solo uma maior capacidade de retenção de água e maior umidade, criando um ambiente mais propício para a proliferação das bactérias metanotróficas. Conseqüentemente, a coluna 1 poderá conter maior número de colônias de bactérias metanotróficas e assim maior concentração de dióxido de carbono devido à maior capacidade de oxidação do metano pelas bactérias.

De acordo com Gebert et al (2011), a difusividade do solo está relacionada à porosidade e à conectividade do sistema de poros. A mesma concluiu que, desde que as propriedades químicas do solo, a exemplo do pH, dos nutrientes e da salinidade, que dependem da mineralogia do material original, não restrinjam a atividade das bactérias metanotróficas, então a capacidade de oxidação do metano de um solo de cobertura de aterro é relacionada a suas propriedades físicas. As condições que limitam o fornecimento de oxigênio, desfavoráveis à atividade metanotrófica, tendem a surgir de materiais com baixa parcela de poros grosseiros e/ou solos compactados.

Em seus estudos, Gebert et al (2011) concluíram que o desempenho das colunas não é governado pela magnitude do potencial de oxidação do metano da comunidade metanotrófica como tal, mas pela diferente extensão da entrada de

oxigênio difusiva como resultado das variações no espaço de poro disponível para o transporte gasoso que por sua vez dependia do grau de compactação.

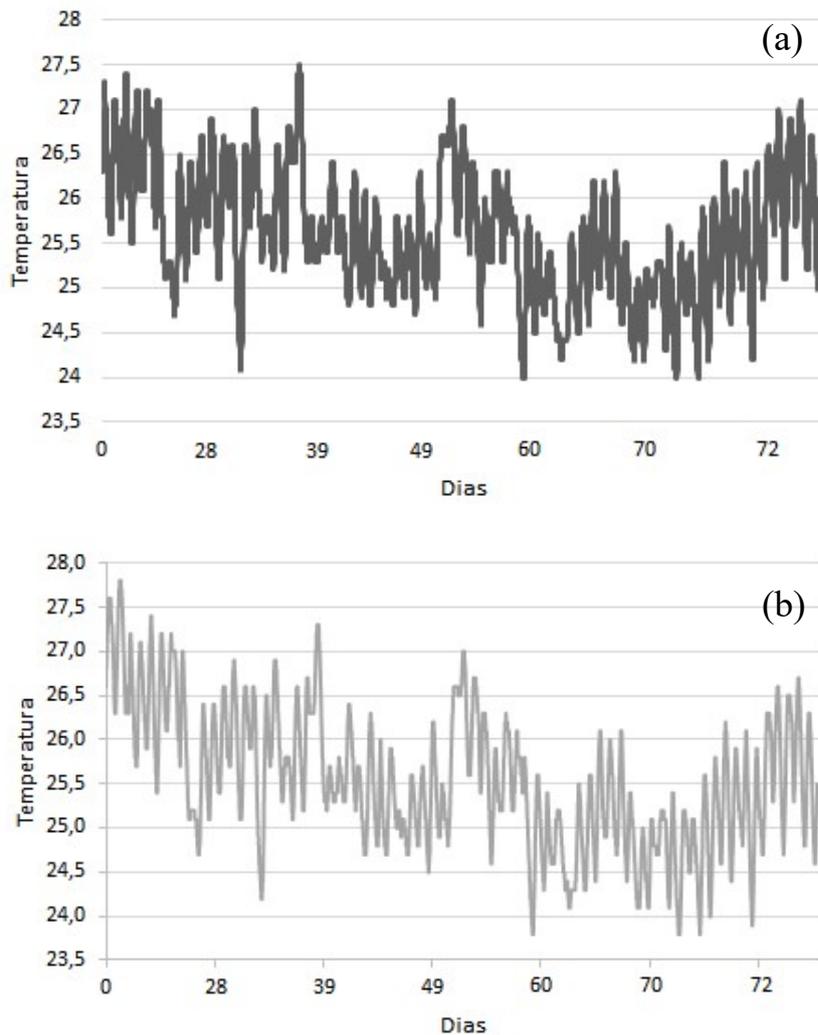
Em geral, as taxas de oxidação observadas se comparam bem à faixa encontrada por outros autores que investigaram a capacidade de oxidação do metano de solos de cobertura de aterros em experimentos de coluna semelhantes, como De Visscher *et al.* (1999); Hilger *et al.* (2000); Scheutz & Kjeldsen (2003).

Com relação aos dados obtidos através dos sensores 5ET, com capacidade de captar e armazenar dados de umidade, condutividade elétrica e temperatura durante o ensaio, foi verificado que a umidade variou em torno de 2% em ambas as colunas (Figura 36). Como as colunas foram mantidas abertas durante toda a execução do ensaio, a umidade nas colunas pode ter sido perdida para o ambiente, causando sua diminuição.

A condutividade do solo manteve-se constante para ambas as colunas durante todo o ensaio. Com condutividade elétrica de 0,58 $\mu\text{s}/\text{cm}$ para a coluna 1 e 0,42 $\mu\text{s}/\text{cm}$ para a coluna 2. A condutividade elétrica mais elevada encontrada na coluna 1 quando comparada à coluna 2, é compatível com os estudos feitos por Molin e Rabello, (2011), que verificaram maior condutividade em solos argilosos que em solos arenosos.

A Figura 36 apresenta a variação de temperatura nas colunas 1 e 2 durante o ensaio.

Figura 36: Variação de temperatura nas colunas 1 (a) e 2 (b).



Pode ser observado através da Figura 36 que ambas as colunas apresentaram variação de temperatura durante a execução do ensaio; as temperaturas variaram entre 23,5 °C e 27,5 °C.

