



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

**AVALIAÇÃO GEOTÉCNICA DE MISTURAS DE SOLO E COMPOSTO
ORGÂNICO PARA USO COMO BIOCOBERTURAS EM ATERROS
SANITÁRIOS**

JEOVANA JISLA DAS NEVES SANTOS

CAMPINA GRANDE – PB

Fevereiro de 2019

JEOVANA JISLA DAS NEVES SANTOS

**AVALIAÇÃO GEOTÉCNICA DE MISTURAS DE SOLO E COMPOSTO
ORGÂNICO PARA USO COMO BIOCOBERTURAS EM ATERROS SANITÁRIOS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Campina Grande – UFCG, em cumprimento às exigências para obtenção do título de mestre em Engenharia Civil e Ambiental.

Área de concentração: Geotecnia

Orientadora: Prof. Dr. Márcio Camargo de Melo

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

CAMPINA GRANDE – PB

Fevereiro de 2019

S237a Santos, Jeovana Jisla das Neves.

Avaliação geotécnica de misturas de solo e composto orgânico para uso como biocoberturas em aterros sanitários / Jeovana Jisla das Neves Santos. – Campina Grande, 2019.
89 f. : il. color.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, 2019.

"Orientação: Prof. Dr. Márcio Camargo de Melo; Coorientação: Prof.^a Dr.^a Veruschka Escarião Dessoles Monteiro".
Referências.

1. Camada alternativa. 2. Composto orgânico. 3. Biocobertura.
I. Melo, Márcio Camargo de. II. Monteiro, Veruschka Escarião Dessoles. III. Título.

CDU 628.472.3(043)

**AVALIAÇÃO GEOTÉCNICA DE MISTURAS DE SOLO E COMPOSTO
ORGÂNICO PARA USO COMO BIOCOBERTURAS EM ATERROS SANITÁRIOS**

JEOVANA JISLA DAS NEVES SANTOS

DISSERTAÇÃO APRESENTADA AO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL DA UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE – UFCG, EM CUMPRIMENTO ÀS EXIGÊNCIAS PARA OBTENÇÃO DO TÍTULO DE MESTRE EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL.

Examinada por:



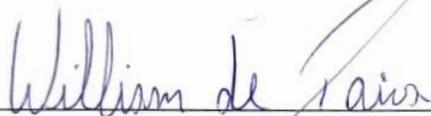
Prof. Dr. Márcio Camargo de Melo
(Orientador – Universidade Federal de Campina Grande - UFCG)



Prof. Dra. Veruschka Escarião Dessoles Monteiro
(Coorientadora – Universidade Federal de Campina Grande - UFCG)



Prof. Dr. Franklale Fabian Diniz de Andrade Meira
(Examinador Externo – Instituto Federal da Paraíba Campus Campina Grande - IFPB)



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

Dedicatória

Dedico este trabalho ao Deus que é a força e sentido da minha vida, e a minha mãe, minha melhor amiga e mulher forte que persevera sempre em meio às dificuldades, me incentiva nas lutas da vida e se alegra comigo nas vitórias.

AGRADECIMENTOS

Gratidão é a palavra que me descreve neste momento. Primeiramente agradeço a Deus, que é a força, alegria e o sustento de minha vida; que me concedeu graça, sabedoria, auxílio durante estes dois anos de mestrado, e me fortaleceu e ergueu nos momentos de dificuldade. À Ele toda a honra e glória!

À minha mãe, Zerilva das Neves dos Santos, mulher guerreira que sempre perseverou, sem medir esforços para que eu pudesse estudar e correr atrás dos meus sonhos. Muito me incentivou ao longo deste trabalho, e continua a me incentivar, alegrando-se comigo em cada conquista.

Ao meu irmão Isaque pelo incentivo, apoio e carinho demonstrados, principalmente nesses últimos meses.

Às minhas amigas e irmãs em Cristo, Jamile, Fabiana, Mairly, Fernanda, Morgânia, Isa, por sempre se preocuparem comigo, pelas orações, incentivo e amor demonstrados.

Às companheiras de AP, Elyziane, Elyonara (agregada rrsrs) e Iara, por apoiar, ouvir, incentivar e se alegrar comigo, por todos os momentos compartilhados. Às irmãs Elys, agradeço demais todos os momentos de oração realizados. Vocês são mais que amigas para mim; são irmãs que Deus me concedeu a graça de conhecer.

Aos queridos professores, Veruschka Monteiro, com a qual tenho convívio já por quase 6 anos e que muito contribuiu e tem contribuído para meu crescimento profissional; Márcio Camargo, meu orientador, por todas as contribuições, incentivo e ajuda, principalmente nesse momento final de correções; a Luíza que me ajudou com o fornecimento do composto orgânico utilizado nesta pesquisa, e o professor Nilton que me auxiliou em uma etapa importante deste trabalho mas, por determinados motivos, não foi possível incluir neste trabalho final.

Aos professores William de Paiva e Frankslale Diniz, pela disponibilidade e contribuições valiosas como banca examinadora deste trabalho. Aos servidores Netinho, Idinho, Ladjane, Jadilson e Edvaldo pelo atendimento, ajuda e compartilhamento de muitos momentos extra academia.

Aos membros do GGA da UFCG, os quais contribuíram para o desenvolvimento deste trabalho, tendo sido um apoio fundamental para a concretização da pesquisa. Em especial agradeço a Jordan, que me acompanhou desde o início, auxiliando na realização dos ensaios, sendo paciente e me incentivando, principalmente nestes últimos momentos do término da

pesquisa. Aos subgrupos dos quais faço parte, Gases e Solos, em especial professor Pablllo, que tanto me ajudou a entender as coisas complexas do ensaio de sucção, Kellianny, por todo incentivo e contribuições que foram fundamentais na minha caminhada na pesquisa, Tuilly, Luís Antônio, Lucas, Ivan, Auriberto, Elisa e Wlysses.

Aos amigos e irmãos em Cristo do grupo Missão Federal, em especial Tarciso, Vítor, Renan (quase da MF rsrs), Érika, Taline e Helyângela pelo companheirismo e orações.

Ao casal que admiro bastante, pastor Robson e sua Esposa Dorinha, pelos conselhos, incentivo e orações, e por ficarem na torcida para minha aprovação no doutorado.

Enfim, a todos que estiveram presentes ao longo desta caminhada, que me apoiaram, incentivaram, me ajudaram de alguma forma, seja por palavras, um abraço, uma oração.

A todos vocês, muito obrigada por tudo. Sou grata a Deus pela vida de todos!!!

“Se o SENHOR não edificar a casa, em vão trabalham os que a edificam; se o SENHOR não guardar a cidade, em vão vigia a sentinela.

Inútil vos será levantar de madrugada, repousar tarde, comer o pão de dores, pois assim dá ele aos seus amados o sono”.

Salmos 127:1,2

SANTOS, J. J. N. **Avaliação geotécnica de misturas de solo e composto orgânico para uso como biocoberturas em aterros sanitários**, 2019. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande-PB, 2019.

RESUMO

A camada de cobertura de aterros sanitários, no Brasil, geralmente caracteriza-se como uma camada do tipo convencional, constituída de solo compactado, a qual pode funcionar como uma barreira física, química ou biológica. Entretanto, devido às condições meteorológicas, como ciclos de umedecimento e secagem, principalmente em regiões do semiárido, as camadas de solo compactado para coberturas de aterros acabam perdendo sua eficiência, resultando no escape de gás para a atmosfera e comprometimento da qualidade ambiental. A adição de composto orgânico aos solos de cobertura de aterros sanitários pode ser viável economicamente e ambientalmente, inclusive reduzindo a quantidade requerida de solos das jazidas. Outro fator importante é que o material orgânico, como resíduos de podas de diversas fontes pode ser aproveitado como composto orgânico e misturado ao solo, melhorando as características geotécnicas das camadas de cobertura. Diante disso, este trabalho tem como objetivo avaliar as propriedades geotécnicas de solo e das misturas solo-composto orgânico, nas proporções de 1:1 e 3:1, em peso, com vistas ao uso para biocoberturas de aterros sanitários. Para isso foi realizada a coleta e caracterização física do solo da camada de cobertura da célula 2 do Aterro Sanitário em Campina Grande – PB, e das misturas solo-composto orgânico definidas, além de análises físico-químicas e obtenção das curvas de retenção de umidade, com análises dos ajustes dos pontos experimentais das curvas aos modelos propostos na literatura. A coleta de amostras de solo na camada de cobertura foi obtida em determinados pontos por meio do Teorema Central do Limite. Os resultados demonstraram que a adição de composto orgânico ao solo, em todas as proporções modificou as propriedades geotécnicas, com a redução da compactação, aumento dos limites de liquidez, aumento da permeabilidade e da capacidade de retenção de umidade. Além disso, em relação à distribuição granulométrica, a mistura 1:1 apresentou-se como uma mistura bem graduada, em relação às demais amostras, e foi verificado um aumento no percentual de partículas de maiores dimensões, principalmente areia média, com a adição de composto orgânico. O ajuste da curva de Van Genuchten aos pontos experimentais da curva de retenção atendeu às condições de concordância a partir dos parâmetros estatísticos analisados, para as amostras, com melhores resultados para a mistura 1:1. Verificou-se também uma tendência de aumento da condutividade hidráulica não-saturada com a adição do composto orgânico. Em relação às características físico-químicas, observou-se que a adição de composto orgânico contribuiu para aumento do conteúdo de matéria orgânica, teor de macronutrientes, pH e Capacidade de Troca Catiônica nas amostras, principalmente na mistura 1:1. Pode-se concluir que dentre as misturas estudadas, a 1:1 apresentou melhores resultados em relação aos aspectos relacionados ao uso como biocobertura, porém sugere-se a utilização da mistura do tipo 3:1 em uma camada composta com solo, pois para alguns parâmetros geotécnicos mostrou-se adequada, além de apresentar maior viabilidade, já que resíduos de poda nem sempre estão disponíveis nos aterros sanitários em elevadas quantidades. Este estudo ainda pode ser estendido a aterros com características similares ao Aterro Sanitário em Campina Grande – PB, em termos de condições meteorológicas e tipos de resíduos.

Palavras-chave: Aterro sanitário, camada alternativa, composto orgânico, oxidação de metano.

SANTOS, J. J. N. S. Geotechnical avaluation of soil and organic compound mixtures for use as biocover in landfills. 2019. Dissertation (Master in Civil and Environmental Engineering) – Federal University of Campina Grande, Campina Grande-PB, 2019.

ABSTRACT

The landfill cover layer in Brazil is generally characterized as a conventional layer consisting of compacted soil, which can act as a physical, chemical or biological barrier. However, due to the weather conditions, with wetting and drying cycles, especially in semi-arid regions, layers of compacted soil for landfills eventually lose their efficiency, resulting in the escape of gas into the atmosphere and the impairment of environmental quality. The addition of organic compost to landfill covers may be economically and environmentally feasible, including reducing the required amount of soils from the deposits. Another important factor is that organic material, such as pruning residues from several sources, can be used as organic compost and incorporated to the soil, improving the geotechnical characteristics of the cover layers. Therefore, the objective of this research is to evaluate the geotechnical properties of soil and organic soil-compost mixtures, in proportions of 1: 1 and 3: 1, by weight, aiming the use of biocovers in landfills. For this purpose, the collection and characterization of the soil cover layer in the cell 2 from the Campina Grande (PB) Landfill was done, the defined organic soil-compost mixtures, the physicochemical analyzes as well as the obtaining of the moisture retention curves, with analyzes of the adjustments of the experimental points of the curves to the models proposed in the literature. The collection of soil samples in the cover layer was obtained at certain points through the Limit Central Theorem. The results showed that the addition of organic compost to the soil in all proportions modified the geotechnical properties, reducing compaction, increasing liquidity limits, permeability and also the moisture retention capacity. In addition, in relation to the granulometric distribution, the 1: 1 mixture presented a well-graded mixture, in relation to the other samples, and an increase in the percentage of coarse particles, mainly sand, was verified with the addition of compound organic. The adjustment of the Van Genuchten curve to the experimental points of the retention curve met the conditions of agreement from the analyzed statistical parameters, for all the samples, with better results for the 1: 1 mixture. It was also found that there was no significant change in the unsaturated hydraulic conductivity with the addition of the organic compound. In relation to the physico-chemical characteristics, it was observed that the addition of organic compound contributed to the increase of the organic matter content, macronutrient content, pH and Cation Exchange Capability in the samples, especially in the 1: 1 mixture. It can be concluded that among the mixtures studied, 1: 1 presented better results in relation to the aspects related to the use of biocovers, however it is suggested the use of the mixture of type 3: 1, because for some geotechnical parameters it was adequate, besides being more feasible, since pruning waste in high quantities is not always available in landfills. This study can still be extended to landfills with similar characteristics to the Landfill in Campina Grande - PB, in terms of meteorological conditions and types of residues

Keywords: Landfill, alternative layer, organic compound, methane oxidation.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Componentes de camada de cobertura do tipo convencional.	21
Figura 2. Cobertura evapotranspirativa monolítica.	23
Figura 3. Componentes da barreira capilar.....	24
Figura 4. Exemplo da constituição de biocobertura.	26
Figura 5. Especificação dos componentes de uma biocobertura.	28
Figura 6. Taxas de oxidação de metano de solo e compostos.	33
Figura 7. Comportamento da curva de retenção para diferentes tipos de solo.....	35
Figura 8. Forma geral da curva de retenção na condição de secagem.	37
Figura 9. Localização do município de Campina Grande - PB.....	44
Figura 11. Distribuição dos pontos de coleta de solo na Célula 2.....	46
Figura 12. Preparação das amostras de solo para os ensaios de caracterização.	48
Figura 13. Preparação das misturas de solo e composto orgânico.	49
Figura 14. Caracterização do solo em laboratório.....	50
Figura 15. Papel filtro Whatman n° 42.....	52
Figura 16. Moldagem de amostras para o ensaio de sucção.....	53
Figura 17. Amostras com lâmina d'água e pesagem após saturação.	54
Figura 18. Amostras envolvidas com filme plástico e acondicionadas.....	55
Figura 19. Pesagem do papel filtro.....	55
Figura 20. Curvas granulométricas das amostras.	58
Figura 21. Curvas de compactação das amostras analisadas.....	61
Figura 22. Curva de retenção de umidades das amostras (sucção-umidade gravimétrica).	67
Figura 23. Curvas de retenção de umidade (sucção - umidade volumétrica).....	68
Figura 24. Capacidades diferenciais de umidade das misturas.	69
Figura 25. Curva de retenção de água do solo - Van Genuchten (1980).....	70
Figura 26. Curva de retenção de água do solo - Gardner (1956).	71
Figura 27. Curva de retenção de água do solo - Fredlund & Xing (1994).	71
Figura 28. Curva de retenção de umidade da mistura 1:1 - Van Genuchten (1980).....	73
Figura 29. Curva de retenção de umidade - Gardner (1956).....	73
Figura 30. Curva de retenção de umidade da mistura 1:1 - Fredlund & Xing (1994).	74

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Resultados da distribuição granulométrica das amostras.	57
Tabela 2. Limites de Consistência das amostras estudadas.....	59
Tabela 3. Atributos químicos das amostras de solo, misturas e composto orgânico.....	63
Tabela 4. Atributos diagnósticos analisados.....	64
Tabela 5. Parâmetros estatísticos do solo.	72
Tabela 6. Parâmetros estatísticos - Mistura 1:1.....	74

LISTA DE QUADROS

Quadro 1. Modelos de ajuste da curva de retenção de água.	38
Quadro 2. Equações dos modelos propostos na literatura.....	41
Quadro 3. Síntese dos efeitos da adição de composto orgânico.	66
Quadro 4. Formulação de Van Genuchten (1980) para permeabilidade não saturada.....	75

LISTA DE ABREVIATURAS, SÍMBOLOS E SIGLAS

ABNT	- Associação Brasileira de Normas Técnicas
AIC	- Critério de Informação de Akaike
ASCG	- Aterro Sanitário em Campina Grande-PB
ASTM	- Sociedade Americana para Testes e Materiais (<i>American Society for Testing and Materials</i>)
CC	- Coeficiente de Curvatura
CH ₄	- Metano
CL	- Solos do tipo argila arenosa de baixa plasticidade
cm	- Centímetros
cm/ano	- Centímetros por ano
CNU	- Coeficiente de Não-Uniformidade
CO ₂	- Dióxido de Carbono
COT	- Carbono Orgânico Total
CTC	- Capacidade de Troca Catiônica
EMBRAPA	- Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
ET	- Cobertura Evapotranspirativa
Fe	- Ferro
g/m ² .dia	- Grama por metro quadrado por dia
GEE	- Gases de Efeito Estufa
GGA	- Grupo de Geotecnia Ambiental
H ₂ O	- Água
I	- Iodo
IBGE	- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IP	- Índice de Plasticidade
IPCC	- Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas
K	- Coeficientes de permeabilidade
Kg	- Quilograma
kg/m ²	- Quilograma por metro quadrado
KN/m ³	- Quilo Nilton por metro cubico
kPa	- Quilo Pascal
LGA	- Laboratório de Geotecnia Ambiental
LL	- Limite de Liquidez
LTA	- Laboratório de Tecnologias Agroambientais
m	- Metro
m/s	- Metro por segundo
Mg	- Magnésio
MPa	- Mega Pascal
N	- Nitrogênio
NBR	- Norma Brasileira