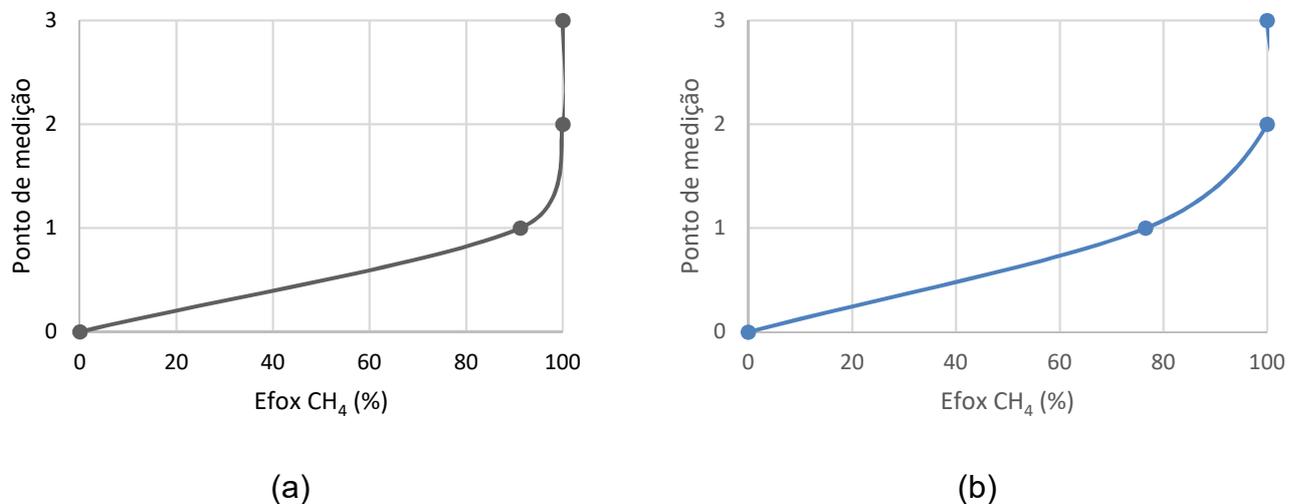
O efeito da temperatura na taxa de oxidação do metano é dependente do teor de umidade em substratos com baixa capacidade de aeração, como no caso de camadas de coberturas de aterro (TEIXEIRA *et al*, 2007).

Muitos estudos anteriores mostraram que a metanogênese aumenta com a temperatura (por exemplo, Moore e Dalva, 1993; Wang *et al.*, 1999; Mer e Roger, 2001). Este efeito é conduzido por um metabolismo acelerado das metanotróficas do solo a temperaturas mais elevadas (KARBIN *et al*, 2015)

4.10.2 Eficiência de oxidação do CH₄

A estimativa de oxidação de CH₄ foi determinada como mostrado na metodologia (item 3.6) através da relação entre as concentrações de CO₂ e CH₄, desde a base da camada até a superfície. A Figura 37 apresenta os perfis de média de eficiência de oxidação acumulada das colunas 1 e 2.

Figura 37: Eficiência de oxidação de CH₄ das Colunas 1 (a) e 2 (b).

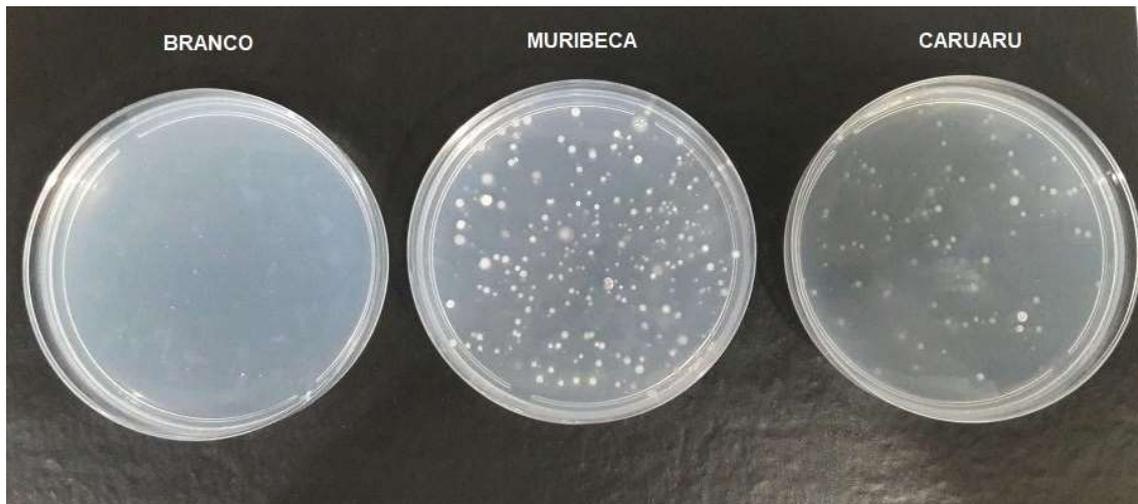


Verificou-se nas medições que ambas as colunas apresentaram uma característica padrão de diminuição de concentração de CH₄ desde a base até a superfície. As colunas apresentaram eficiência média de oxidação de 100%. Esse nível de eficiência é semelhante às apresentadas por Gebert *et al.* (2011), que reportam eficiências variando entre 95% e 100% em ensaios com grau de compactação de 75% e fluxos de 3,53 g CH₄ m⁻² h⁻¹. Huber-Humer e Lechner (2001) determinaram eficiência de oxidação de CH₄ de até 100% em camadas de material de baixa densidade, como é o caso das colunas em estudo.