NL	- Não líquido
NP	- Não plástico
O ₂	- Oxigênio
P	- Fósforo
PaqTcPB	- Fundação Parque Tecnológico da Paraíba
pH	- Potencial Hidrogeniônico
R ²	- Coeficiente de determinação
RC	- Retenção de Cátions
RSU	- Resíduos Sólidos Urbanos
S	- Grau de Saturação
SC	- Solos do tipo areia argilosa
SM	- Solo tipo Areia Siltosa
SQR	- Soma dos Quadrados dos Resíduos
SUCS	- Sistema Unificado de Classificação dos Solos (SUCS).
Tr	- Atividade da Fração Argila
UFMG	- Universidade Federal de Campina Grande
UFPE	- Universidade Federal de Pernambuco
USEPA	- <i>United States Environmental Protection Agency</i>
USEPA	- United States Environmental Protection Agency
w	- Umidade
%	- Por cento
°C	- Graus Celsius
α	- Ao inverso do valor de entrada de ar
θ	- Umidade do solo
θ_r	- Umidade residual
θ_s	- Umidade de saturação
ψ	- Sucção matricial

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	17
1.1 Objetivos	18
1.1.1 Objetivo Geral	18
1.1.2 Objetivos Específicos	19
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	20
2.1 Camadas de cobertura de aterros sanitários	20
2.1.1 Camada Convencional	21
2.1.2 Camada Evapotranspirativa	22
2.1.3 Barreira capilar	24
2.1.4 Camada metanotrófica ou biocobertura	25
2.2. Utilização de composto orgânico em camadas de coberturas	31
2.3 Curva de retenção de água nos solos	34
2.3.1 Influência do tipo de solo na curva de retenção	35
2.3.2. Ajuste das curvas de retenção de água no solo	38
2.3.3 Condutividade hidráulica não-saturada	41
3 METODOLOGIA	43
3.1 Descrição do campo experimental	43
3.2 Coleta de solo	45
3.3 Coleta de composto orgânico	48
3.3.1 Caracterização geotécnica das amostras de solo e misturas solo-composto	50
3.3.2 Caracterização físico-química das amostras de solo e misturas solo-composto	51
3.4 Sucção das amostras de solo e misturas solo-composto	51
3.4.1 Ensaio de sucção (Papel Filtro)	51
3.4.2 Ajuste da curva experimental	56
4 RESULTADOS	56
4.1 Caracterização do solo e misturas solo-composto	56
4.1.1 Caracterização física	56
4.1.2 Caracterização físico-química das amostras de solo e misturas solo-composto	63
4.1.3 Curvas de retenção	67
5 CONCLUSÕES	76
5.1 Sugestões para pesquisas futuras	77
REFERÊNCIAS	78

1 INTRODUÇÃO

O sistema de camadas de cobertura de aterros de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) caracteriza-se como o principal mecanismo para mitigação das emissões fugitivas de biogás nos aterros sanitários, limitando a entrada de águas de chuvas e contribuindo também para o gerenciamento dos líquidos lixiviados produzidos. No Brasil, geralmente utiliza-se a camada do tipo convencional, constituída de solo compactado, a qual pode funcionar como uma barreira física, química ou biológica. Entretanto, devido às condições climáticas, com ciclos de umedecimento e secagem, principalmente em regiões do semiárido, esta camada de solo acaba perdendo sua eficiência, apresentando fissuras decorrentes dos processos de expansão e contração do solo, resultando no escape de gás para a atmosfera e comprometimento da qualidade ambiental (CANDIANI e VIANA, 2018).

Entre os principais tipos de camadas de cobertura utilizados em aterros sanitários destaca-se, além da convencional, as evapotranspirativas, barreira capilar, as camadas construídas pela associação de solo e materiais geossintéticos e, mais recentemente, têm sido consideradas as camadas alternativas a partir da adição de materiais que podem ser reaproveitados em uma associação ao solo, destacando-se as chamadas biocoberturas ou camadas metanotróficas.

O tipo de camada de cobertura final utilizado pode, portanto, variar conforme as características geotécnicas do material utilizado, formas de execução e operação do aterro sanitário, bem como as condições climáticas da região onde o empreendimento se encontra. Dessa forma, a eficiência e segurança da obra projetada deve atender requisitos mínimos, e um destes relaciona-se à camada de solo compactado de cobertura devido não somente aos aspectos mecânicos mas também aspectos ambientais como, por exemplo, a fuga de gases por esta camada e sua interação com a atmosfera (CATAPRETA e SIMÕES, 2008).

Uma das alternativas para os problemas apresentados pelas camadas convencionais, principalmente em regiões de clima árido, consiste na utilização de biocoberturas que, por meio das atividades metabólicas de bactérias metanotróficas, contribuem para oxidação do metano (CH_4) que percola através de seu perfil. Essa camada é caracterizada por uma maior presença de matéria orgânica, podendo ser constituída por materiais residuais, como composto orgânico, resíduos tratados mecânica e biologicamente, lodo de esgoto, resíduos de plantas de jardim, entre outros materiais associados ao solo. Nesse sentido, diversos autores como Koshand e Fall (2014), Scheutz et al (2014) e Santos (2015) estudaram o efeito dessa matéria orgânica em

determinados solos, verificando diferentes percentuais e suas influências nas condições geotécnicas, bem como sua implicação como material de cobertura de aterros sanitários.

A utilização de composto orgânico como substrato em camadas de cobertura altera as propriedades específicas em relação ao solo das camadas do tipo convencional no que diz respeito à permeabilidade ao gás, parâmetros físicos, como a capacidade de retenção de umidade e a textura, alterando conseqüentemente a atividade de oxidação de CH₄. Além disso, composto com alto teor de matéria orgânica propicia condições favoráveis para os microrganismos responsáveis pelo processo oxidativo, por meio de uma elevada superfície específica, alta capacidade de retenção de água combinada com adequada porosidade e textura para a troca gasosa, e uma baixa condutividade térmica.

O uso de materiais alternativos, separados ou misturados com outros substratos no processo de reciclagem, apresenta muitas vantagens ambientais e ganhos econômicos, principalmente nas regiões em que há pouca disponibilidade de jazidas de solo.

Dessa forma, a adição de composto orgânico aos solos de cobertura de aterros sanitários se apresenta como uma alternativa viável e econômica, contribuindo para o melhoramento das propriedades do solo, frente às condições meteorológicas da região, e principalmente no que se refere ao seu potencial para oxidação de CH₄. Associado a esses fatores também destaca-se a possibilidade de aproveitamento e valorização de resíduos, os quais podem ser compostados, e adicionados aos solos para utilização como biocoberturas.

Essa pesquisa busca analisar o comportamento de misturas de solo e composto orgânico em relação às propriedades hidráulicas, mecânicas e potencial de sucção matricial, no âmbito da utilização como materiais componentes de biocoberturas de aterros sanitários. Este estudo ainda pode ser estendido a aterros com características similares ao Aterro Sanitário em Campina Grande – PB, em termos de condições meteorológicas e tipos de resíduos.

1.1 Objetivos

1.1.1 Objetivo Geral

Avaliar as propriedades geotécnicas de solo e das misturas solo-composto orgânico, nas proporções de 1:1 e 3:1 (solo: composto orgânico), em peso, com vistas ao uso para biocoberturas de aterros sanitários.

1.1.2 Objetivos Específicos

- Estudar as características geotécnicas e físico-químicas de solo e misturas de solo e composto orgânico;
- Avaliar o efeito da matéria orgânica no potencial de retenção de umidade dos materiais estudados;
- Verificar o melhor modelo para o ajuste das curvas de retenção de umidade das amostras estudadas;
- Analisar a adequação das misturas como material componente de biocobertura.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

A fundamentação teórica realizada permitirá uma melhor compreensão dos temas relacionados ao presente trabalho. São apresentados tópicos referentes às camadas de cobertura utilizadas em aterros sanitários no Brasil e no mundo, análises das suas características geotécnicas e comportamento frente à adição de material alternativo, como o composto orgânico, compondo as denominadas biocoberturas.

2.1 Camadas de cobertura de aterros sanitários

Os sistemas de cobertura de aterro sanitário correspondem a elementos de fundamental importância para o seu adequado funcionamento. O processo biodegradativo dos RSU depositados nos aterros sanitários produz, entre outros subprodutos, o biogás, o qual apresenta em sua maior composição os Gases de Efeito Estufa (GEE), metano (CH₄) e dióxido de carbono (CO₂). Tais gases podem percolar pela camada de cobertura e ser emitidos para a atmosfera, caso tal camada não tenha uma funcionalidade adequada. Além disso, uma infiltração excessiva das águas de chuva promove maior produção de líquidos lixiviados e potenciais problemas de contaminação.

No Brasil, a maioria dos aterros sanitários possui cobertura com camada homogênea de solo compactado, geralmente constituída de solos com baixa permeabilidade, como os solos argilosos. As camadas de cobertura geralmente são denominadas de acordo com os materiais que as constituem em 3 tipos principais: (I) **convencional**: construídas com solo, normalmente argila, de espessuras variáveis; (II) **camadas intercaladas de solo natural argiloso e geossintéticos**: usadas quando há necessidade de se impermeabilizar o topo das células, seja para melhorar a captação de gases ou por exigências ambientais; (III) **camadas alternativas**: compostas por solos ou misturas de solos com outros materiais que não são geossintéticos, apresentando a função de melhorar o desempenho com relação a emissão de gases ou infiltração de água, além da minimização de custos.

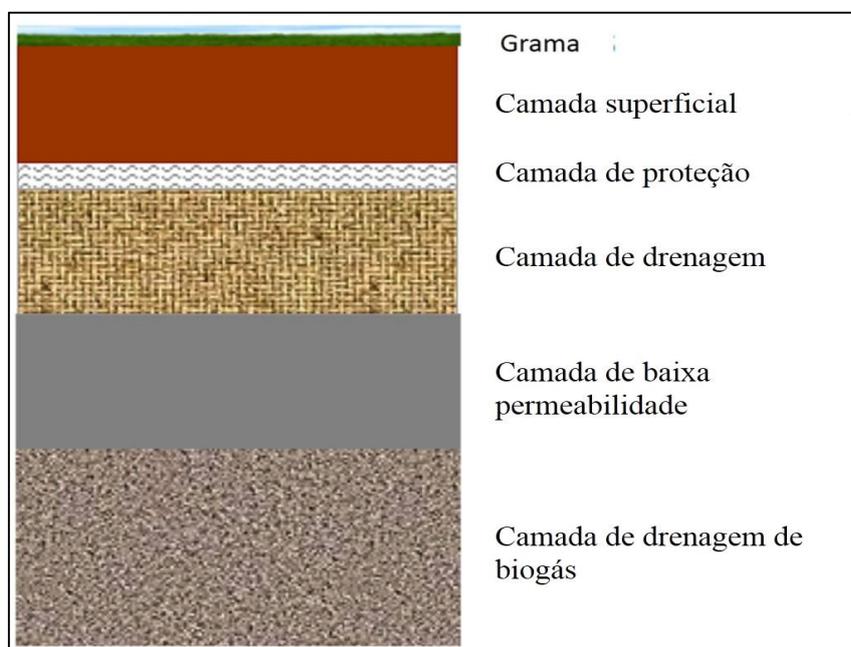
As normas brasileiras relativas aos aterros sanitários, como a NBR 13896/97 limita-se a apresentar especificações apenas sobre a permeabilidade à água das camadas de cobertura final, de um valor máximo de 10⁻⁸ m/s, não sendo abordadas questões como permeabilidade ao gás, tipo de solo, propriedades geotécnicas, métodos de execução ou manutenção (LOPES et al., 2012).

De acordo com o Guia Técnico da *United States Environmental Protection Agency* - USEPA (2004), as camadas do tipo convencional, quando usadas isoladamente, não conseguem manter a sua baixa permeabilidade por longos períodos de tempo, principalmente quando instaladas em locais de clima árido ou semiárido e sem a proteção de uma camada de solo sobrejacente que evite a formação de fissuras por ressecamento. Dessa forma, surge o interesse por estudos relativos a utilização de outros materiais associados a tais camadas objetivando a minimização dos problemas relacionados.

2.1.1 Camada Convencional

A cobertura final do tipo convencional é constituída por uma série de componentes, os quais devem manter sua eficiência e integridade para garantir o funcionamento razoável a bom de todo o sistema ao longo do tempo. Os componentes constituem as camadas: natural superficial com vegetação, protetora, de drenagem, de baixa permeabilidade e de drenagem de biogás, os quais podem ser visualizados na Figura 1:

Figura 1. Componentes de camada de cobertura do tipo convencional.



Fonte: Adaptado de GARBO e COSSU (2017).

Outros elementos podem estar presentes, tais como camadas adicionais, geotêxteis ou geomembranas para a separação de duas camadas. Os elementos do sistema podem ser instalados de diferentes maneiras de acordo com as metodologias de realização e podem incluir

vários materiais, formando as denominadas camadas compostas (por exemplo, geossintético e camada de argila) (GARBO e COSSU, 2017).

Mariano (2008) estudou as taxas de emissão de CH₄ em uma camada convencional no aterro de Aguazinha, em Olinda-PE, no período de março de 2006 a novembro de 2007 (abrangendo períodos secos e chuvosos na região). A camada de cobertura tinha uma espessura variando de 0,25 m a 0,90 m, constituída de solos do tipo areia argilosa (SC) e argila arenosa de baixa plasticidade (CL). As emissões de CH₄ variaram de 0 a 401 g CH₄/m².dia e os resultados indicaram uma tendência de aumento da retenção dos gases com o aumento do grau de saturação do solo. As maiores emissões foram verificadas em locais com grau de compactação entre 75% e 90%. Para locais com grau de compactação acima de 90% o percentual de retenção de CH₄ foi superior a 90%.

Guedes (2018) realizou estudos na camada de cobertura de uma célula do Aterro Sanitário em Campina Grande – PB. A camada estudada é do tipo convencional, com uma espessura variando de 0,60 m a 1,0 m, constituída de um solo classificado como areia argilosa (SC), na qual foi verificada uma retenção média de CH₄ de 93 %.

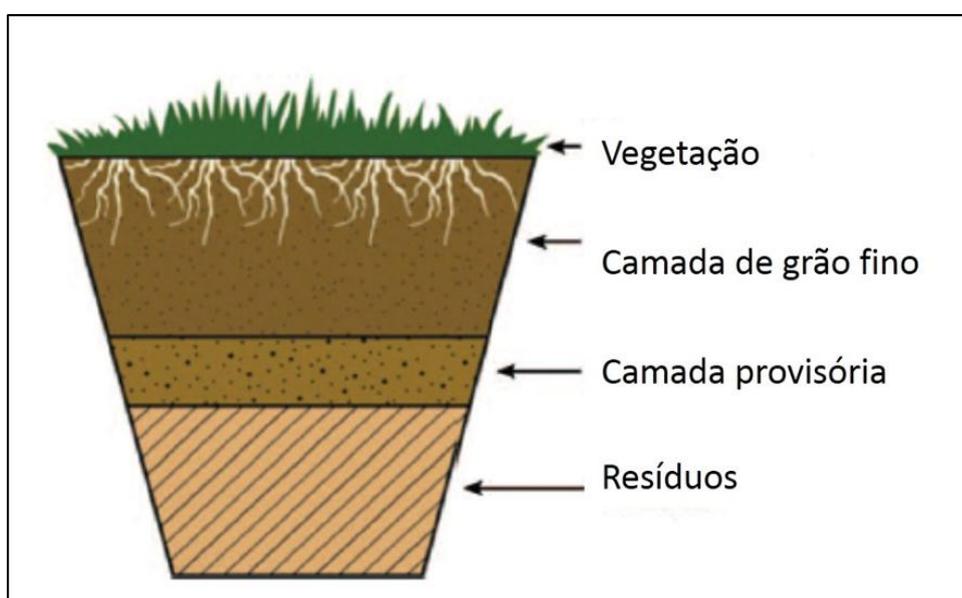
2.1.2 Camada Evapotranspirativa

Os sistemas de Cobertura Evapotranspirativa (ET) são projetados para minimizar a percolação de água. Tais sistemas dependem da propriedade do solo para armazenar água até que ela seja eliminada através da vegetação, por meio do processo de transpiração, ou evaporada da superfície do solo. Entre os parâmetros importantes relacionados ao estudo desses tipos de camadas destacam-se a capacidade de armazenamento de água (capacidade de campo) e a condutividade hidráulica saturada (ANLAUF e REICHEL, 2014).

As coberturas evapotranspirativas são constituídas de solo e plantas que são incorporadas, apresentando a função de prevenir a geração excessiva de líquidos lixiviados. Tais sistemas fundamentam-se em princípios de armazenamento de água no solo durante períodos de maior precipitação e a combinação de evaporação da água da superfície do solo e transpiração por meio das plantas incorporadas, ou seja, evapotranspiração. Os solos com maior percentual de grãos finos são utilizados nessas camadas, principalmente, porque apresentam maior capacidade de retenção de água que os solos constituídos por grãos mais grossos, e plantas nativas são usadas desde que adaptadas ao clima local (BARNSWELL e DWYER, 2010).

Os projetos de sistemas ET baseiam-se na utilização dos processos hidrológicos (componentes do balanço hídrico) em um local, que incluem a capacidade de armazenamento de água do solo, precipitação, escoamento superficial, evapotranspiração e infiltração (ROCK et al., 2012). Eles são geralmente construídos usando uma barreira monolítica do solo. As coberturas monolíticas usam uma única camada de solo de grãos finos para reter água e sustentar a comunidade vegetativa (HAUSER, 2009). A Figura 2 mostra um esquema de uma cobertura evapotranspirativa monolítica.

Figura 2. Cobertura evapotranspirativa monolítica.



Fonte: Adaptado de ROCK et al., 2012.