4.11 Microbiologia

As amostras dos solos estudados apresentaram crescimento positivo de microrganismos metanotróficos, como pode ser observado na Figura 38.

Figura 38: Crescimento de microrganismos metanotróficos



A Tabela 15 apresenta a contagem de colônias de bactérias encontradas nos solos usados no ensaio de coluna.

Tabela 15: Contagem das bactérias nas colunas.

Coluna	Contagem das bactérias (UFC/g)
1	$2,37 \times 10^7$
2	$0,83 \times 10^7$

Pode-se observar, através da Tabela 15, que a coluna 1 contendo a mistura 1:1 feita com solo da Muribeca apresentou maior contagem de bactérias, quando comparado à mistura 1:1 feita com solo de Caruaru presente na coluna 2. A mistura 1:1 (solo Muribeca:composto) presente na coluna 1 apresentou em sua composição granulométrica maior porcentagem de finos, principalmente com relação à fração argilosa. Solos argilosos possuem maior capacidade de retenção de água, tendo como consequência maior teor de umidade. O maior teor de umidade da mistura 1:1 (solo Muribeca:composto) da coluna 1 pode ter criado melhores condições para o desenvolvimento das bactérias, quando comparado à mistura 1:1 (solo Caruaru:composto) presente na coluna 2.

De acordo com Nunes e Rezende (2015) a ocorrência de microrganismos em um ambiente é determinada por vários fatores físico-químicos do solo como o pH, temperatura, textura e umidade. As bactérias tendem a migrar para níveis mais profundos onde há mais umidade no solo (RODRIGUES et al, 2011)

De acordo com Teixeira (2009), o aumento da contagem de NMP é inversamente proporcional ao grau de saturação das amostras. Este fato interfere na permeabilidade aos gases metano e oxigênio, necessários ao metabolismo dos microrganismos na camada de cobertura.

5. CONCLUSÕES E PERSPECTIVAS

5.1. Conclusões

As análises feitas permitem aferir positivamente sobre a capacidade geotécnica que as misturas podem proporcionar sob a condição de camadas de cobertura de aterro sanitário. Com relação à granulometria, as misturas tiveram pequeno aumento na proporção de granulometria mais grossa, com o acréscimo do material compostado, reduzindo também a plasticidade do material com o acréscimo do composto. Na análise de compactação, é possível observar uma menor densidade apresentada pelo material com o acréscimo do produto compostado. Isso ocorre devido à baixa densidade da matéria orgânica, que reduz a densidade da mistura. Também foi observado o aumento na umidade ótima com o acréscimo de composto, o que pode vir a ser benéfico no sentido de manter a camada mais úmida, evitando ressecamentos e fissuras (comuns nas regiões mais secas do país quando da utilização de camadas de cobertura com material argiloso), que permitem escape do gás de aterro sem sua ideal oxidação, aumentando a carga poluidora do aterro, e a entrada de precipitações, podendo recair no aumento do volume de lixiviados do aterro a ser tratados.

Quanto à compressibilidade dos materiais, observaram-se grandes similaridades nos coeficientes obtidos, evidenciando que o acréscimo de composto não trouxe grande perda nas capacidades geotécnicas de carga do material. As misturas apresentaram comportamento mais compressível na proporção com maior adição de composto, mas que não caracteriza grandes problemas, considerando que as camadas de coberturas são consideradas após o fechamento da célula do aterro, não recebendo assim carregamentos excessivos.

Com relação à resistência dos materiais, foi observada uma redução na tensão de cisalhamento com a adição do composto orgânico. A coesão é mais influenciada pela adição do composto orgânico do que o ângulo de atrito.

No ensaio de condutividade hidráulica observa-se que as misturas apresentam permeabilidades à água variando entre 10^{-8} e 10^{-9} m s⁻¹, estando de acordo com os padrões indicados pela USEPA (2003) para camadas de cobertura

em aterros sanitários, garantindo assim que não haja percolação em excesso de água proveniente das chuvas, como também a emissão de gases poluentes à atmosfera. Com relação permeabilidade ao ar, o solo da Muribeca e as suas respectivas misturas apresentaram menor permeabilidade quando comparado ao solo de Caruaru e suas misturas, tornando-o mais eficiente contra o escape dos gases gerados no aterro.

No ensaio da coluna, foi possível constatar a eficiência da camada oxidativa na oxidação do gás metano, podendo observar a formação de dióxido de carbono e redução de metano em ambas as colunas. Esta formação de dióxido de carbono é decorrente da atividade microbiana existente nas camadas oxidativas, comprovada pelo ensaio microbiológico que aferiu positivamente a existência de bactérias metanotróficas em ambas as colunas. A coluna 1, composta pela mistura 1:1 (solo Muribeca:composto orgânico), apresentou maior eficiência que a coluna 2, composta pela mistura 1:1 (solo Caruaru:composto orgânico), apresentando maior geração de dióxido de carbono, o que pode ser justificado pela presença de maiores quantidades de bactérias metanotróficas responsáveis pela oxidação do metano.

Portanto, pode-se concluir que os materiais estudados se mostram potencialmente adequados ao uso em camadas de cobertura oxidativas para aterros sanitários, mostrando-se uma alternativa viável para implantação em municípios, reduzindo a necessidade do uso de materiais argilosos, sem detrimento da segurança de operação e uso posterior da localidade do aterro.

5.2 Sugestões para trabalhos futuros

- Análise do comportamento da coluna com relação ao fluxo de água;
- Analisar o desempenho da coluna quando submetida a vários ciclos de secagem e umedecimento, para determinar a perda de eficiência dos materiais nas camadas.
- Analisar o comportamento das colunas quando submetidas a diferentes fluxos de metano.

REFERÊNCIAS

- ABUSHAMMALA, M. F. M. BASRI, N. E. A. IRWAN, D. YOUNES, M. K. Methane Oxidation in Landfill Cover Soils: A Review. **Asian Journal of Atmospheric Environment**, V. 8-1, p.1-14, 2014.
- ABRELPE. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2016**. São Paulo, p.92. 2016.
- ALBANNA, M., FERNANDES, L., WARITH, M. Methane oxidation in landfill cover soil; the combined effects of moisture content, nutrient addition, and cover thickness. **Journal of Environmental Engineering Science**, v.6, p.191-200, 2007.
- ALBRIGHT, W. H. BENSON, C. H. GEE, G. W. ABICHOU, P. E. TYLER, S. W. & ROCK, S. Field performance of a compacted clay landfill final cover at a humid site. **Journal of Geoenvironmental Engineering**, ASCE. 2005.
- ALMEIDA, A. **AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DAS CAMADAS DE COBERTURA DE ATERRO SANITÁRIO PARA A REDUÇÃO DE EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA**. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Pernambuco. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Recife. 2017. 92p.
- ANDRADE, M. L. S. Resíduos Sólidos: novas oportunidades de negócios na prestação de serviços. **Revista Saneas**, v. 43, p.5-9. 2012.
- APPELS, L., LAUWERS, J., DEGREVE, J., HELSEN, L., LIEVENS, B., WILLEMS, K., DEWIL, R. Anaerobic digestion in global bio-energy production: potential and research challenges. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**. v.15 (9), p.4295-4301. 2011.
- ARAGÓN, A.; GARCÍA, M.G.; FILGUEIRA, R.R.; PACHEPSKY, YA. A. Maximum compactability of Argentine soils from the Proctor test; the relationship with organic carbon and water content. **Soil Tillage Res.**, v.56, p.197-204, 2000.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT (1984) **NBR 6.459/84 – Solo – Determinação do Limite de Liquidez**. Rio de Janeiro, RJ.

_____ (1984) **NBR 6.508/84 – Grãos de Solos que Passam na Peneira de 4,8mm – Determinação da Massa Específica dos grãos**. Rio de Janeiro, RJ.

_____ (1984) **NBR 7.180/84 – Solo – Determinação do Limite de Plasticidade**. Rio de Janeiro, RJ.

_____ (1986a) **NBR 6.457/86 – Amostra de Solo - Preparação para Ensaio de Compactação e Ensaio de Caracterização**. Rio de Janeiro, RJ.

_____ (1986b) **NBR 7.182/86 – Ensaio de Compactação utilizando energia de compactação normal**. Rio de Janeiro, RJ.

_____ (1988) **NBR 7.181/88 – Análise granulométrica para solos, com determinação de diâmetro correspondente a cada fração de material**. Rio de Janeiro, RJ.

_____ (1992) **NBR 8419/92 - Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos**. Rio de Janeiro, RJ.

ASTM, D5084-10. **Standard Test Methods for Measurement of Hydraulic Conductivity of Saturated Porous Materials Using a Flexible Wall Permeameter**. American Society for Testing and Materials. Volume 04.08. Soil and Rock (I): D420 - D5876.2010.

BALL, B.C.; CAMPBELL, D.J.; HUNTER, E.A. Soil compactability in relation to physical and organic properties at 156 sites in UK. **Soil Tillage Res.**, 57:83-91, 2000.

BARLAZ, M. A., GREEN, R. B., CHANTON, J. P., GOLDSMITH, C. D., HATER, A. R. Evaluation of a biologically active cover for mitigation of LFG emissions. **Environmental Science Technology**, 38:4891-4899, 2004.

BAUMGARTL, T. & Horn, R. Effect of aggregate stability on soil compaction. **Soil Tillage Res.**, 19:203-213, 1991.

BERGS, C-G., RADDE, C-A. **Abfallablagerungsverordnung – 30.BImSchV – TA Siedlungsabfall. - 3., neu bearb. Aufl.** Berlin: Erich Schmidt, Alemanha, 2002. ISBN 3-503-06061-8.

BOSCOV, M. E. G. **Geotecnia ambiental**. São Paulo: Oficina de texto, 2012.

BRAIDA, J. A. **Matéria orgânica e resíduos vegetais na superfície do solo e suas relações com o comportamento mecânico do solo sob plantio direto**. Tese de Doutorado em Ciência do Solo, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria. 2004. 126p.

BRASIL. **Lei 12.305 de 02 de agosto de 2010**. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Publicada no D.O.U. em 03/08/2010. Disponível em <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm> Acesso em 23 de agosto de 2017.

BROUN, R. SATTTLER, M. A comparison of greenhouse gas emissions and potential electricity recovery from conventional and bioreactor landfills. **Journal of Cleaner Production**, v. 112, p. 2664-2673. 2016.

CABRAL, A. R. MOREIRA, J. F. V. JUGNIA, L. B. Biocover Performance of Landfill Methane Oxidation: Experimental Results. **Journal of environmental engineering**, v.136(8), p.785-793. 2010.

CANELLAS, L.P.; SANTOS, G.A. AMARAL, N.M.B. Reações da matéria orgânica. In: Santos, G.A. & Camargo, F.A.O. (Ed.) **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Gênese, 1999.

CARPENEDO, V. **Compressibilidade de solos em sistemas de manejo**. 1994. 106f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo). Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS.