Abichou et al. (2005) compararam o desempenho de uma cobertura evapotranspirativa com uma cobertura convencional de argila compactada em Albany, Georgia, região que recebe 1300 mm/ano de precipitação. Em seus estudos, as coberturas foram construídas em lisímetros de drenagem (10 m por 20 m), localizados lado a lado, e observou-se que a cobertura evapotranspirativa apresentou uma menor taxa de percolação (150 mm/ano) do que a convencional (260 mm/ano), mesmo com a evapotranspirativa recebendo uma maior quantidade de precipitação (água adicional foi aplicada para auxiliar o estabelecimento de vegetação). Este estudo demonstrou que as coberturas evapotranspirativas podem ser eficazes em áreas mais úmidas, quando construídas em conformidade com o clima. Por exemplo, a capacidade de armazenamento de água no solo foi aumentada usando material orgânico (composto de amendoim), e a transpiração da planta foi prolongada durante toda a estação de crescimento usando uma mistura de gramíneas e árvores.

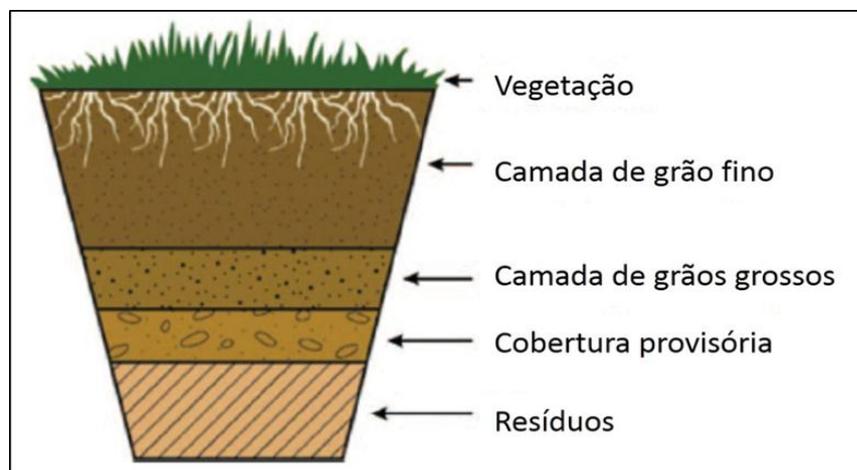
Barnswell e Dwyer (2010) avaliaram em seus estudos o desempenho das coberturas evapotranspirativas no noroeste de Ohio, Estados Unidos. As camadas foram construídas em lisímetros de drenagem (1,52 m de diâmetro e 1,52 m de profundidade) com fundo cônico (0,30 m de profundidade), com sedimento dragado e plantas nativas que foram semeadas, consistindo em espécies comumente encontradas em pradarias de capim alto (denominadas plantas imaturas, ou tiveram plantas transferidas de uma pradaria de capim alto que foi restaurada por mais de 10 anos (denominadas plantas maduras).

As plantas em diferentes estágios de desenvolvimento foram avaliadas para determinar se as camadas evapotranspirativas poderiam apresentar eficiência imediatamente após a construção, ou ao longo dos anos. Os resultados preliminares deste estudo sugeriram que as coberturas evapotranspirativas podem ser eficazes em regiões mais úmidas, como no noroeste de Ohio. Durante o período de monitoramento de um ano, tais coberturas produziram taxas de percolação inferiores a 320 mm/ano, que atendem aos padrões para coberturas de aterros sanitários em Ohio, segundo a *Ohio Environmental Protection Agência* (OEPA, 2003).

2.1.3 Barreira capilar

Um projeto de cobertura monolítica pode ser modificado pela adição de uma quebra capilar. Isto implica colocar um material com grãos mais grossos em elevada quantidade, geralmente uma areia ou cascalho, sob o solo monolítico finamente refinado, como mostrado conceitualmente na Figura 3.

Figura 3. Componentes da barreira capilar.



Fonte: Adaptado de ROCK et al 2012.

As diferenças nas propriedades hidráulicas não-saturadas (ou seja, potencial matricial do solo) entre as duas camadas minimizam a percolação no solo na camada de grãos mais grossos (inferior) sob condições não-saturadas. A camada de grãos finos tem a mesma função que a camada monolítica do solo, que é armazenar a água até que seja removida do solo por mecanismos de evaporação ou transpiração. Além disso, a descontinuidade no tamanho dos poros entre as camadas de granulometria mais grossa e de granulometria mais fina forma uma ruptura capilar na interface destas camadas. A quebra resulta na absorção de água no espaço de poros não saturados no solo de granulometria mais fina, o que permite que esta camada retenha mais água do que um sistema de cobertura monolítica de mesma espessura (ROCK et al., 2012).

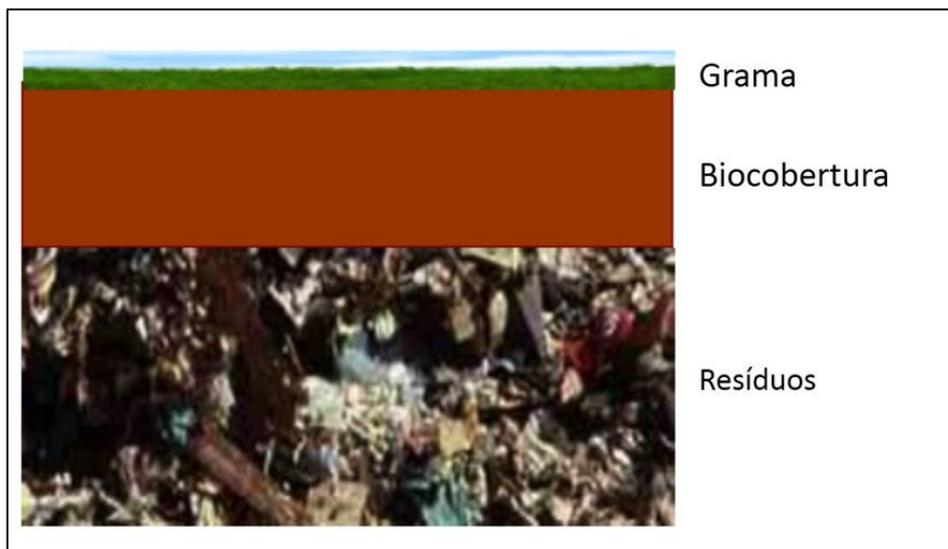
A quantidade de água que se infiltra no sistema pode ser minimizada devido ao solo constituído por grãos mais grossos ser menos permeável do que o solo de grão fino, em condições relativamente secas.

Em condições não saturadas, a diferença na granulometria entre as camadas gera, na interface, forças capazes de reter a água na camada de solo mais fino até sua saturação, enquanto os cascalhos subjacentes permanecem quase secos. Nestas condições, a condutividade hidráulica horizontal é muito maior do que a vertical, portanto a água flui dentro da camada capilar, em paralelo à interface, muitas vezes favorecida pela inclinação do sistema. Quando o fluxo hidráulico, apesar do fluxo na direção horizontal, gera um escoamento de água relevante, as forças capilares não podem reter a quantidade total de água, a qual entra na massa de resíduos. Isto pode ser evitado através da realização de uma outra barreira impermeável subjacente ou pode ser gerenciada para garantir o progresso da degradação biológica de componentes orgânicos (GARBO e COSSU, 2017).

2.1.4 Camada metanotrófica ou biocobertura

Uma solução econômica para reduzir as emissões de CH₄ a partir de aterros de RSU é explorar o processo natural de oxidação microbiana deste gás por meio de um melhor projeto de cobertura de aterro sanitário. As coberturas superiores dos aterros sanitários, que asseguram condições ótimas para o desenvolvimento de bactérias metanotróficas, são denominadas biocoberturas. Elas são compostas por materiais residuais, como composto orgânico, resíduos tratados mecânica e biologicamente, lodo de esgoto, resíduos de plantas jardim, entre outros materiais. Um exemplo de biocobertura é apresentado na Figura 4.

Figura 4. Exemplo da constituição de biocobertura.



Fonte: Adaptado de GARBO e COSSU (2017).

A capacidade do solo de cobertura para oxidar CH_4 depende das propriedades físicas e químicas dos materiais constituintes, tais como: tipo de solo, teor de umidade, densidade, percentual orgânico e nutrientes (ABICHOU et al., 2015).

A seguir são apresentadas algumas vantagens e desvantagens relacionadas ao uso dos sistemas de biocoberturas em aterros sanitários:

Vantagens:

1. As biocoberturas são relativamente menos dispendiosas em termos de operação e instalação em comparação com um sistema convencional de coleta de gás;
2. Estas biocoberturas têm baixos requisitos de manutenção e podem ser facilmente mantidas, sendo adequadas para países de alta e baixa renda.

Desvantagens:

1. As biocoberturas devem ser concebidas e modificadas em conformidade com as condições locais específicas de cada aterro sanitário, sendo necessários estudos mais aprofundados, além dos que se dispõem para as coberturas convencionais;
2. Não existe regulamentação que direcione o projeto e execução destes tipos de camadas.

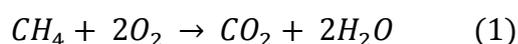
Nos estudos de Abichou et al. (2009) foi verificado que as biocoberturas reduziram as emissões de CH₄ em 10 vezes quando comparadas aos solos, reduzindo a quantidade total de CH₄ que fluía através destes solos pela oxidação de uma maior porção do gás. Além disso, simulações do transporte de CH₄ através de duas colunas, uma constituída de solo e outra simulando uma biocobertura, mostraram menores emissões de CH₄ da biocobertura investigada pelos autores em relação à coluna de controle, constituída de solo.

A oxidação biológica de CH₄ ocorre naturalmente no ambiente dos aterros sanitários em virtude da presença de microrganismos metanotróficos nos solos das camadas de cobertura, ao suprimento de CH₄ e oxigênio (O₂) propício do local, à disponibilidade de nutrientes e condições favoráveis à formação de colônias de bactérias (HUMER e LECHNER, 1999). No entanto, conforme Abushammala et al. (2014), as atividades dessas bactérias são influenciadas por vários fatores de controle, sendo o processo de oxidação do CH₄ altamente sensível a fatores ambientais e também relacionado às propriedades do solo.

Como o CH₄ transita pela cobertura do aterro, as bactérias metanotróficas usam-no como substrato e o oxidam em CO₂ e água (H₂O). Numerosos estudos relataram que os solos da cobertura de aterros sanitários podem oxidar até 100% das emissões de CH₄ (Einola et al., (2008); Gebert et al., (2011); Chi et al., (2012)).

O processo ocorre em muitos sistemas naturais em solos sem interferência humana, devido à abundância de vários grupos de bactérias que necessitam de O₂ para o processo de oxidação, o qual pode ser explorado para reduzir as emissões de CH₄ em aterros sanitários, onde os sistemas de recuperação de gás são inexistentes, ou ao lado de sistemas de coleta de gás existentes para complementar o controle das emissões. Um valor de 0 a 10% de oxidação de CH₄ tem sido recomendado pelas diretrizes do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC) para inventários nacionais de GEE. No entanto, estudos de laboratório e de campo indicam que a capacidade de oxidação de CH₄ está entre 0 e 100% (JUGNIA et al., 2008).

Bactérias metanotróficas são um grupo de aeróbios obrigatórios que têm a capacidade de oxidar o CH₄ sob condições naturais para produzir CO₂, água (H₂O) e biomassa microbiana, conforme descrito pela reação 1:

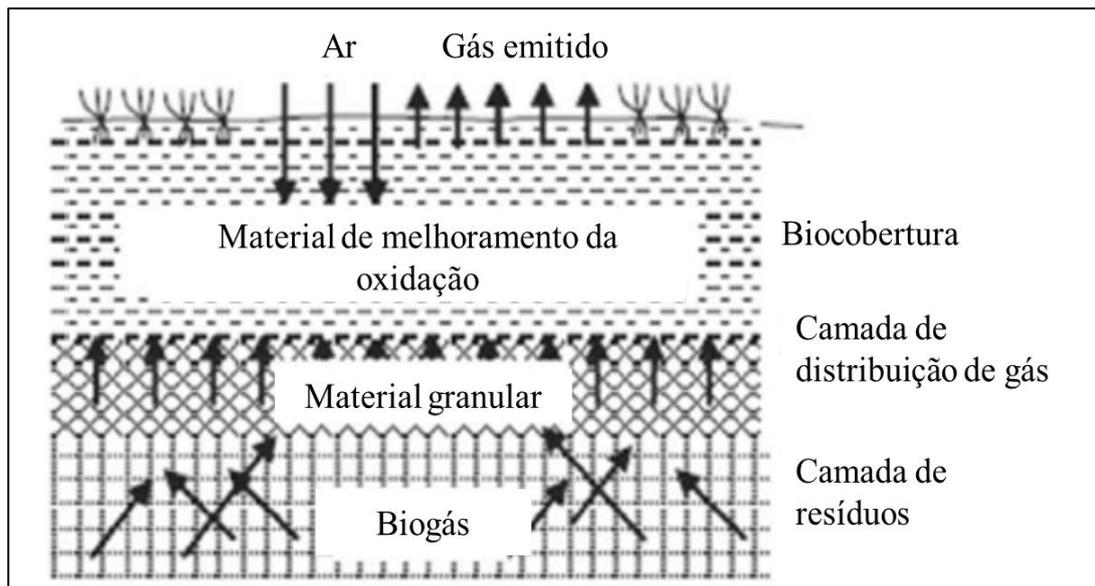


Os principais fatores que controlam o processo de oxidação de CH₄ em aterros sanitários e que estão relacionados aos solos são: textura do solo, conteúdo orgânico, umidade,

temperatura, pH, nutrientes e concentrações de O_2 e CH_4 (WILSHUSEN et al., 2004). A aplicação do conhecimento sobre esses fatores de controle pode otimizar o processo de mitigação das emissões de CH_4 nos aterros sanitários.

Huber-Humer et al. (2009) definiram uma biocobertura de aterro sanitário como uma cobertura superior que otimiza as condições ambientais para bactérias metanotróficas e aumenta o consumo biótico de CH_4 . Um sistema típico de biocobertura consiste em uma camada de distribuição de gás altamente porosa acima dos resíduos, que geralmente é composta de cascalho ou vidro esmagado, seguido por uma camada de composto modificado. A espessura da camada de distribuição de gás geralmente varia de 0,10 a 0,30 cm (Jugnia et al., (2008); Stern et al., (2007)), enquanto a camada de composto na parte superior é mais espessa, até 1 m ou mais, para atingir alta capacidade de oxidação. A camada de distribuição de gás acima do resíduo resulta em fluxos de gás uniformes para a biocobertura, o que permite que a atividade biológica ocorra de maneira adequada (Figura 5).

Figura 5. Especificação dos componentes de uma biocobertura.



Fonte: Adaptado de Huber-Humer et al. (2009).

Abichou et al. (2009) descobriram que 100% da capacidade de oxidação de CH_4 pode ser alcançada usando a biocobertura do composto como uma cobertura de aterro.

Segundo Huber-Humer et al. (2009) a utilização de composto orgânico como substrato em camadas de cobertura altera as propriedades específicas em relação ao solo convencional no que diz respeito à permeabilidade ao gás, parâmetros físicos, como a capacidade de retenção

de umidade e a textura, alterando conseqüentemente a atividade de oxidação de CH_4 . Além disso, composto com alto teor de matéria orgânica propicia condições favoráveis para os microrganismos responsáveis pelo processo oxidativo, por meio de uma elevada superfície específica, alta capacidade de retenção de água combinada com adequada porosidade e textura para a troca gasosa, e uma baixa condutividade térmica.

Berger et al. (2005) descobriram que em solos de cobertura com duas camadas, uma mistura de composto e areia (0,3 m de espessura) sobre uma camada de areia argilosa (0,9 m de espessura), a capacidade de oxidação de CH_4 variou de 57% a 98%.

Comparado com o solo argiloso, a biocobertura constituída por misturas de solo e resíduos pode reduzir a emissão de CH_4 para a atmosfera em cerca de 37,4 kg de CH_4 / m^2 anualmente (He et al., 2007). Esta camada é muito eficaz como cobertura de aterro sanitário, no processo de mitigação de emissão de CH_4 , e considerada uma alternativa em regiões com escassez de solo.

2.1.4.1 Fatores que influenciam a oxidação de metano em coberturas de aterros sanitários

Textura do solo

A textura do solo afeta o transporte de CH_4 pela camada de cobertura e a penetração atmosférica de O_2 . Gebert e Grongroft (2009) recomendaram o uso de solos de textura grossa com mais de 17% de poros cheios de ar por volume, como areias, areias argilosas e alguns galhos grosseiramente texturizados, para uso como biocobertura oxidante de CH_4 .

A textura e a compactação determinam a distribuição do tamanho dos poros no solo, eficaz tanto para a retenção de água como para o transporte de gás, determinando a taxa a que o CH_4 e o O_2 atmosférico se tornam disponíveis para os microrganismos que realizam a oxidação. A compactação do solo não só diminui a porosidade total, mas também pode alterar a distribuição do tamanho dos poros, afetando principalmente os poros de maior dimensão (>50 mm de diâmetro) que controlam predominantemente o transporte de gás. Além disso, a difusividade do gás diminui com o aumento dos níveis de compactação.

Em estudos de laboratório com colunas que simularam as camadas de cobertura de aterros, Kightley et al. (1995) observaram que comparado com o solo de controle, a adição de lodo de esgoto à areia grossa aumentou a capacidade de oxidação de CH_4 em 26%.

Conteúdo orgânico do solo

Visvanathan et al. (1999) descobriram que conteúdos orgânicos mais elevados no solo resultaram em maiores taxas de oxidação de CH₄ em ensaios de coluna. Materiais de alto teor orgânico, como composto, são amplamente utilizados em sistemas de cobertura de aterros sanitários para enriquecer sua capacidade de oxidação de CH₄ (Abichou et al., 2009; Huber-Humer et al., 2008; Wilshusen et al., 2004). Deve-se citar que materiais com alto conteúdo orgânico, altos níveis de nutrientes e alta porosidade podem melhorar a capacidade de oxidação de CH₄.

Teor de Umidade

Um alto teor de umidade na cobertura do solo de aterro sanitário reduz o espaço poroso disponível para transporte e difusão gasosos, pois a difusão molecular na água é 104 vezes mais lenta que no ar, especialmente no que se refere ao gás CH₄, visto que como este gás é apolar e a água é polar, verifica-se uma dificuldade de difusão associada (CABRAL et al., 2010). Um alto teor de umidade também reduz a penetração de O₂ na cobertura do solo, o qual é fundamental para o processo de oxidação de CH₄. Por outro lado, um baixo teor de umidade no solo reduz a atividade biológica na cobertura do solo e resulta em uma redução na capacidade de oxidação de CH₄. O teor de umidade desejável para alta atividade de oxidação de CH₄ está na faixa de 11-25% em volume (Teclé et al., 2008).

Estudos realizados por Park et al. (2002) com a finalidade de testar o efeito do teor de umidade do solo areno-argiloso na capacidade de oxidação de CH₄ mostraram que 13% em peso foi o teor ótimo de umidade para a oxidação de CH₄ neste solo.

Temperatura

O efeito da temperatura na oxidação de CH₄ em vários tipos de compostos foi estudado por Mor et al. (2006), os quais relataram que o efeito da temperatura na oxidação de CH₄ é dependente do tempo e que a faixa ótima de temperatura está entre 15°C e 30°C. Esta temperatura é ideal para o organismo metanotrófico, que não admite temperaturas extremas fora desta faixa, reduzindo a oxidação do gás.

pH

O valor ótimo de pH para a oxidação de CH₄ em amostras de solo coletadas do aterro de Skellingsted, na Dinamarca, foi encontrado por Scheutz e Kjeldsen (2004) como sendo 6,9. Em geral, a maioria dos estudos relacionados ao tema apontam um pH neutro como adequado

para a realização dos processos de oxidação de CH_4 , visto que as bactérias metanotróficas não são tolerantes a valores extremos de pH.

Nutrientes

Além de substratos de carbono que são utilizados por bactérias que se encontram na camada de cobertura de solo compactado, há outros nutrientes e sais minerais que as bactérias necessitam para o seu metabolismo celular. Alguns destes sais como, por exemplo ferro (Fe), Iodo (I), Magnésio (Mg), entre outros, são necessários para ativação enzimática destas bactérias e, portanto, degradação de carbono e oxidação de CH_4 . Segundo Albanna et al. (2007) a adição de nutrientes no sistema de cobertura de solo resulta na ativação de bactérias metanotróficas, aumentando a taxa de eficiência de oxidação de CH_4 . Lee et al. (2009) descobriram que a capacidade de oxidação de CH_4 na cobertura de solos arenosos também aumentou em aproximadamente 60% com a adição de 100 mg de Nitrogênio por kg de solo. Portanto, a adição de nutrientes é um fator positivo, principalmente no que se refere à capacidade oxidativa de CH_4 .

2.2. Utilização de composto orgânico em camadas de coberturas

A utilização de composto orgânico em coberturas de aterros sanitários melhora as propriedades estruturais, físicas e químicas do solo, como porosidade, capacidade de retenção de água, matéria orgânica e conteúdo de nutrientes, que apoiam a oxidação microbiana de CH_4 nos solos (CHIEMCHASRI et al., 2012).

Nos últimos anos tem sido evidenciado que os componentes dos sistemas de cobertura de aterro sanitário têm uma vida útil limitada. A região superficial da camada é dominada por condições não-saturadas. Elas estão expostas aos fenômenos meteorológicos que mudam sazonalmente. Sob a influência desses fatores, as propriedades das coberturas dos aterros sanitários podem mudar consideravelmente com o tempo (HENKEN-MELLIES e SCHWEIZER, 2011). As camadas de cobertura do tipo convencional apresentam também altas demandas de solo necessárias à construção e, em regiões de clima árido, mostraram deteriorar-se com o tempo. Como resultado, projetos de coberturas alternativas que são menos dispendiosas e que podem ter seu desempenho melhorado precisam ser avaliados.

Além disso, o uso de materiais residuais é particularmente vantajoso, pois pode reduzir consideravelmente os custos de execução de camadas de cobertura, ajudar a preservar as jazidas bem como os recursos naturais e contribuir para a sustentabilidade da obra e meio ambiente.

A utilização de compostos orgânicos nas biocoberturas oxidativas de CH₄ tem como finalidade mitigar as emissões deste gás em aterros sanitários (JUGNIA et al., 2008; KHOSHAND e FALL (2014).

Segundo Cao e Staszwska (2013) o tipo e propriedades físico-químicas dos materiais de cobertura (por exemplo, tamanho de partícula, porosidade, umidade e conteúdo de matéria orgânica) têm um efeito multidimensional na transferência e distribuição de gás, disponibilidade de CH₄ e O₂, estrutura da comunidade metanotrófica e população, e fornecimento de nutrientes.

Geralmente os solos argilosos são usados como materiais componentes de camada de cobertura, mas muitos outros substratos podem ser usados como uma alternativa em aterros sanitários. Substratos alternativos também devem ser escolhidos com base em análise econômica e deve proteger a saúde humana e qualidade ambiental sob as condições do local específico, com uma performance semelhante ao solo. Exemplos de substratos alternativos são composto orgânico, pó de forno e cinzas volantes, resíduos de construção e demolição, substrato verde, lodo, composto de RSU e resíduos tratados mecânica e biologicamente (CAO e STASZWSKA, 2013).

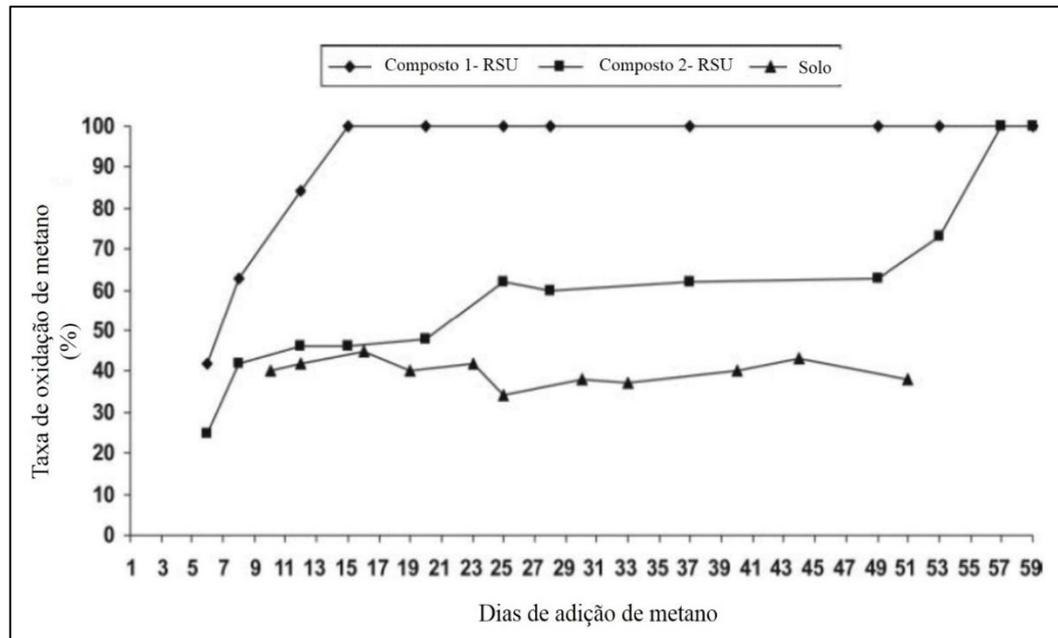
O uso destes substratos alternativos, separados ou misturados com outros substratos no processo de reciclagem, têm muitas vantagens ambientais. Além disso, em relação ao custo, a economia pode ser significativa para o proprietário/operador do aterro nas situações em que há pouca disponibilidade de jazidas de solo.

Stern et al. (2007) observaram que a colocação de uma camada de composto sobre o solo da cobertura de aterro sanitário, contribuía para a uma maior resistência ao fluxo de gás associado ao seu longo percurso. Os autores acrescentaram que a resistência do fluxo também foi aumentada porque a camada de composto manteve os solos da cobertura subjacente em maior teor de água. Compostos que possuem alta capacidade de retenção de umidade, além de manter o solo com maior teor de água, resulta em menor permeabilidade da camada de cobertura a gases e menores coeficientes de difusão.

O aumento da matéria orgânica no solo fornece alimento para as bactérias metanotróficas, que por sua vez aumentam a capacidade oxidativa da camada (ALMEIDA, 2017). Segundo Wilshusen et al (2004) um solo com material compostado facilita a oxidação do CH₄.

Humer e Lechner (1999) investigaram a taxa de oxidação de CH_4 usando vários tipos de composto (por exemplo, composto de RSU, composto de lodo de esgoto, mistura composto-areia e composto-solo) e concluíram que a taxa de oxidação de CH_4 teve uma relação positiva com os materiais de compostagem que foram usados como cobertura (Figura 6).

Figura 6. Taxas de oxidação de metano de solo e compostos.



Fonte: Adaptado de CHIEMCHAISRI et al (2012).

As aplicações de engenharia para a remoção biológica de metano (CH_4) envolvem o uso de materiais granulares adequados como meio de crescimento de células bacterianas metanotróficas. As características físicas e químicas dos meios granulares são fatores importantes para o desempenho dos processos metanotróficos. A presença e disponibilidade de nutrientes intrínsecos, uma área de superfície específica elevada, alta porosidade, boa capacidade de retenção de umidade, integridade estrutural e estabilidade biológica são características desejáveis (Delhomenie e Heitz, 2005). Mancebo et al. (2015) também utilizaram composto orgânico com as características acima elencadas como meio de crescimento de bactérias metanotróficas em uma série de pesquisas e estudos-piloto (MANCEBO et al., 2015).

Além disso, a compostagem é tipicamente rica em bactérias metanotróficas, uma propriedade que garante uma fase de adaptação mais curta para atingir as taxas máximas de oxidação de CH_4 em comparação com materiais inorgânicos (PHILOPOULOS et al., 2009).

2.3 Curva de retenção de água nos solos

O comportamento do solo na condição não saturada exige a compreensão da distribuição, retenção e liberação da água nas diversas situações às quais este solo pode estar sujeito, sejam de ordem mecânica ou ambiental. A água pode mover-se para dentro ou para fora do solo por alteração no estado de tensão externo e/ou por questões ambientais, tais como infiltração e/ou evaporação. A forma como o solo administra a presença da água no seu interior pode ser representada pela curva de retenção de água. A curva de retenção consiste na relação entre a quantidade de água presente no material poroso e a energia necessária para remover essa água (sucção). Pode-se afirmar que a maioria dos processos geotécnicos em solos não saturados pode ser, em parte, compreendidos em função da curva de retenção de água (CAMAPUM DE CARVALHO et al., 2015).

A curva de retenção de água, também conhecida como curva característica de água no solo apresenta diversas aplicações práticas, técnicas e científicas, tais como, a determinação da capacidade de campo, do ponto de murcha permanente e da disponibilidade total de água, que são variáveis indispensáveis para um adequado manejo de irrigação e balanço hídrico de água no solo (EMBRAPA, 2007).

A curva característica solo-água tornou-se uma relação importante para as aplicações práticas da Mecânica dos Solos Não Saturados na engenharia. As tecnologias foram originalmente desenvolvidas em física do solo e disciplinas relacionadas à agricultura. Essas tecnologias têm sido adotadas lentamente, com algumas modificações, na aplicação da engenharia geotécnica (Fredlund e Rahardjo, 1993).

A física do solo promoveu principalmente o uso da curva de retenção de água na agricultura para a estimativa das características de armazenamento de água em regiões próximas à superfície do solo. A mecânica dos solos não saturados tem utilizado principalmente a curva de retenção para a estimativa de funções de propriedades não saturadas do solo, que são posteriormente usadas em soluções de modelagem numérica de problemas da engenharia geotécnica (FREDLUND et al, 2011). Há muito tempo se reconhece que existem ramos independentes de secagem e umedecimento para a curva, assim como um número infinito de curvas de varredura entre os ramos de secagem e umedecimento.

Entretanto, a curva de retenção tem sido frequentemente tratada, tanto na agricultura como na engenharia geotécnica, como uma relação aproximada única entre a quantidade de água no solo e a sucção. Dentro da mecânica dos solos não saturados, o ramo de secagem (ou dessorção) recebeu a maior atenção. Historicamente, a perturbação das amostras de solo tem

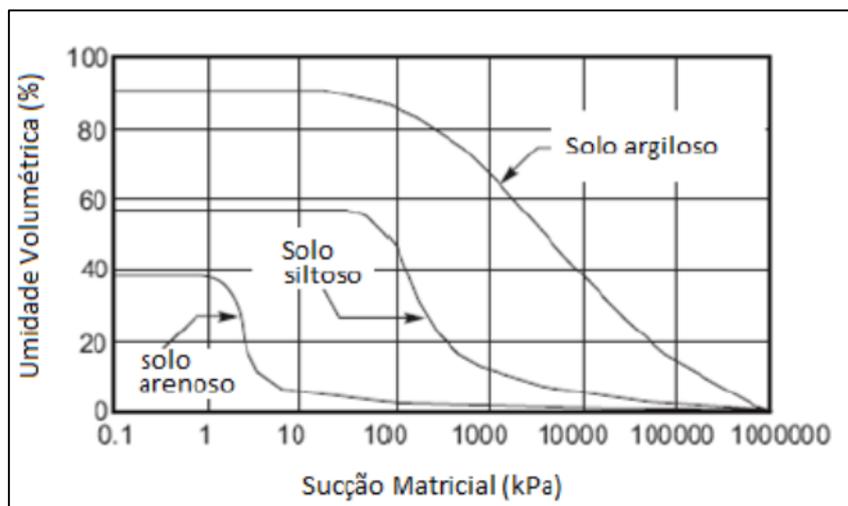
sido uma preocupação limitada, ou pelo menos negligenciada, tanto na agricultura como na engenharia geotécnica, com amostras de solo perturbadas e remoldadas, sendo frequentemente usadas para testes de laboratório (FREDLUND e HOUSTON, 2013).

A aplicação convencional da curva de retenção de água para a estimativa de funções de propriedades dos solos não saturados começa com a suposição de que o solo não altera significativamente o volume à medida que a sucção é aumentada (FREDLUND e HOUSTON, 2013).

2.3.1 Influência do tipo de solo na curva de retenção

A forma da curva de retenção de água é influenciada pelo tipo de solo. Em geral os materiais mais porosos apresentam a capacidade de reter líquidos. A Figura 7 mostra o comportamento da curva de retenção para solos argilosos, siltosos e arenosos.

Figura 7. Comportamento da curva de retenção para diferentes tipos de solo.



Fonte: Fredlund e Xing 1994.

Existem fatores físicos e químicos que podem afetar a retenção da água pelo solo, alterando o formato de suas curvas de retenção. RAWLS et al. (2003) avaliaram o efeito da matéria orgânica do solo nas curvas de retenção e mostraram que a adição de carbono orgânico as afeta de maneira distinta para diferentes potenciais e texturas.

A matéria orgânica, quando coloidal, apresenta boas propriedades de retenção de água e afeta uma das principais características físicas do solo, a agregação do solo, afetando assim, indiretamente, outras características como a massa específica, porosidade, aeração e infiltração

de água. Sendo que a capilaridade e a adsorção são os fenômenos responsáveis por esta retenção (MENEZES, 2010).

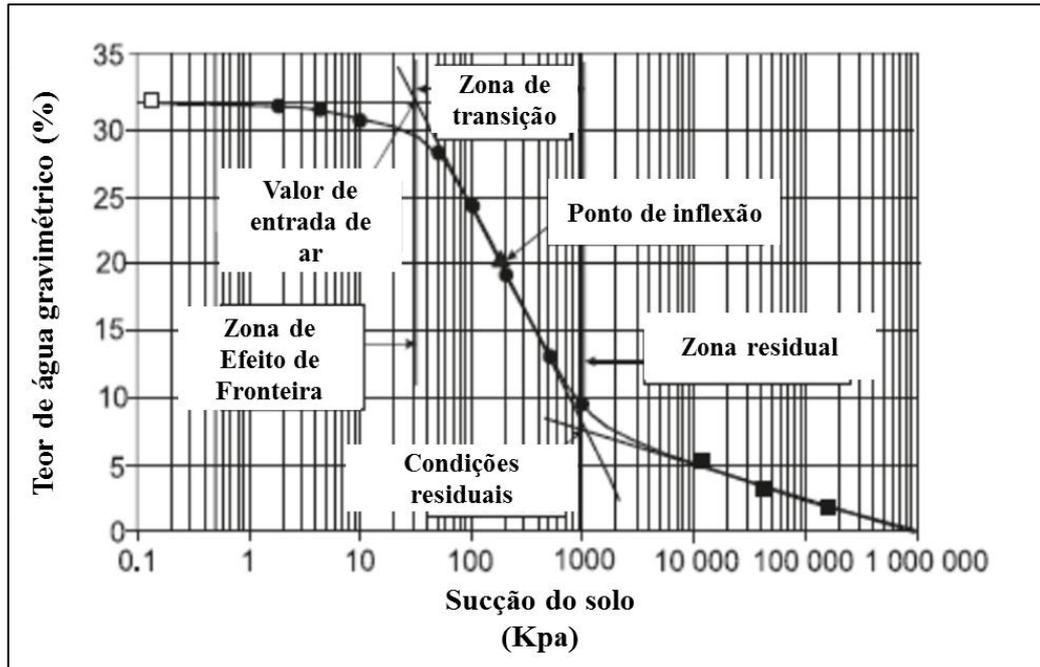
A curva de retenção de água nas areias apresenta patamares. Como as areias retêm água por capilaridade, a existência de faixas uniformes de vazios que perdem água quando se aplica uma determinada sucção leva à formação desses patamares. Podem ocorrer diversos patamares conforme a quantidade de faixas uniformes de vazios. O mesmo fenômeno não é observado na maioria dos solos argilosos, pois estes, além de apresentarem maior heterogeneidade nos tamanhos dos poros, com conseqüente melhor distribuição granulométrica e porosimétrica, também retêm água por fenômenos eletroquímicos (FREDLUND, 1996).