CARVALHO, J. B. Q. **Fundamentos da mecânica dos solos**. 2ª ed. Campina Grande. Marccone, 2004.

CHANTON, J., ABICHO, T., LANGFORD, C., HATER, G., GREEN, R., GOLDSMITH, D., SWAN, N. Landfill methane oxidation across climate types in the US. *Environ. Sci. Technol.* v.45 (1), p. 313-319. 2010.

COSTA, M. D. **Estudos de camadas de cobertura de aterros sanitários em colunas de solos.** Tese de Doutorado. Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2015.

CHRISTOPHERSEN, M., LINDEROD, L., JENSEN, P.E., KJELDSEN, P. Methane oxidation at low temperatures in soil exposed to landfill gas. *Journal of Environmental Quality*, v.29, p.1989-1997, 2000.

DAVIES, P. Influence of organic matter content, moisture status and time after reworking on soil shear strength. *Journal of Soil Science*, v.36, p.299-306, 1985.

DA SILVA, A.P.; LEAO, T.P.; TORMENA, C.A. & GONÇALVES, A.C.A. Determination of air permeability in undisturbed soil samples by the decreasing pressure method. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. v.33, p.1535-1545, 2009.

DE VISSCHER, A., THOMAS, D., BOECKX, P., VAN CLEEMPUT, O. Methane oxidation in simulated landfill cover soil environments. *Environmental Science and Technology*. v.33, p.1854-1859. 1999.

DEDYSH, S. N., LIESACK, W., KHMELENINA, V. N., SUZINA, N. E., TROTSSENKO, Y. A., SEMRAU, J. D. *Methylocella palustris* gen. nov., sp nov., a new methane-oxidizing acidophilic bacterium from peat bags, representing a novel subtype of serine-pathway methanotrophs. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, p. 955-969, 2000.

EKWUE, E.I. STONE, R.J. Organic matter effects on the strength properties of compacted agricultural soils. *Transactions American Society of Agricultural and Biological Engineers*, v.38, p.357-365, 1995.

EKWUE, E.I. Organic matter effects on soil strength properties. *Soil Tillage Research*, 16:289-297, 1990.

FERNANDES, J. G. **Estudo da emissão de biogás em um aterro sanitário experimental**. Tese de Doutorado. Dissertação (Mestrado) em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte-MG, 2009.

FORMAS DE DISPOSIÇÃO DE RESÍDUOS. *Disponível em:* <<http://www.rc.unesp.br/igce/aplicada/ead/residuos/res13.html>>. Acesso em: 13 de março de 2017.

Gebert, J., Grongroft, A., & Miehlich, G. Kinetics of microbial landfill methane oxidation in biofilters. **Waste Management**, pp. 609-619, 2003.

GEBERT, J.; GROENGROEFT, A.; PFEIFFER E-M. Relevance of soil physical properties for the microbial oxidation of methane in landfill covers. **Soil Biology & Biochemistry**. Article In Press. doi:10.1016/j.soilbio.2010.07.004. 2011

GEBERT, J., ROWER, I. U.; SCHARFF, H.; RONCATO, C. D. L. CABRAL, AL. R. Can soil gas profiles be used to assess microbial CH₄ oxidation in landfill covers? **Waste Management**, v. 31, p.987-994. 2011.

GOOGLE. Google Earth. Version 2017. 2017. Nota (Aterro da Muribeca). Disponível em:

<<https://www.google.com.br/maps/place/Estr.+Velha+da+Muribeca,+Jaboat%C3%A3o+dos+Guararapes+-+PE/@-8.1663531,-34.9813029,1773m/data=!3m1!1e3!4m5!3m4!1s0x7aae24123ab3641:0x480185107454d2c9!8m2!3d-8.1621638!4d-34.9763337>>. Acesso em: 27 de novembro de 2017.

GOOGLE. Google Earth. Version 2017. 2017. Nota (UFPE/CAA (Centro Acadêmico do Agreste)). Disponível em: <<https://www.google.com.br/maps/@-8.224612,-35.9832699,631m/data=!3m1!1e3>>. Acesso em: 27 de novembro de 2017.

GÜLSER, C. MINKINA, T. SUSHKOVA, S. KIZILKAYA, R. Changes of soil hydraulic properties during the decomposition of organic waste in a coarse textured soil. **Journal of Geochemical Exploration**, v.174, p.66-69. 2017.

GÜLSER, C. CANDEMIR, F. KANEL, Y. DEMIRKAYA, S. Effect of manure on organic carbon content and fractal dimensions of aggregates. **European Journal of Soil Science**, v.4 (1), p.1-5. 2015.

GUPTA, S.C.; SCHNEIDER, E.C; LARSON, W.E.; HADAS, A. Influence of corn residue on compression and compaction behavior of soils. **Soil Science Society of America Journal**, v.51, p.207-212, 1987.

HANSON, R., HANSON, T. Methanotrophic bacteria. **Microbiological Reviews**, p.439-471, 1996.

HAUSER, V. L. **Evapotranspiration covers for landfills and waste sites**. Boca Raton: CRC Press, 2009.

HILGER, H.A., CRANFORD, D.F., BARLAZ, M.A. Methane oxidation and microbial exopolymer production in landfill cover soil. **Soil Biology and Biochemistry**, v.32, p.457-467. 2000.

HILLEL, D. **Introduction to soil physics**. Academic Press, Inc., San Diego, California, 1982.

HUBER-HUMER, M., RODER, S., LECHNER, P. Approaches to assess biocover performance on landfills. **Waste Management**, v.29, p.2092–2104. 2009.

HUBER-HUMER, M.; LECHNER, P. Alternative approach to elimination of greenhouse gases from old landfills. **Waste Management Research**, v.17, p.443-452. 1999.