Em solos argilosos o mecanismo de retenção de água ao longo da curva varia de acordo com o nível de sucção. Para baixos valores de sucção, a retenção depende mais do efeito capilar e, portanto, da estrutura do solo. Para valores elevados de sucção, onde a quantidade de água presente no solo se reduz, os fenômenos de adsorção passam a predominar sobre os efeitos capilares. Nesta situação, a composição mineralógica do solo passa a ter maior importância como fator controlador do comportamento do solo (FREDLUND, 1996).

A curva característica pode ser utilizada para estimar a capacidade de campo do solo. Esse parâmetro, muito utilizado na agronomia e que corresponde a umidade retida no solo depois de saturado e deixando-se drenar livremente, é importante para o estudo do balanço hídrico e do teor de água disponível para as plantas. Em aterro de resíduos sólidos a curva característica é útil para estimar a capacidade máxima de retenção de água pelo solo da camada de cobertura que vai influenciar na geração de lixiviado. Estritamente, conforme Cortázar (2003), a capacidade de campo é definida como o teor de umidade do solo, 48 horas depois de saturado e mantido em equilíbrio com uma pressão de sucção de 33 kPa (SANTOS, 2015).

Os dados associados à curva de retenção são geralmente plotados como conteúdo de água (gravimétrico ou volumétrico) versus o logaritmo da sucção do solo. A forma geral da curva no ramo de secagem é mostrada na Figura 8.

Figura 8. Forma geral da curva de retenção na condição de secagem.



Fonte: Adaptado de FREDLUND et al, 2011.

Há duas mudanças distintas na inclinação ao longo da curva. As mudanças na inclinação definem dois pontos que são cruciais para descrever a curva de retenção. O primeiro ponto é chamado de "valor de entrada de ar" do solo, onde os maiores vazios começam a dessaturar à medida que a sucção aumenta. O segundo ponto é denominado "condições residuais" e define o ponto em que a remoção de água do solo se torna significativamente mais difícil (isto é, requer significativamente mais energia para a remoção de água).

As mudanças na inclinação subdividem a curva em três zonas distintas, a saber, a "zona de efeito de fronteira" na faixa de sucção mais baixa, a "zona de transição" entre o valor de entrada de ar e o valor residual, e "zona residual" em subunidades elevadas do solo, atingindo até 1.000.000 kPa. Da mesma forma, existem mudanças distintas na inclinação ao longo da curva de retenção de água.

Deve-se observar que a relação entre o teor de umidade gravimétrica e a sucção é não-linear, e apresenta histerese, isto é, a curva não é a mesma para o solo sujeito ao processo de secagem e ao processo de umedecimento (HUSE, 2007).

2.3.2. Ajuste das curvas de retenção de água no solo

Segundo Santos (2015), as correlações entre a curva de retenção de água e as propriedades hidráulicas e mecânicas dos solos não saturados exigem que se tenha uma precisa caracterização da curva de retenção de água, e isto é feito através do ajuste matemático de algum tipo de equação aos dados experimentais.

A maioria dos ajustes utiliza a umidade volumétrica e os demais estão relacionados com o grau de saturação. Observa-se ainda que grande parte dos modelos tratam de ajustar a curva de secagem. A curva de umedecimento possui o mesmo formato e pode ser também ajustada pelos diversos ajustes. O Quadro 1 apresenta diversos modelos de ajustes de curvas de retenção de água no solo.

Quadro 1. Modelos de ajuste da curva de retenção de água.

Autor	Modelos	Parâmetros
Burdine (1953)	$\theta = \theta_r + \frac{(\theta_s - \theta_r)}{\left[1 + \left(\frac{\psi}{\alpha}\right)^{n \cdot m}\right]}$	α, n, m
Gardner (1956)	$\theta = \theta_r + \frac{(\theta_s - \theta_r)}{(1 + \alpha\psi^n)}$	α, n
Gardner (1958)	$\theta = \theta_r + \frac{(\theta_s - \theta_r)}{1 + \left(\frac{\psi}{\alpha}\right)^n}$	α, n
Brooks & Corey (1964)	$\theta = \theta_r + (\theta_s - \theta_r) \left(\frac{\psi}{\alpha}\right)^{-n}$	α, n
Mualem (1976)	$\theta = \theta_r + \frac{(\theta_s - \theta_r)}{\left[1 + \left(\frac{\psi}{\alpha}\right)^{n \cdot m}\right]}$	α, n, m
Van Genuchten (1980)	$\theta = \theta_r + \frac{(\theta_s - \theta_r)}{[1 + (\alpha\psi)^n]^m}$	α, n, m
Fredlund & Xing (1994)	$\theta = \theta_r + \frac{(\theta_s - \theta_r)}{\left\{\ln \left[e + \left(\frac{\psi}{\alpha}\right)^n \right] \right\}^m}$	α, n, e
Gitirana Jr. & Fredlund (2004)	$\theta = \theta_r + \frac{(\theta_s - \theta_r)}{(\psi / \sqrt{\psi_b \psi_{res}})^d}$	d

Fonte: Santos (2015).

Nestas equações tem-se que θ é a umidade do solo; θ_r é a umidade residual e θ_s é a umidade de saturação; Ψ é a sucção matricial; α corresponde ao inverso do valor de entrada de ar e n refere-se à distribuição de tamanho de poros que afeta a inclinação da função de retenção.

Tendo em vista os diversos formatos das curvas de retenção de água para vários tipos de solo, faz-se necessário encontrar uma equação matemática geral para uso prático. Assim, algumas ferramentas são utilizadas para comparar, avaliar e indicar o melhor modelo de curva de retenção para as amostras estudadas. Segundo Araújo Neto (2016), quanto maior o número de avaliadores mais adequada e precisa será a escolha do melhor modelo. Na presente pesquisa utilizou-se o coeficiente de determinação do modelo (R^2), a Soma dos Quadrados dos Resíduos (SQR), e o Critério de Informação de Akaike (AIC), e foram testados os modelos de Van Genuchten (1980), Gardner (1956) e Fredlund & Xing (1994) (AKAIKE, 1973).

O coeficiente de determinação (R^2) mede o quanto a variável dependente pode ser explicada pela equação de regressão, podendo-se inferir se o modelo é adequado ou não para explicar a variação de determinada variável em estudo. Pode assumir valores de 0 a 1, ou seja, de 0 a 100%. Quanto mais próximo da unidade estiver maior é a indicação de que os valores estimados estão próximos dos observados, confirmando um bom ajuste para explicação do comportamento da variável dependente em relação à variável independente. Valores próximos a zero não explicam a relação entre as variáveis (FARIAS, 2014; ARAÚJO NETO, 2016; ARAÚJO, 2017).

O R^2 pode ser obtido pela expressão que relaciona o número de variáveis analisadas, além das variáveis estimadas e observadas, Equação (2). É importante destacar que o aumento do R^2 não está associado somente ao efeito das variáveis, mas também ao número de dados que estão sendo analisados no modelo e, dessa forma, este parâmetro é sensível ao aumento do número de variáveis independentes no modelo, podendo não corresponder à realidade (ARAÚJO, 2017).

$$R^2 = \frac{\sum_{i=1}^n X_E - \bar{X}}{\sum_{i=1}^n X_0 - \bar{X}} \quad \text{Equação (2)}$$

Onde:

R^2 é o Coeficiente de Determinação

n é o número de variáveis

X_E = variáveis estimadas

X_0 = variáveis observadas

\bar{X} = média das variáveis

A soma dos quadrados dos resíduos (SQR) é o critério para ajuste de modelos que se baseia na observação dos erros de aproximação associados a cada elemento da amostra (ARAÚJO NETO, 2016). Utiliza o critério de que quanto menor a SQR, melhor o modelo descreve a relação entre as variáveis estimadas e a variável resposta, Equação (3). (ARAÚJO, 2017).

$$SQR = \sum_{i=1}^n (X_E - X_o)^2 \quad \text{Equação (3)}$$

Onde:

SQR = Soma dos Quadrados dos Resíduos

X_E = variáveis estimadas

X_o = variáveis observadas

n = número de variáveis

O Critério de Informação de Akaike (AIC) constitui-se como um critério para a seleção do melhor modelo que se adapta à descrição em estudo. Essa medida leva em consideração a qualidade da ligação entre as variáveis e a quantidade em que são utilizadas no modelo (FARIAS, 2014). Segundo Akaike (1973) a seleção do melhor modelo de ajuste da curva de retenção de água no solo é calculada pela Equação (4), onde quanto menor o valor encontrado para o AIC, melhor será o modelo (ARAÚJO, 2017).

$$AIC = nxLn\left(\frac{SQR}{n}\right) + 2K \quad \text{Equação (4)}$$

Onde:

AIC= Critério de Informação de Akaike

n = número de observados (quantidade de pontos sucção/umidade da curva)

K = número de parâmetros de ajustes utilizados na equação do modelo utilizado.

SQR = Soma do Quadrado dos Resíduos

Para obter os parâmetros de ajuste e escolher as equações das curvas de retenção de água são utilizados softwares estatísticos, entre eles o programa STATISTICA, o qual permite o uso do método iterativo de Gauss-Newton, possibilitando a adoção de um número de iterações máximas e um critério de convergência à escolha do operador.

2. 3.3 Condutividade hidráulica não-saturada

Vários pesquisadores propuseram equações analíticas, experimentais e estatísticas para representar matematicamente as relações existentes entre a função de permeabilidade do solo à água, por meio do uso da curva de retenção de água, representando uma ferramenta útil nos estudos de determinação de fluxo de água em solos não saturados (VAN GENUCHTEN, 1980; FREDLUND et al., 1994). O Quadro 2 mostra as principais equações de alguns modelos propostos:

Quadro 2. Equações dos modelos propostos na literatura.

Modelo (Referências)	Equação	Variáveis
Gardner (1958)	$K = \frac{K_{sat}}{1 + \alpha \times \left(\frac{\psi}{\rho_w \times g}\right)^n}$	K_{sat} = perm. saturada ψ = sucção a, n = parâmetros de ajuste ρ_w = densidade da água g = aceleração da gravidade
Brooks & Corey (1968)	$K(\psi) = K_{sat} \times \left(\frac{\psi_b}{\psi}\right)^n$ para $\psi > \psi_b$ $K(\psi) = K_{sat}$ para $\psi \leq \psi_b$	K_{sat} = perm. saturada ψ_b = sucção de entrada de ar ψ = sucção n = parâmetro de ajuste
Chambell (1974)	$K(\psi) = K_{sat} \times \left(\frac{\theta}{\theta_s}\right)^{2b+3}$	K_{sat} = perm. saturada θ = teor de umidade volumétrica θ_s = teor de umidade volumétrica para o solo saturado b = parâmetro de ajuste
Modelo (Referências)	Equação	Variáveis
Mualem (1976)	$K_{rel} = \frac{[1 - (\alpha \times \psi)^{m \times n} \times (1 + (\alpha \times \psi)^n)^{-m}]^2}{[1 + (\alpha \times \psi)^n]^{\frac{m}{2}}}$	$K_{rel} = K/K_{sat}$ m, n, α = parâmetros de ajuste ψ = sucção

<p>Van Genuchten (1980)</p>	$K(Se) = K_{sat} \times S_e^{0,5} \times \left[1 - \left(1 - S_e^{\frac{1}{m}} \right)^m \right]^2$ $S_e = \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r}$	<p>K_{sat} = perm. saturada θ = teor de umidade volumétrica θ_r e θ_s = teor de umidade residual e saturado m = parâmetro de ajuste</p>
<p>Fredlund et al. (1994)</p>	$K(\psi) = \frac{\int_{\log(\psi)}^b \frac{\theta(e^y) - \theta(\psi)}{e^y} \theta'(e^y) d\psi}{\int_{\ln \psi_{eav}}^b \frac{\theta(e^y) - \theta(s)}{e^y} \theta'(e^y) d\psi}$	<p>y = variável de integração representado o logaritmo de sucção ψ_{eav} = sucção de entrada de ar b = $\ln(10^6 \text{ kPa})$ θ = umidade volumétrica θ' = derivada da curva de umidade \times sucção</p>

Fonte: Gerscovich e Guedes (2004); Santos (2015).

3 METODOLOGIA

Esta pesquisa está vinculada ao Monitoramento do Aterro Sanitário em Campina Grande-PB, realizado pelo Grupo de Geotecnia Ambiental (GGA), a partir do convênio de N°. 001/2015, celebrado entre a ECOSOLO – Gestão Ambiental de Resíduos Ltda. (responsável pela operação do aterro sanitário) e a Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), tendo como interveniente a Fundação Parque Tecnológico da Paraíba (PaqTcPB). O convênio assinado em fevereiro de 2016 permite o monitoramento dos líquidos (água e lixiviado), sólidos (RSU e solos) e gases (drenos e fluxo pela camada de cobertura) do aterro por meio de visitas semanais, coleta de material para análises, realização de ensaios em laboratório e campo.

A equipe do monitoramento é constituída pelo GGA, que corresponde a um grupo de pesquisa multidisciplinar, composto por alunos de graduação em engenharia civil, química, engenharia ambiental e biologia, bem como mestrandos, doutorandos e professores de diversas áreas do conhecimento. Possui parcerias com a Universidade Estadual da Paraíba (UEPB), a Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), além de parcerias com os laboratórios de Engenharia Agrícola, Engenharia Elétrica, Engenharia de Materiais e Engenharia Química, pertencentes à UFCG.

3.1 Descrição do campo experimental

A presente pesquisa foi desenvolvida no município de Campina Grande-PB (Figura 9), distante 134 km da capital paraibana, João Pessoa, sob as coordenadas geográficas: Latitude de 7°13'50" S, Longitude de 35°52'52" W e Altitude de 551 m. Localizado na região do Agreste Paraibano, e inserido no Semiárido Brasileiro, representa condições próprias das zonas semiáridas e latitudes tropicais. Situado na parte Oriental do Planalto da Borborema, com população estimada de 407.472 habitantes (IBGE, 2018), abrange uma área territorial de 594,2 km contendo ainda 4 (quatro) distritos, Catolé de Boa Vista, Catolé de Zé Ferreira, São José da Mata e Galante.

Figura 9. Localização do município de Campina Grande - PB.

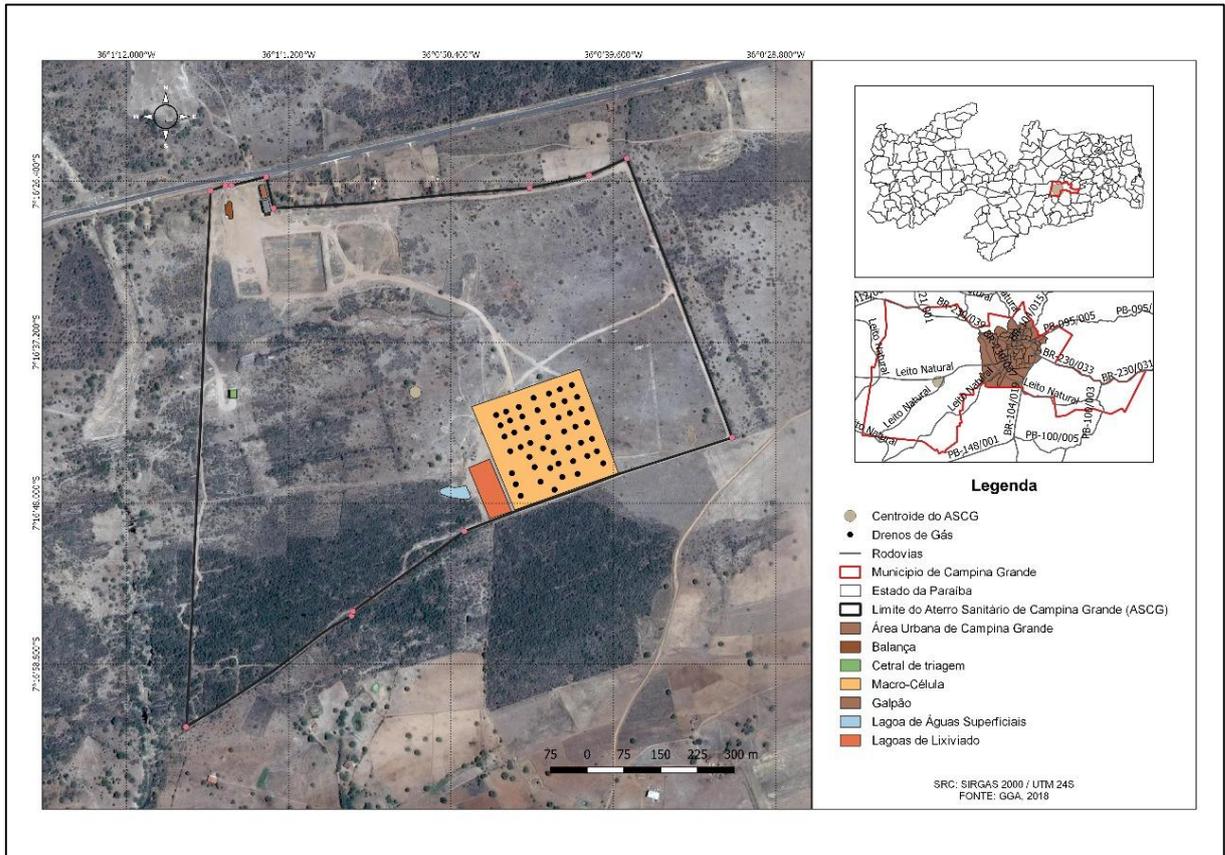


Fonte: Adaptado do Google imagens (2018).

O campo experimental deste estudo foi o Aterro Sanitário em Campina Grande-PB (ASCG). Esse aterro encontra-se localizado no distrito de Catolé de Boa Vista, a 10 Km da área urbana deste município (Figura 9) sob coordenadas geográficas 7°16'38'' latitude Sul e 36°00'51'' longitude oeste de Greenwich.

O ASCG foi projetado para uma vida útil de 25 anos, contando com uma área total de 64 ha, das quais 40 ha destinam-se à disposição de RSU, sendo, até a data deste trabalho, provenientes 96% do município de Campina Grande - PB, e 4% das demais localidades como Lagoa Seca, Montadas, Boa Vista, Puxinanã, Areia, Barra de Santana, Gado Bravo, Itatuba, Santa Cecília, Alcantil e Queimadas. Atualmente, o ASCG possui 4 células de disposição de resíduos, com área de base de aproximadamente 100 x 100 m, altura em torno de 20 m, escalonadas em platôs de 5 m, com bermas de 6 m. A Figura 10 apresenta a localização do ASCG.

Figura 10. Localização do Aterro Sanitário em Campina Grande-PB.

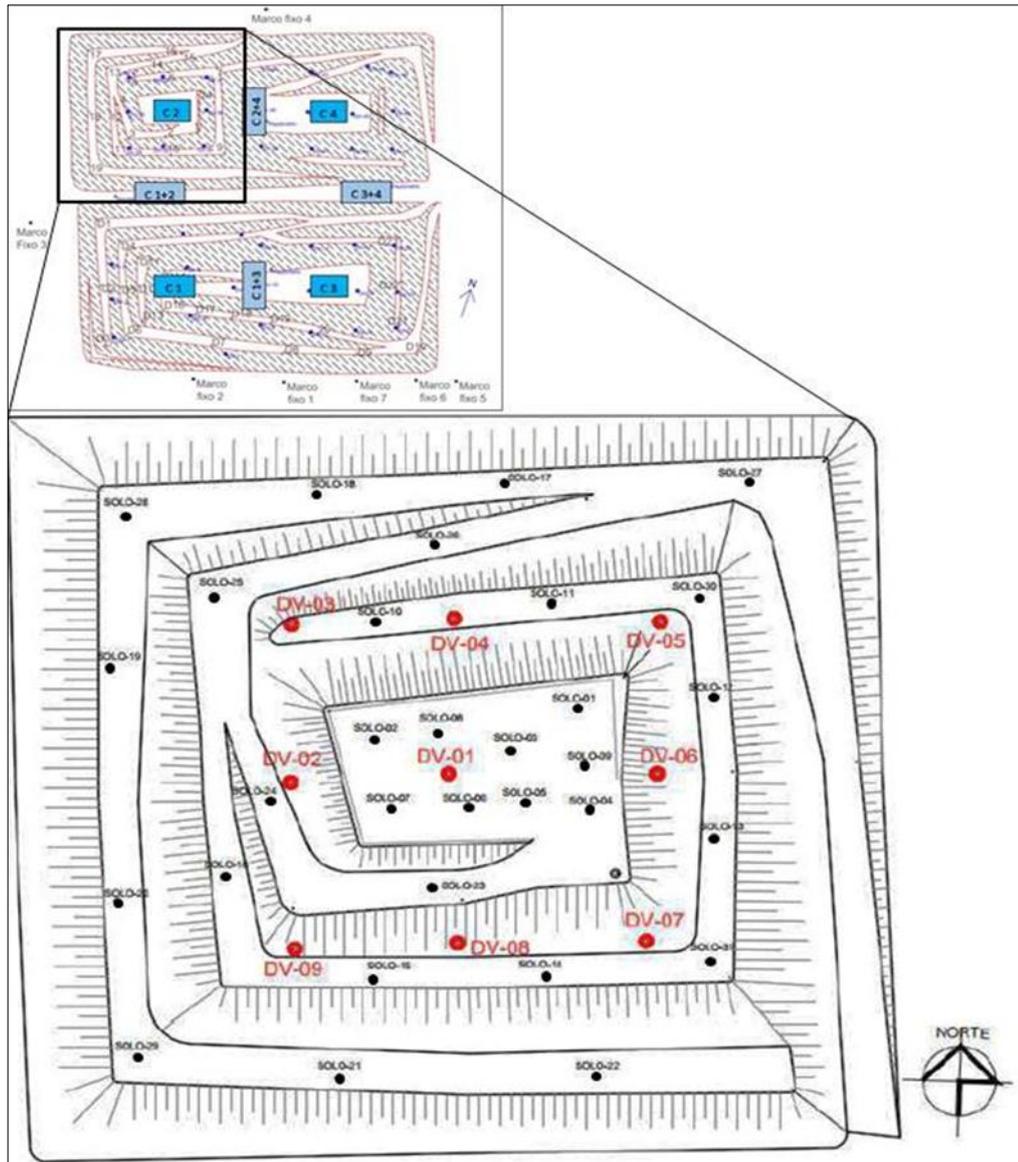


Fonte: Grupo de Geotecnia Ambiental (2018).

3.2 Coleta de solo

As coletas de amostras de solo foi realizada na camada de cobertura da Célula 2 do ASCG (Figura 11) para posterior análise físico-química e geotécnica. O número de pontos para coleta de amostras de solo foi definido por meio do Teorema Central do Limite, que é um teorema fundamental de probabilidade e estatística.

Figura 11. Distribuição dos pontos de coleta de solo na Célula 2.



Fonte: Grupo de Geotecnia Ambiental (2018).

O teorema descreve a distribuição da média de uma amostra aleatória de uma população com variância finita. Quando o tamanho amostral é suficientemente grande, a distribuição da média é uma distribuição aproximadamente normal (LARSON E FABER, 2004; GUEDES, 2018). O teorema aplica-se independentemente da forma da distribuição da população e no caso de o número de amostras ser maior que 30, a população tem qualquer distribuição, então a distribuição das médias amostrais pode ser aproximada por uma distribuição Normal e, com base nessa premissa, foram coletadas amostras de solo em 31 pontos distribuídos uniformemente ao longo da Célula 2, conforme Figura 11.

Conforme metodologia de amostragem da EMBRAPA (2006) foi realizada a homogeneização das amostras simples para obtenção de uma amostra composta e representativa da Célula.

Para coleta do solo realizou-se furos superficiais na camada de cobertura de solo compactado (*liner*) do Aterro, de aproximadamente 0,15 m, que foram previamente definidos. Essa profundidade foi estabelecida como forma de isentar as amostras coletadas de qualquer material orgânico, a exemplo de raízes de plantas, que pudessem interferir nas análises. Em seguida, retirou-se uma amostra de solo de aproximadamente 0,5 kg, em cada ponto da camada de cobertura, a qual foi armazenada em saco plástico do tipo “zíper”, com objetivo de manter a integridade da amostra. Posteriormente, o solo foi encaminhado ao Laboratório de Geotecnia Ambiental (LGA) da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG) para a continuidade dos ensaios necessários.

As amostras de solo de cada ponto, levadas ao laboratório, em torno de 0,5 Kg (Figura 12b) foram cuidadosamente destorroadas (Figura 12a). Após o destorroamento, realizou-se no LGA a homogeneização de todo o solo coletado dos 31 pontos na camada de cobertura da Célula baseado nas metodologias da EMBRAPA (2006) e na NBR 6457 (ABNT, 2016). Obteve-se, assim, uma amostra composta de 15,5 Kg para a caracterização física desse solo. Em seguida, essa amostra composta foi colocada para secar ao ar livre (Figura 12c). Posteriormente à sua secagem, realizou-se o quarteamento do solo (Figura 12d) e retiraram-se as quantidades de material necessárias à execução de cada ensaio de caracterização seguindo as normas da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT).

Figura 12. Preparação das amostras de solo para os ensaios de caracterização.



a) Destorroamento



b) homogeneização



c) Secagem ao ar livre



d) Quarteamento

Fonte: Arquivo de pesquisa (2018).

A última etapa de preparação das amostras consistiu no peneiramento e pesagem das quantidades equivalentes a cada ensaio de caracterização.

3.3 Coleta de composto orgânico

O composto orgânico utilizado nas misturas estudadas nesta pesquisa foi fornecido pelo Laboratório de Tecnologias Agroambientais (LTA). O LTA é um laboratório vinculado ao Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG).

O composto orgânico é constituído de uma proporção de 3:1 em peso (Folhas de jardim: esterco bovino), sendo resultante de um processo de compostagem que durou 110 dias. A leira foi formada a partir de 30 cm de altura de folhas de jardim e folhas coletadas pelo Campus I da UFCG, e 6 cm de esterco, com irrigação regular e 4 reviragens da leira a cada 15 dias, durante o período inicial de compostagem.

A utilização de um composto de folhas é interessante, tendo em vista que Wilshusen et al. (2004) verificaram 95 % de eficiência em oxidação de metano utilizando composto de folhas em cobertura de aterro. Além disso, no ASCG é verificada a presença de resíduos de poda em grande quantidade e o uso em camadas do tipo biocobertura aparece como alternativa para aproveitamento de tais resíduos. O composto foi acondicionado em sacos (Figura 13a) e encaminhado para o LGA, no qual foram realizadas as etapas de secagem ao ar livre (Figura 13b) e preparação das misturas de solo e composto orgânico nas proporções de 3:1 e 1:1 (solo-composto, em peso) (Figura 13c).

Figura 13. Preparação das misturas de solo e composto orgânico.



Fonte: Arquivo de pesquisa (2018).

3.3.1 Caracterização geotécnica das amostras de solo e misturas solo-composto

Foi realizada no laboratório de Geotecnia Ambiental a caracterização geotécnica das amostras de solo e misturas solo-composto definidas (Figura 14). Por meio dos ensaios realizados foi possível determinar parâmetros importantes para o conhecimento do comportamento geotécnico das amostras estudadas.

Figura 14. Caracterização do solo em laboratório.



Fonte: Arquivo de pesquisa (2018).

A partir das análises de solo e misturas foi possível conhecer as características de condutividade hidráulica na situação saturada através do ensaio de permeabilidade a carga variável vertical destas amostras segundo a NBR 14545 (ABNT, 2000), bem como a distribuição dos grãos – NBR 7181 (ABNT, 2016), a umidade ótima e a massa específica aparente seca máxima que garante uma menor compressibilidade da camada – NBR 7182 (ABNT, 2016).

Também foi verificado para as amostras de solo e diferentes misturas os Limites de Atterberg pelos ensaios de limite de liquidez – NBR 6459 (ABNT, 2016) e limite de plasticidade – NBR 7180 (ABNT, 2016) com o posterior cálculo do Índice de Plasticidade (IP), e a massa específica dos grãos de solo pela NBR 6458 (ABNT, 2016). Dessa forma, classificou-se o solo e as misturas de acordo com o Sistema Unificado de Classificação dos Solos (SUCS).

3.3.2 Caracterização físico-química das amostras de solo e misturas solo-composto

Foram realizadas análises de complexo sortivo, por meio da determinação de atributos químicos e de fertilidade das amostras de solo, mistura 3:1 (solo-composto), mistura 1:1 (solo-composto) e composto puro.

Determinou-se o teor de macro nutrientes (Ca, K, P, Mg, Na), o Potencial Hidrogeniônico (pH) e Carbono Orgânico Total (COT), EMBRAPA (2011), em que estes dois últimos expressam a intensidade da condição ácida ou básica de um determinado meio e estima quantitativamente a fração orgânica do solo, respectivamente. As análises foram realizadas em parceria com o Laboratório de Irrigação e Salinidade do Departamento de Engenharia Agrícola da UFCG e o Laboratório de Química e Fertilidade, da Universidade Federal da Paraíba, Campus II, Areia – PB.

3.4 Sucção das amostras de solo e misturas solo-composto

Tendo em vista que a capacidade de retenção de água dos materiais utilizados em coberturas de aterros sanitários influencia no processo de oxidação de CH₄, foram realizadas análises do comportamento não saturado, que compreendeu a realização do ensaio de sucção matricial pelo método do papel filtro e o ajuste da curva experimental obtida no ensaio às curvas de ajuste encontradas na literatura. Com a realização deste ensaio foi possível observar o crescimento da sucção matricial ao longo do processo de secagem das amostras de solo e misturas.

3.4.1 Ensaio de sucção (Papel Filtro)

A confecção da curva de retenção de água para as amostras estudadas realizou-se a partir do ensaio de sucção pelo método do papel filtro, que permitiu a observação da relação gráfica

entre a sucção matricial e a umidade volumétrica ou grau de saturação. A metodologia para elaboração da curva de retenção baseou-se nos procedimentos descritos por Marinho & Oliveira (2006), Santos (2015) e pela norma D5298 (ASTM, 2010), seguindo o princípio da absorção e equilíbrio no contato entre o material poroso com deficiência de umidade (solo ou misturas) e o papel filtro com umidade menor em relação ao material poroso (ARAÚJO, 2017).

Para o ensaio, utilizou-se o papel filtro do tipo Whatman n°. 42 (Figura 15), que possui um diâmetro de 90 mm e uma umidade inicial de 6%, permitindo a obtenção de valores de sucção em um intervalo de zero a 29 Mpa para as amostras analisadas, as quais se constituíram do solo utilizado como material de camada de cobertura da Célula 2 do aterro sanitário e as misturas solo-composto em diferentes proporções.

Figura 15. Papel filtro Whatman n° 42.



Fonte: Arquivo de pesquisa (2018).

Na calibração do papel filtro utilizaram-se as equações propostas por Chandler et al. (1992), conforme as Equações (5) e (6):

Umidades do papel filtro $\leq 47\%$:

$$\text{Sucção (kPa)} = 10^{(4,84 - 0,0622 \times W_{pf})} \quad \text{Equação (5)}$$

Umidades do papel filtro $> 47\%$:

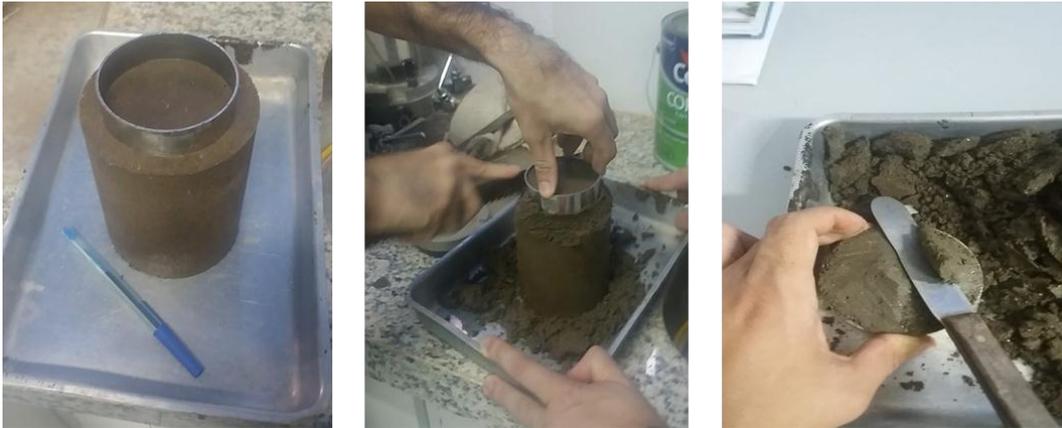
$$\text{Sucção (kPa)} = 10^{(6,05 - 2,48 \times \text{Log}W_{pf})} \quad \text{Equação (6)}$$

Onde:

W_{pf} : umidade do papel filtro

Para a realização do ensaio moldou-se um corpo-de-prova de solo compactado na umidade ótima, bem como das misturas, com diâmetro de 101 mm e altura de 125 mm, de onde foram retiradas três amostras em anéis metálicos com, aproximadamente, 70 mm de diâmetro e 20 mm de altura, Figura 16.

Figura 16. Moldagem de amostras para o ensaio de sucção.



Fonte: Arquivo de pesquisa (2018).

Em seguida, os anéis metálicos com as amostras foram pesados e colocados sobre pedras porosas em uma bandeja com lâmina d'água equivalente à espessura da pedra, de 0,005 m, Figura 17. As amostras permaneceram nessa condição por um período de 7 (sete) dias até a observação de umidade na face superior do anel. Após esse período, pesaram-se novamente os corpos-de-prova para obtenção do peso úmido do material e a verificação do grau de saturação (S).