HUBER-HUMER, M.; LECHNER, P. Microbial Methane Oxidation for the Reduction of Landfill Gas Emissions. **Journal of Solid Waste Technology and Management**, v.27, p.3-4. 2001.

HUMER, M. RÖDER, S. LECHNER, S. Approaches to assess biocover performance on landfills. **Waste Management**, v. 29, p. 2092–2104, 2009.

HUSE, K. **Estudo da influência da adição de bentonita em um solo arenoso para uso como cobertura de aterros**. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação de Engenharia da Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 2008. 138p.

IBAM. **Gestão Integrada de Resíduos Sólidos: Manual de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos**. 15ed. Rio de Janeiro: IBAM, 2001. ISBN 85-09-00113-8.

INTERSTATE TECHNOLOGY REGULATORY COUNCIL – ITRC. **Technical and Regulatory Guidance Document for Constructed Treatment Wetlands**, 2003.

JUGNIA, L. B., CABRAL, A. R. & GREER, C. W. Biotic methane oxidation within an instrumental experimental landfill cover. **Ecol. Eng.** v. 33, p. 102, 2008.

KARBINA, S. HAGEDORN, F. DAWES, M.A. NIKLAUS, P.A. Treeline soil warming does not affect soil methane fluxes and the spatial micro-distribution of methanotrophic bacteria. **Soil Biology and Biochemistry**, v.86, p.164-171. 2015.

KIGHTLEY, D., NEDWELL, D.B., COOPER, M. Capacity for methane oxidation in landfill cover soils measured in laboratory-scale soil microcosms. **Applied and Environmental Microbiology**, v.61, p.592-601, 1995.

LEBERT, M. & HORN, R. A method to predict the mechanical strength of agricultural soils. **Soil Tillage Research**, v.19, p.275-286, 1991.

LOPES, R. L. **Infiltração de água e emissão de metano em camadas de cobertura de aterros de resíduos sólidos**. Tese de Doutorado – Universidade Federal de Pernambuco. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Recife. 2011.

LORENZO, M. P. Pedologia – Morfologia: Retenção de água no solo. 2017. Disponível em: <<https://marianaplorenzo.com/2010/10/18/pedologia-morfologia-retencao-de-agua-no-solo/>>. Acesso em: 01 dez. 2017.

MACIEL, F. J. **Estudo da geração, percolação e emissão de gases no aterro de resíduos sólidos da Muribeca/PE**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Pernambuco. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Recife. 2003.

MALDANER, L. S. **Cobertura para oxidação biológica do metano em Aterros de resíduos sólidos urbanos. Dissertação de mestrado**. Universidade de São Paulo. Programa de Pós-graduação em Engenharia, São Paulo. 2011. 109p.

MARIANO, M. O. H. **Avaliação da retenção de gases em camadas de cobertura de aterro de resíduos sólido**. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Pernambuco. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Recife. 2008. 243p.

McCARTHY, K. P.; BROWN, K. W. Soil gas permeability as influenced by soil gas - filled porosity. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v.56, p.997-1003, 1992.

MEDZVIECKAS, J., DIRGÉLIENĖ, N. & SKUODIS, Š. Stress-Strain States Differences in Specimens during Triaxial Compression and Direct Shear Tests. **Procedia Engineering**, v.172, p.739 – 745. 2017.

MER, J.L., ROGER, P. Production, oxidation, emission and consumption of methane by soils: a review. **European Journal of Soil Biology**, v.37, p.25-50. 2001.

MENTGES, M. I. **Parâmetros de compressibilidade e permeabilidade ao ar de solos sob plantio direto**. Tese de doutorado, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria. 2014. 134 f.

MEURER, E.J.; RHENHEIMER, D. & BISSANI, C.A. Fenômenos de superfície. In: Meurer, E.J. (Ed.) **Fundamentos de química do solo**. Porto Alegre: Genesis, 2000. 174p.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Manual para implantação de compostagem e de coleta seletiva no âmbito de consórcios públicos**. Brasília, 75p. 2010.

MOGHBEL, F. FALL, M. Response of compost biocover to freeze-thaw cycles: Column experiments. **Cold Regions Science and Technology**. v.131, p.39-45. 2016.

MOLIN, J. P.; Rabello, L. M. Estudos sobre a mensuração da condutividade elétrica do solo. **Engenharia Agrícola**, v.31, p.90-101. 2011.

MOORE, T.R., DALVA, M. The influence of temperature and water table position on carbon dioxide and methane emissions from laboratory columns of peatland soils. **Journal of Soil Science**, v.44, p.651-664. 1993.

MOTA, J. C. ALMEIDA, M. M. ALENCAR, V. C. CURI, W. F. **Características e impactos ambientais causados pelos resíduos sólidos: uma visão conceitual**. I Congresso Internacional de Meio Ambiente Subterrâneo. São Paulo: 15 p. 2009.

NABAVI-PELESARAEI, A. BAYAT, R. HOSSEINZADEH-BANDBAFHA, H. AFRASYABI, H. BERRADA, A. Prognostication of energy use and environmental impacts for recycle system of municipal solid waste management. **Journal of Cleaner Production**. V.154, P.602-613. 2017

NARESI JUNIOR, L. A. **Compactação de solos**, 2013. Disponível em:< <https://sites.google.com/site/geotecniaefundacao/terraplenagem/compactacao-de-solos/>>. Acesso em: 03 de jul. 2017.

NOLAN, C. **Cover at Landfills**. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). Environmental Protection Agency Waste Workshop, Athlone. 2009.