Figura 17. Amostras com lâmina d'água e pesagem após saturação.



Fonte: Arquivo de Pesquisa (2018).

Com o peso úmido das amostras pode-se calcular a umidade gravimétrica do material por meio da razão massa de água e massa do solo seco. Durante todo o ensaio teve-se o cuidado de pesar as amostras para acompanhamento de seu peso, a fim de verificar-se seu ganho e perda de umidade. Por meio do cálculo da umidade de saturação do material estabeleceu-se para cada ponto da curva de retenção 3% de perda natural de umidade, ou seja, era observada essa perda de umidade para colocar o papel filtro Whatman n° 42 ao longo do ensaio, conforme metodologia de Santos (2015).

Após a pesagem e cálculo da umidade de saturação, colocaram-se dois papéis-filtro, um em cada face da amostra. O primeiro papel filtro Whatman n° 42 foi colocado em contato direto com o solo, para aferição da sucção matricial, pressionado por uma esponja para garantir o contato solo-papel. O segundo papel filtro Whatman n° 42 colocado estava disposto sobre uma tela de pequena espessura, de forma que impedisse o contato do papel com o solo e fosse possível obter a sucção total da amostra (ARAÚJO, 2017).

Ao final desse procedimento, envolveram-se as amostras com filme plástico (PVC) e papel alumínio, e posteriormente foram acondicionadas em uma caixa de isopor para preservar suas condições e não ocorrer danos, Figura 18. Obedeceu-se a um período de 7 (sete) dias de equilíbrio mínimo entre o papel filtro Whatman n° 42 e o solo, para obtenção de cada ponto da curva e retirada do papel filtro, conforme descrito por Marinho & Oliveira (2006).

Figura 18. Amostras envolvidas com filme plástico e acondicionadas.



Fonte: Arquivo de pesquisa (2018).

Após o período de equilíbrio, retirou-se o papel filtro e pesou-se numa balança com precisão de 0,0001 g levando-o posteriormente para estufa, por um período de 24h, para verificação da sua umidade, Figura 19.

Figura 19. Pesagem do papel filtro.



Fonte: Arquivo de Pesquisa (2018).

Com a umidade do papel filtro utilizaram-se as equações de Chandler et al. (1992) para obtenção das respectivas sucções matricial e total. A sucção osmótica pode ser obtida a partir da diferença entre a sucção total e a sucção matricial. Em seguida, iniciou-se o processo de

secagem ao ar das amostras até a observação, por meio da pesagem do conjunto solo-anel, de 3% de perda natural de umidade. Observada essa perda de umidade colocou-se novamente o papel filtro em cada face da amostra e prosseguiu-se o ensaio com o acondicionamento das amostras e obediência ao período mínimo de equilíbrio (7 dias). Repetiu-se esse procedimento em todos os pontos de ensaio, obtendo, dessa forma, os pontos na curva de retenção de água do solo da camada de cobertura do aterro sanitário e nas misturas solo-composto.

3.4.2 Ajuste da curva experimental

As curvas de retenção de água no solo obtidas da equação de calibração do papel filtro, Chandler et al. (1992), foram analisadas seguindo as curvas de ajuste de Gardner (1956), Van Genuchten (1980), Fredlund & Xing (1994).

Como ferramenta de tratamento dos dados experimentais para ajustar os pontos das curvas utilizou-se o *software* STATISTICA 12.0. Entendendo as curvas de ajuste propostas pelos autores como não lineares, e utilizando-se o processo iterativo de Gauss-Newton, estabeleceu-se um número de interações máximas de 100 e critério de convergência de 10^{-6} , que corresponde ao erro máximo, onde se obteve os valores das variáveis das curvas de ajuste analisadas (SANTOS, 2015; ARAÚJO, 2017).

Para determinação da melhor curva verificaram-se os parâmetros de R^2 (Coeficiente de Determinação), SQR (Soma dos Quadrados dos Resíduos) e o critério de escolha de melhor ajuste AIC (Critério de Informação de Akaike).

4 RESULTADOS

A seguir serão apresentados os resultados referentes à caracterização geotécnica, físico-química e análises de sucção das amostras estudadas.

4.1 Caracterização do solo e misturas solo-composto

4.1.1 Caracterização física

A Tabela 1 apresenta os resultados referentes à distribuição granulométrica das amostras estudadas. Tem-se o resumo da granulometria e os coeficientes relacionados à distribuição dos grãos.

Tabela 1. Resultados da distribuição granulométrica das amostras.

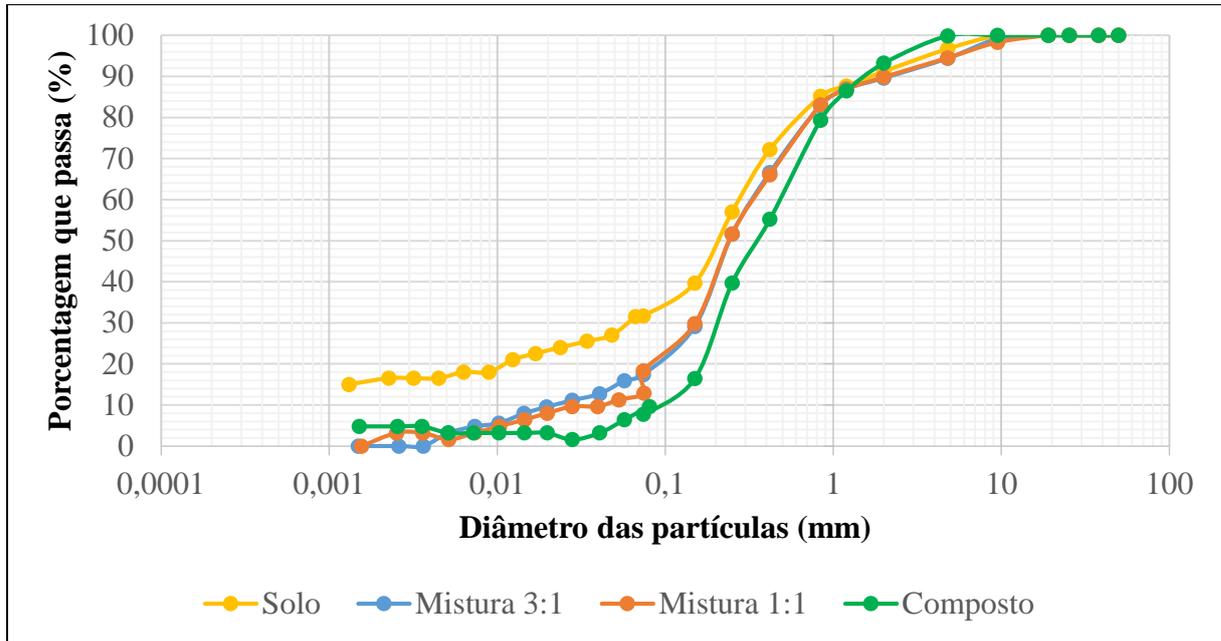
Resumo da Granulometria	Solo	Mistura 3:1	Mistura 1:1	Composto
Pedregulho	0,14 %	5,52 %	5,47 %	0,10 %
Areia Grossa	11,6 %	11,27 %	11,48 %	20,54 %
Areia Média	28,08 %	30,87 %	31,37 %	39,63 %
Areia Fina	30,04 %	39,82 %	42,06 %	36,51 %
Silte	17,37 %	9,40 %	6,41 %	0,01 %
Argila	12,77 %	3,13 %	3,21 %	3,21 %
CNU	-	15	7,57	6,21
CC	-	3,75	1,89	0,99

Analisando a Tabela 1 verifica-se que ocorre uma diminuição no percentual de partículas finas (silte + argila), e aumento do percentual de partículas de tamanho areia, em especial areia média, a partir do aumento do percentual orgânico nas misturas. Este fato está em conformidade com o que foi observado por Santos (2015) onde este autor, ao estudar o comportamento de misturas de solo e composto orgânico no Aterro Sanitário da Muribeca - PE, verificou uma influência maior do composto orgânico na fração areia das misturas analisadas.

Percebe-se então que a presença do composto orgânico contribuiu para uma modificação na textura do solo, promovendo a predominância de grãos mais grossos. Considerando a aplicação como biocobertura em aterros sanitários, Gebert e Grongroft (2009) recomendaram o uso de solos de textura grossa, como areias, areias argilosas para uso como biocobertura oxidante de CH₄. Isso pode ser explicado pelo fato de a textura mais grossa permitir uma maior retenção de umidade, necessária para realização das atividades de bactérias metanotróficas, e uma maior difusão de CH₄ e O₂ também requeridos para o processo oxidativo. Considerando este fato, tanto o solo como as misturas 3:1 e 1:1 mostram-se adequadas para uso como biocoberturas.

A Figura 20 apresenta as curvas de distribuição granulométrica verificadas para as amostras de solo, as misturas de solo e composto orgânico e composto orgânico puro.

Figura 20. Curvas granulométricas das amostras.



A graduação dos solos mais grossos pode ser expressa por meio de dois coeficientes, os quais são o Coeficiente de Não-Uniformidade (CNU) e Coeficiente de Curvatura (CC). Segundo Pinto (2006) uma areia é bem graduada quando seu CNU é superior a 6 e o Coeficiente de Curvatura está entre 1 e 3. Percebe-se que a mistura 1:1 adequa-se a essa situação podendo ser considerada como uma mistura bem graduada, com uma distribuição homogênea, de grãos de diâmetros variados. Uma distribuição granulométrica homogênea em solos compactados de aterros sanitários permite também menor processo erosivo, pois ocorrerá uma melhor agregação desse solo, menor fluxo de gases e umidade pela camada de cobertura, além de favorecer Capacidade de Troca Catiônica (CTC) e, portanto, melhores propriedades adsorptivas e, ainda, um melhor desenvolvimento da biota microbiana e de espécies vegetais.

Ainda segundo Pinto (2006), quando CC é menor que 1, a curva tende a ser descontínua, havendo falta de grãos com certo diâmetro, que é o caso da amostra de composto orgânico. Koshand e Fall (2014) também realizaram estudos em amostras de composto obtendo, porém, resultados diferentes, pois verificaram que o composto utilizado era bem graduado, sendo descrito como uma areia orgânica. Essas diferenças podem estar associadas ao tipo de composto, condições de realização do processo de compostagem, dentre outros. Quando CC é maior que 3, a curva tende a ser muito uniforme na sua parte central, sendo o caso da mistura 3:1, como pode ser visto na curva granulométrica.

Os melhores resultados no que se refere à distribuição granulométrica das misturas pode ser alcançado pela Mistura de 1:1. Entretanto, para que seja aplicada essa mistura de 1:1 é

necessário um pátio ou local de compostagem bastante amplo, além de uma quantidade elevada de resíduos de poda, o que nem sempre é possível. No ASCG é verificada a presença dos resíduos de poda mas, provavelmente, não em quantidade elevada para a consideração de 50 % em uma mistura com solo. A mistura 3:1 não se enquadra à norma brasileira referente à permeabilidade a líquidos mas apresenta resultado mais próximo em comparação à mistura 1:1 e, dessa forma, sugere-se o uso de uma camada composta de solo e mistura 3:1 para satisfação das funções exigidas pela camada de cobertura de um aterro sanitário, tanto para a minimização da infiltração de líquidos quanto emissão de metano para a atmosfera. A camada composta pode beneficiar as características de retenção de umidade, reduzir custos com jazidas de solo e minimizar a emissão de CH₄, filtrando-o por meio do processo oxidativo, minimizando sua emissão para a atmosfera.

Aterros como o de Campina Grande - PB podem facilmente obter compostos orgânicos advindos de podas de árvores, jardins, canteiros de estradas e rodovias. Estes resíduos orgânicos podem então ser compostados para destinação em camadas de cobertura de aterros. Embora o escopo deste trabalho não seja o fator econômico, pode-se ainda inferir que os custos com irrigação de camadas de cobertura de aterros para diminuição de poeira e até mesmo com recirculação de líquidos pode ser diminuído. Um outro fator que deve ser levado em conta e que diminui em muito os custos de um aterro é a aquisição de jazidas para obtenção de camadas de cobertura. Nestes casos, jazidas seriam utilizadas de forma mais racional, inclusive com ganho ambiental e com menores custos em máquinas e combustível.

Limites de Consistência

A Tabela 2 apresenta os resultados referentes à determinação dos limites de consistência nas amostras estudadas.

Tabela 2. Limites de Consistência das amostras estudadas.

Limites de Atterberg	Solo	Mistura 3:1	Mistura 1:1	Composto
LL	25%	26%	29%	NL
LP	16%	20%	NP	NP
IP	9%	6%	-	-
Classificação (SUCS)	SC	SM	-	-

Em relação aos limites de consistência, verifica-se um aumento correspondente à adição do percentual de composto orgânico, principalmente no Limite de Liquidez (LL). Este fato também foi observado por Koshand e Fall (2014), ao estudarem o efeito do composto em misturas de areia e composto orgânico no aterro sanitário do Canadá. Estes autores observaram que o aumento observado nos limites de consistência está relacionado à capacidade diferencial de umidade da amostra determinada nos ensaios de sucção, a partir da curva de retenção de umidade. Resultados semelhantes também foram observados por Lopes (2011) e Oliveira (2013), nos seus estudos sobre a emissão de gás de aterro sanitário pela camada de cobertura de solo compactado.

Conforme Yang et al (2014) a matéria orgânica do solo afeta a retenção devido à sua afinidade com água e também sua influência na estrutura e densidade do solo. De acordo com o Sistema de Classificação Unificada (SUCS), o solo é classificado como Areia Argilosa (SC) e a mistura 3:1 como Areia Siltosa (SM). Não foi possível classificar a mistura 1:1, pois não apresentou plasticidade e o composto orgânico corresponde a um material NP (Não Plástico) e NL (Não-Líquido).

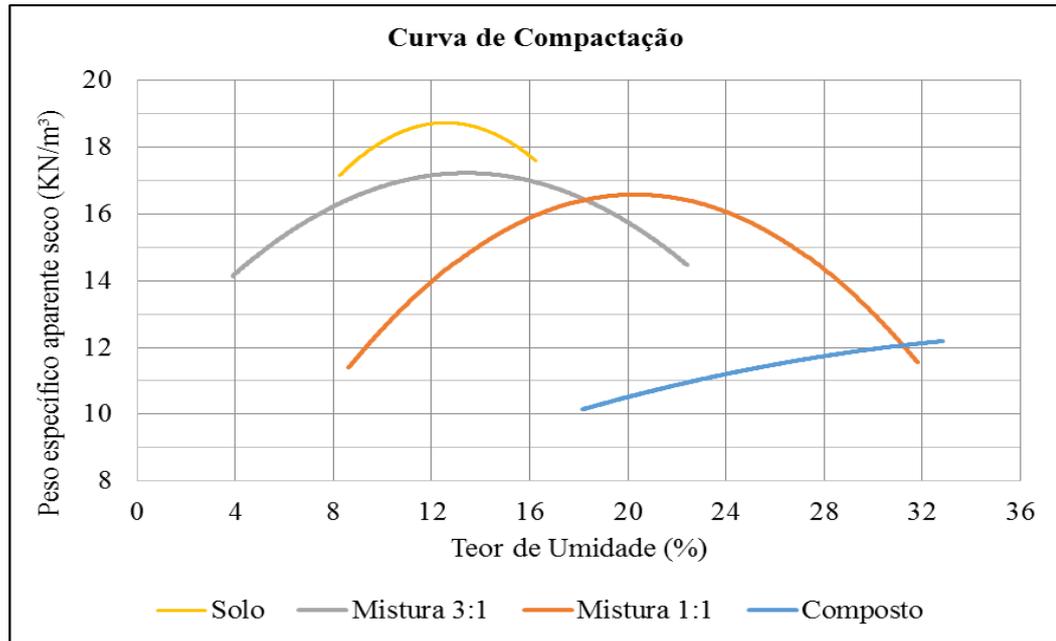
Com relação ao índice de plasticidade (IP), o solo foi melhor neste quesito (9%), enquanto a mistura 3:1 apresentou um IP em torno de 6%. O IP do solo está na faixa preconizada pela USEPA (2004), entre 7 e 15, e a mistura 3:1 se aproximou do valor mínimo estabelecido. A mistura 1:1, não apresentou IP, entretanto, os ensaios químicos realizados e descritos em seção posterior apontam para uma elevada CTC associada a essa mistura.

O índice IA, ou de Skempton (1953), calculado para as amostras de solo e mistura 3:1 foi de 0,40 e 0,48, respectivamente. Valores menores que 0,75, apontam a inatividade da argila, conforme sua classificação. Este índice indica que o potencial de variação de umidade e volume por ação da argila é considerado baixo, ou seja, a amostra não apresenta índice de expansão alto quando úmido, e grande incidência de fissuras ou trincas quando seco, o que se torna adequado para uso como camadas de coberturas de aterros sanitários, em especial o ASCG, dada as condições meteorológicas características de uma região de clima semiárido, com variações decorrentes de ciclos de umedecimento e secagem (ARAÚJO, 2017).

Comparando as duas misturas, percebe-se que quanto ao aspecto de limites de consistência a mistura 3:1 aproximou-se mais da faixa de IP considerada adequada pela USEPA (2004) para uso como camada de cobertura de aterro sanitário.

Compactação

A Figura 21 apresenta as curvas de compactação referentes às amostras estudadas.

Figura 21. Curvas de compactação das amostras analisadas.

Fonte: Arquivo de pesquisa (2018).