NUNES, M. L. A. **Avaliação de procedimentos operacionais na compostagem de dejetos de suínos**. 2003. 117f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Santa Catarina, Departamento de Engenharia Ambiental, Florianópolis, SC, 2003.

NUNES, R. R.; REZENDE, M. O. O. (Org.). **Recurso Solo: Propriedades e Usos**. São Carlos: Editora Cubo, p. 250-272. 2015.

OHU, O.J.; RAGHAVAN, G.S.V. & MCKYES, E. Peat moss effect on the physical and hydraulic characteristics of compacted soils. **Transactions American Society of Agricultural and Biological Engineers**, v.28, p.420-424. 1985.

OHU, O.J.; RAGHAVAN, G.S.V.; MCKYES, E. & MEHUYS, G. Shear strength prediction of soils with varying added organic matter contents. **Transactions American Society of Agricultural and Biological Engineers**, v.29, p.351-355. 1986.

OLIVEIRA, O. M. MARINHO, F. A. M. **Estudo de Barreiras Capilares por Meio de Simulação de Chuva em Coluna de Solo**. VI Simpósio Brasileiro de Solos Não Saturados – Salvador-Bahia, 2007.

PEREIRA NETO, J. T. **Manual de Compostagem**. Ed. UFV – Viçosa. 2007.

PERDOMO, C. C. **Alternativas para o manejo e tratamento dos dejetos de suínos**. *Suinocultura Industrial*, n. 152, p. 16-26, 2001.

REDDY, E. N. YARGICOGU, K. R. Effects of biochar and wood pellets amendments added to landfill cover soil on microbial methane oxidation: A laboratory column study. **Journal of Environmental Management**, v. 193, p. 13, 2017.

RODRIGUES, H. J. B. ABREU SÁ, L. D. RUIVO, M. L. P. COSTA, A. C. L. SILVA, R. B. MOURA, Q. L. MELLO, I. F. Variabilidade quantitativa de população microbiana associada às condições microclimáticas observadas em solo de floresta tropical úmida. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v.26, 2011.

ROSE, J. L. **Análise comparativa entre as reduções da emissão de metano em camada oxidativas experimentais**. Tese de Doutorado. Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2009.

ROCHA, W. W. DIAS JUNIOR, M. S. LIMA, J. M. MIRANDA, E. E. V. SILVA, A. R. Resistência ao cisalhamento e grau de intemperismo de cinco solos na região de Lavras (MG). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.26, p.297-303. 2002.

SANTOS, A. C. **Geração de metano devido à digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos - estudo de caso do aterro sanitário metropolitano centro, Salvador – BA**. Dissertação de mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. Escola Politécnica da Universidade Federal da Bahia. Salvador, 2011.

SANTOS, G.M. **Comportamento hidromecânico de solo e das misturas solo-composto utilizados em camadas de cobertura no aterro experimental da**

Muribeca. Tese de Doutorado. Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2015.

SCHEUTZ, C., KJELDSEN, P. Capacity for biodegradation of CFCs and HCFCs in a methane oxidative counter-gradient laboratory system simulating landfill soil covers.

Environmental Science & Technology, v.37, p.5143-5149. 2003.

Scheutz, C., & Kjeldsen, P. Environmental factors influencing attenuation of methane and hydrochlorofluorocarbons in landfill cover soils. **J. Environ. Qual.**, v.33, p.72-79, 2004.

SCHJONNING, P. Soil strength as influenced by texture, water content and soil management. **Soil Tillage Research**, v.12, p.277-283. 1991.

SEYFRIED, M. S.; MURDOCK, M. D. Use of air permeability to estimate infiltrability of frozen soil. **Journal of Hydrology**, v.202, p.95-107, 1997.

SILVA, A.P.; LIBARDI, P.L.; CAMARGO, O.A. Influência da compactação nas propriedades físicas de dois Latossolos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.10, p.91-95, 1986.

SIMON, F-G., MULLER, W.W. Standard and Alternative Landfill Capping Design in Germany. **Environmental Science & Policy**, v.7, p.277-290. 2004.

SLOANE, B.D. The role of organic matter in soil compactability: a review of some practical aspects. **Soil Tillage Research**, v.16, p.179-201, 1990.

STONE, R.J., EKWUE, E.I. Maximum bulk density achieved during soil compaction as affected by the incorporation of three organic materials. **Transactions American Society of Agricultural and Biological Engineers**, v.36(6), p.1713-1719. 1993.

SVENNING M. M., WARTIAINEN, I., HESTNES, A. G., BINNERUP, S. J. Isolation of methane oxidising bacteria from soil by use of a soil substrate membrane system. **FEMS Microbiology Ecology**, v.44, p.347-354, 2003.

TEIXEIRA, P. F., LIOTTI, R. G., TORVES, J. C., FINOTTI, A. R., CABRAL, A., VAZOLLER, R. F., TEIXEIRA, C. E., MARINHO, F.A.M. **Processo de Oxidação do metano através das bactérias metanotróficas em coberturas de aterros sanitários**. VI Simpósio Brasileiro de Solos Não Saturados. Salvador, 2007.

TEIXEIRA, C. E., TORVES, J. C., FINOTTI, A. R., FEDRIZZI, F., MARINHO, F. A. M., TEIXEIRA, P. F. Estudos sobre a oxidação aeróbia do metano na cobertura de três aterros sanitários no Brasil. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.14, p.99-108, 2009

UJACZKI, É. FEIGL, V. MOLNÁR, M. VASZITA, E. UZINGER, N. ERDÉLYI, A. GRUIZ, K. The potential application of red mud and soil mixture as additive to the surface layer of a landfill cover system. **Journal of Environmental Sciences**, v.44, p.189-196, 2016.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Criteria for Solid Waste Disposal Facilities**, 1993.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Evapotranspiration landfill cover system**. Fact sheet, 2003.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Evapotranspiration Cover Systems for Waste Containment**. Fact Sheet, 2011.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA), **US Environmental Protection Agency Guide for Industrial Waste Management Part V: Ensuring Long-Term Protection, Chapter 11: Performing Closure and Post-Closure Care**. 2016.

URACH, F. **Estimativa da retenção de água para fins de irrigação**. Dissertação (Mestrado em engenharia agrícola). Curso de Pós-graduação em Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Santa Maria, RS. 2007. 78p.

VENDRUSCOLO, R. SILVA, R. V. SALAMONI, A. T. ANDRADE, A. M. H. **Análise da composição inorgânica de solos utilizando as técnicas de espectrometria de difração de raios – x e espectrometria de fluorescência de raios-x por energia dispersiva.** 61^a Reunião Anual da SBPC, Manaus, 2009.

VIEIRA, A. M. **Estudo de barreiras capilares como Cobertura final de aterro de resíduos.** Tese de Doutorado. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. São Paulo. 2005. 287p.

WANG, B., HOU, L., LIU, W., WANG, Z. Non-microbial methane emissions from soils. **Atmospheric Environment**, v.80, p.290-298. 2013.

WEIL, R.R. MAGDOFF, F. **Significance of soil organic matter to soil quality and health. Soil Organic Matter in Sustainable Agriculture**, CRC Press, Boca Raton, FL, USA, pp. 1-43. 2004.

WILSHUSEN, J. H. HETTIARATCHI, J. P. A. STEIN, V. B. Long-term behavior of passively aerated compost methanotrophic biofilter columns. **Waste Management**, v.24, p. 643–653, 2004.

YANG, F., ZHANG, G., YANG, J., LI, D., ZHAO, Y., LIU, F., YANG, R., YANG, F. Organic matter controls of soil water retention in an alpine grassland and its significance for hydrological processes. **Journal of Hydrology**, 519:3086–3093. 2014.

ZHANG, H.; HARTGE, K.H. & RINGE, H. Effectiveness of organic matter incorporation in reducing soil compactability. **Soil Science Society of America Journal**, v.61, p.239-245. 1997.

ZHANG, H.Q. & HARTGE, K.H. Cohesion in unsaturated sandy soils and the influence of organic matter. **Soil Technology**, v.3, p.311-326. 1990.

ZHANG, H. Organic matter incorporation affects mechanical properties of soil aggregates. **Soil Tillage Research**, v.31, p.263-275, 1994.

ZORNBERG, J. G., LAFOUNTAIN, L. & CALDWELL, J. A. Analysis and Design of Evapotranspirative Cover for Hazardous Waste Landfill. **Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering**, ASCE, v. 129, p.427-438, 2003.

ZORNBERG, J. G. & MCCARTNEY, J. S. **Chapter 34: Evapotranspirative Cover Systems for Waste Containment**. The Handbook of Groundwater Engineering, 2nd Edition, Jacques W. Delleur (Editor-in-Chief), 2006.

ZUCCONI F & BERTOLDI M. **Composts specifications for the production and characterization of composts from municipal solid waste**. In Compost: production, quality and use, M de Bertoldi, M.P. Ferranti, P.L'Hermite, F.Zucconi eds. Elsevier Applied Science, London, 30-50 p, 1987.

ANEXOS

ANEXO I

Planilha de determinação de % variação de CH₄ da base até superfície

Dia da medição	Coluna			Variação de % em profundidade					
	Ponto da medição	CO ₂ (%) (A)	CH ₄ (%) (B)	CO ₂ respiração (%) (C)	% Biogás D=(A+B-C)/100	%CO ₂ E=(A-C)/D	%CH ₄ F=B/D	%CH ₄ oxidado G=F'-F	Efox (%) G/F'
	1								
	2								
	3								
	Base	A'	B'		X=(A'+B')/100		F'=B'/X		

ANEXO II

Meio ATCC: 1306 Nitrate mineral salts medium (NMS)

MgSO ₄ · 7H ₂ O.....	1.0 g
CaCl ₂ · 6H ₂ O.....	0.20 g
Solução de ferro quelado (ver abaixo).....	2.0 ml
KNO ₃	1.0 g
Traço solução elemento (ver abaixo).....	0.5 ml
KH ₂ PO ₄	0.272 g
Na ₂ HPO ₄ · 12H ₂ O.....	0.717 g
Purified Agar.....	12.5 g
Água destilada.....	1.0 L

Ajustar pH para 6,8. Autoclavar em 121 °C durante 15 minutos.

Solução de ferro quelado:

Citrato de amónio férrico (III) *	0.1 g
EDTA.....	0.2 g
HCl (concentrado).....	0.3 ml
Água destilada.....	100.0 ml

*0.05 g de Cloreto férrico (III) pode ser substituído.

Use 2.0 ml da solução de ferro quelado por litro do meio final.

Traço solução elemento:

EDTA.....	500.0 mg
FeSO ₄ · 7H ₂ O.....	200.0 mg
ZnSO ₄ · 7H ₂ O.....	10.0 mg
MnCl ₂ · 4H ₂ O.....	3.0 mg
H ₃ BO ₃	30.0 mg

$\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$20.0 mg
 $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$1.0 mg
 $\text{NiCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$2.0 mg
 $\text{Na}_2\text{MoO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$3.0 mg
Água destilada.....1.0 L

Autoclavar em 121 °C durante 15 minutos.