Comparando as curvas de compactação, nota-se que com aumento no percentual de composto orgânico ocorre diminuição do peso específico seco máximo e aumento da umidade ótima. Resultados semelhantes foram verificados por Koshand e Fall (2016) ao estudar os efeitos da adição de composto orgânico às propriedades do solo e Sen et al (2014) estudando o mesmo efeito em locais para implantação de barragens de terra, na Índia. Segundo este último autor, o menor valor de peso específico seco observado para a turfa estudada pode ser atribuído ao menor peso específico dos grãos desse tipo de solo. No presente estudo, o composto orgânico também apresentou o menor peso específico aparente seco máximo, de 12,36 KN/m³, o qual está relacionado também a um menor peso específico dos grãos. Resultados semelhantes ao presente estudo também foram observados por Santos (2015) estudando o comportamento mecânico de misturas de solo e composto orgânico.

Vale ressaltar que foi observado para as amostras estudadas que realmente ocorre uma diminuição no peso específico dos grãos com o aumento do percentual de composto orgânico. O solo apresentou peso específico dos grãos de 25,85 KN/m³ e as misturas 3:1, 1:1 e o composto orgânico apresentaram os valores de 22,58 KN/m³, 22,77 KN/m³ e 19,41 KN/m³, respectivamente.

Deve ser observado que os aditivos orgânicos reduzem a compactação do solo, melhorando a aeração e a penetração de água (KUNCORO et al., 2014). Segundo Hossain e Niemsdorff (2017), a matéria orgânica do solo aplicada a longo prazo melhora a capacidade de

retenção de água e aumenta a estabilidade agregada do solo através da formação de pontes catiônicas, melhorando assim a sua estrutura. Além disso, foi verificado também pelo autor que a adição de esterco bovino ao solo melhora as propriedades físicas aumentando a atividade microbiana, o que pode contribuir para o processo oxidativo de metano em camadas de coberturas de aterros sanitários, e a conseqüente redução das emissões de GEE para a atmosfera.

Camadas de cobertura com menores pesos específicos, resultam em solos mais porosos. Estes solos facilitam a agregação de microrganismos em uma área superficial aumentada, o que por sua vez, eleva os processos biodegradativos e oxidativos do CH₄, facilita o fluxo adequado de líquidos na camada, o que permite a difusão de enzimas necessárias aos processos biológicos, aumenta a possibilidade de fixação de raízes das plantas, e a adsorção de metais e, portanto, melhora as propriedades geotécnicas do solo.

Condutividade hidráulica

Os coeficientes de permeabilidade saturada determinados em laboratório em amostras compactadas na umidade ótima foram de $8,01 \times 10^{-8}$ m/s, $2,09 \times 10^{-7}$ m/s e $8,43 \times 10^{-6}$ m/s para as amostras de solo, mistura 3:1 (solo-composto) e mistura 1:1 (solo-composto), respectivamente.

Verifica-se um aumento gradativo nos coeficientes de permeabilidade com o aumento do percentual orgânico, o que pode ser explicado pela mudança ocorrida na distribuição granulométrica e, possivelmente, estrutura, devido à adição de composto orgânico.

O aumento da permeabilidade à água em condição saturada, verificado para as misturas com o aumento do percentual de composto orgânico, introduz apenas as amostras de solo e mistura 3:1 a valores próximos do estabelecido pela NBR 13896 (ABNT, 1997), coeficiente de permeabilidade de 10^{-8} m/s. Considerando isso, apenas a mistura 3:1 se aproxima do estabelecido.

Os autores Koshand e Fall (2014) em seus estudos com materiais para biocobertura a base de composto orgânico observaram que à medida que o percentual de composto foi sendo aumentado na mistura a condutividade hidráulica do material diminuía até certo ponto. Os tipos de amostras estudadas foram composto puro e misturas composto-areia nas proporções 3:1, 1:1 e 1:3, os quais apresentaram coeficientes de permeabilidade de $6,09 \times 10^{-6}$, $8,4 \times 10^{-6}$, $1,43 \times 10^{-5}$ e $1,78 \times 10^{-5}$ m/s, respectivamente, observando-se tanto maior a condutividade hidráulica quanto menor a proporção de composto na mistura.

Este fato deve-se, primeiramente, à estrutura floculada do composto puro que induz uma redução da passagem de fluidos bem como a presença de matéria orgânica que contribui para a retenção de água. Em segundo lugar, devido à presença de partículas de maiores dimensões nas misturas e, finalmente, à influência da matéria orgânica na distribuição granulométrica do solo.

4.1.2 Caracterização físico-química das amostras de solo e misturas solo-composto

A Tabela 3 apresenta as características físico-químicas do solo da camada de cobertura do ASCG, misturas solo-composto nas proporções 3:1 e 1:1 (peso) e composto orgânico. O conhecimento das propriedades físico-químicas é importante para a compreensão do comportamento geotécnico e, principalmente, das características de retenção de umidade, além de direcionar as análises no que se refere ao processo de oxidação de metano em biocoberturas.

Tabela 3. Atributos químicos das amostras de solo, misturas e composto orgânico.

Atributos químicos	Solo	Mistura 3:1	Mistura 1:1	Composto orgânico
Cálcio (cmolc/Kg)	4,35	9,58	13,55	23,55
Magnésio (cmolc/Kg)	6,64	9,93	10,72	37,12
Sódio (cmolc/Kg)	3,31	4,33	3,90	-
Potássio (cmolc/Kg)	0,30	3,57	6,05	10,54
Nitrogênio (%)	0,02	0,21	0,22	82,46
Carbono Orgânico (%)	0,22	2,13	2,22	7,68
Matéria Orgânica (%)	0,38	3,67	3,83	13,23
pH	7,08	7,76	7,69	8,26

Verifica-se que à medida que ocorre aumento nos diferentes percentuais de composto orgânico estudados (0%, 25%, 50% e 100%), referentes a solo, mistura 3:1 (solo-composto), mistura 1:1 (solo-composto) e composto puro, o teor de macronutrientes (Ca, K, Mg, Na), Matéria Orgânica, Carbono Orgânico Total e pH também aumentam. A maior presença de

macronutrientes favorece o desenvolvimento microbiano e, conseqüentemente, um melhoramento nos processos de oxidação biológica do CH₄ que pode se difundir pela camada de cobertura do Aterro Sanitário.

O composto orgânico apresenta maior teor de macronutrientes, matéria orgânica, carbono orgânico, bem como um maior valor de pH em comparação ao solo.

Algumas características das análises químicas foram determinadas segundo o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos da Embrapa (2018). Tais características encontram-se descritas na Tabela 4:

Tabela 4. Atributos diagnósticos analisados.

Atributos diagnósticos	Solo	Mistura 3:1	Mistura 1:1	Composto Orgânico
Soma de bases (S) – cmolc/Kg	14,6	27,41	34,22	71,21
Capacidade de Troca Catiônica (T) – cmolc/Kg	14,6	27,41	34,22	71,21
Retenção de Cátions (RC) - %	88,43	218,75	354,24	-
Atividade da Fração Argila (Tr) - %	88,43	218,75	354,24	-
Saturação de Bases (V) - %	100	100	100	100

A partir da Tabela 4 percebe-se que o aumento do percentual de composto orgânico é também acompanhado por um aumento nos valores dos atributos diagnósticos.

A capacidade de Troca de Cátions (CTC) de um solo, de uma argila ou do húmus representa a quantidade total de cátions retidos à superfície desses materiais em condição permutável ($\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{K}^+ + \text{H}^+ + \text{Al}^{3+}$). A capacidade de troca iônica dos solos está relacionada, portanto, à capacidade de liberação de vários nutrientes, favorecendo a manutenção da fertilidade por um prolongado período e reduzindo ou evitando a ocorrência de efeitos tóxicos da aplicação de fertilizantes (RONQUIM, 2010).

O solo apresenta uma CTC de 14,6 cmolc/Kg enquanto o composto orgânico apresenta uma CTC de 71,21 cmolc/Kg, correspondendo a um aumento de, aproximadamente, 81 % em relação ao solo. Uma CTC menor que 27 cmolc/Kg é considerada baixa, conforme Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (2018). As misturas 1:1 e 3:1 também apresentaram CTC alta.

É interessante verificar que materiais com elevada CTC apresentam maiores taxas adsorptivas, o que implica em maior poder agregante de partículas com cargas contrárias ao material. Assim, compostos tóxicos e com cargas elétricas como íons podem ser imobilizados aos solos. Por exemplo, as argilas além de terem uma área superficial elevada, ainda possuem uma carga eletrostática final negativa, o que faz com que metais pesados fiquem agregados ou adsorvidos a este solo. É claro que pH, temperatura e outros fatores físicos e químicos podem influenciar na adsorção de contaminantes.

Quando se adiciona composto orgânico aos solos naturalmente encontrados em jazidas, pode-se aumentar o seu poder adsorptivo, e além disso, há um aumento natural da flora bacteriana que também é benéfico em propriedades adsorptivas de solos e, ainda, permite a realização de processos de oxidação de CH₄ em solos compactados de camadas de cobertura de aterros, o que pode reduzir significativamente emissões de GEE.

Outro fator importante na adição de compostos orgânicos em solos de cobertura de aterros em locais de clima árido e semiárido é a adição de macronutrientes e a própria matéria orgânica presentes nestes compostos, que também auxiliam no desenvolvimento da biota microbiana e até mesmo na cobertura vegetal, uma vez que haverá uma maior retenção de líquidos.

A Saturação por Bases do solo (macronutrientes, argila e CTC), por sua vez, foi de 53,26 %, o que o torna um meio Eutrófico (fértil), segundo Santos (2015), e possivelmente propício para o desenvolvimento de bactérias metanotróficas, que oxidam o CH₄ em camadas de cobertura de aterros sanitários. Guedes (2018) estudou as emissões de biogás no ASCG e foi verificada uma retenção média de CH₄ de 93 %, com aumento das concentrações de CO₂ ao longo do perfil da camada de cobertura, sugerindo a ocorrência do processo de oxidação.

As demais amostras também apresentam-se como eutróficas a partir deste atributo analisado. Vale salientar que apesar de o solo das jazidas destinadas a cobertura de aterros ser fértil, o clima semiárido da região torna bastante difícil o desenvolvimento da vegetação sobre estas camadas e, por isso, a introdução de um composto rico em matéria orgânica, microrganismos e umidade pode ser uma solução viável e permanente na execução dessas camadas de cobertura. Destaca-se que a maior quantidade de macronutrientes, matéria orgânica,

microrganismos e umidade aumentam o poder agregante das partículas de solos, evitando assim a sua erosão.

Ainda, segundo Huber-Humer et al (2009), entre as condições favoráveis para a atividade de bactérias que oxidam CH₄, destaca-se carbono orgânico maior que 7 e pH na faixa de 6,5 a 8,5. Castro et al. (2009) relataram que adições de composto orgânico aumentam os macronutrientes no solo e Fuentes et al. (2010) descobriram que a aplicação de composto orgânico aumentou no solo a disponibilidade de nutrientes, como os teores disponíveis de Nitrogênio (N) e Fósforo (P).

Portanto, pesquisas que sejam desenvolvidas a fim de melhorar a qualidade de solos em clima semiárido podem ser direcionadas para obtenção de composto orgânicos e posterior mistura aos solos que serão utilizados em camadas de cobertura de aterros sanitários.

O Quadro 3 apresenta uma síntese dos efeitos da adição de composto orgânico ao solo.

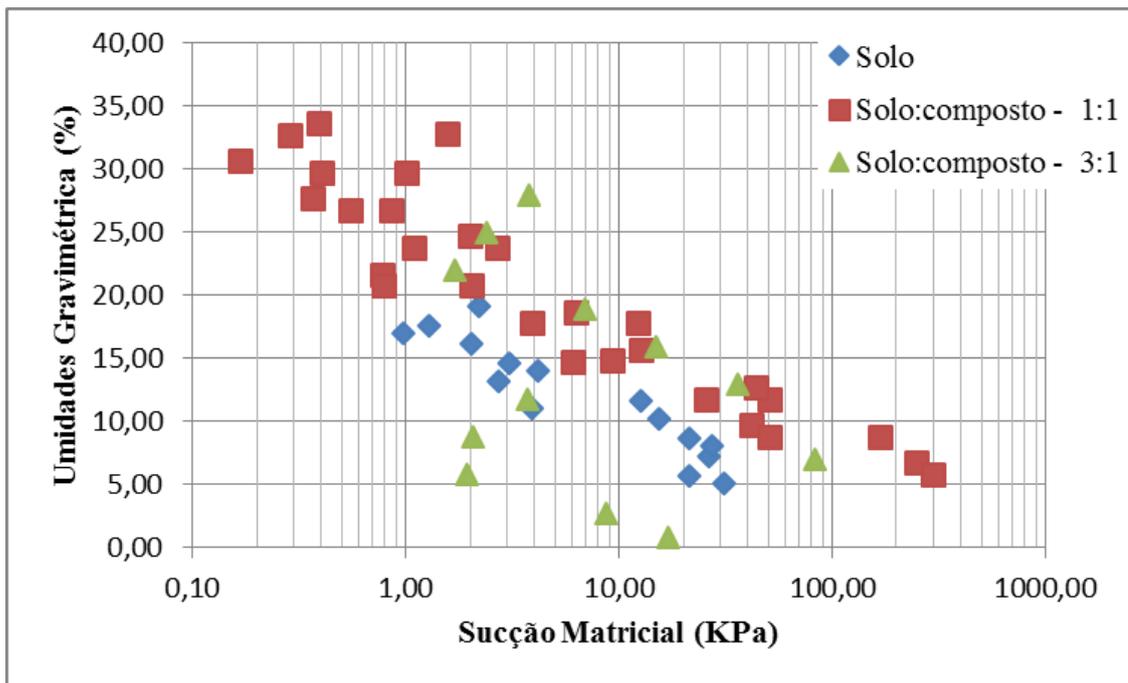
Quadro 3. Síntese dos efeitos da adição de composto orgânico.

Determinações	Solo	Mistura 3:1	Mistura 1:1
pH (H ₂ O)	7,08 Alcalino (pH > 7,0)	7,76 Alcalino (pH > 7,0)	7,69 Alcalino (pH > 7,0)
Matéria Orgânica (%)	0,38	3,67	3,83
Valor de S (Soma de Bases)	14,6	27,41	34,22
Valor de T (Capacidade de Troca Catiônica)	14,6 - baixa	27,41 - alta	34,22 - alta
Saturação de base (V)	100 Eutrófico	100 Eutrófico	100 Eutrófico
Retenção de Cátions (RC)	88,43	218,75	354,24
Atividade da Fração Argila (Tr)	88,43	218,75	354,24

4.1.3 Curvas de retenção

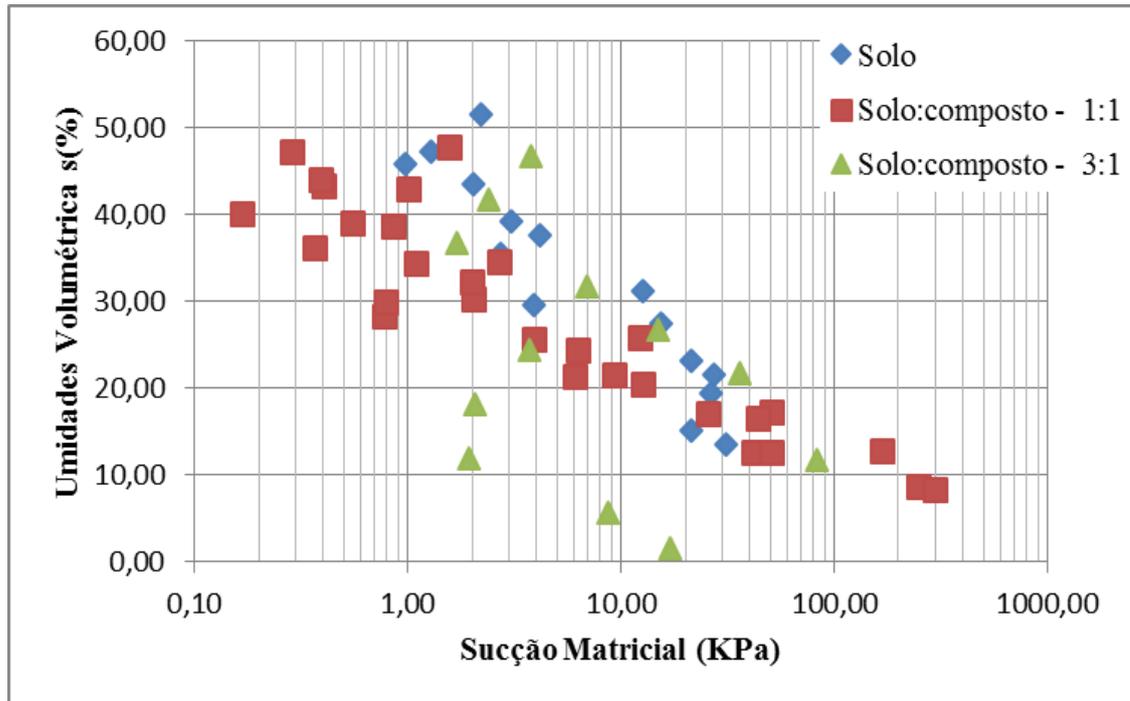
As Figuras 22 e 23 apresentam as curvas de retenção de umidade das quatro amostras estudadas nesta pesquisa, relacionando as umidades gravimétricas e volumétricas com a sucção matricial, e referem-se às trajetórias de secagem.

Figura 22. Diagrama de dispersão (sucção-umidade gravimétrica).



Fonte: Arquivo de pesquisa (2018).

Figura 23. Diagrama de dispersão (sucção - umidade volumétrica).

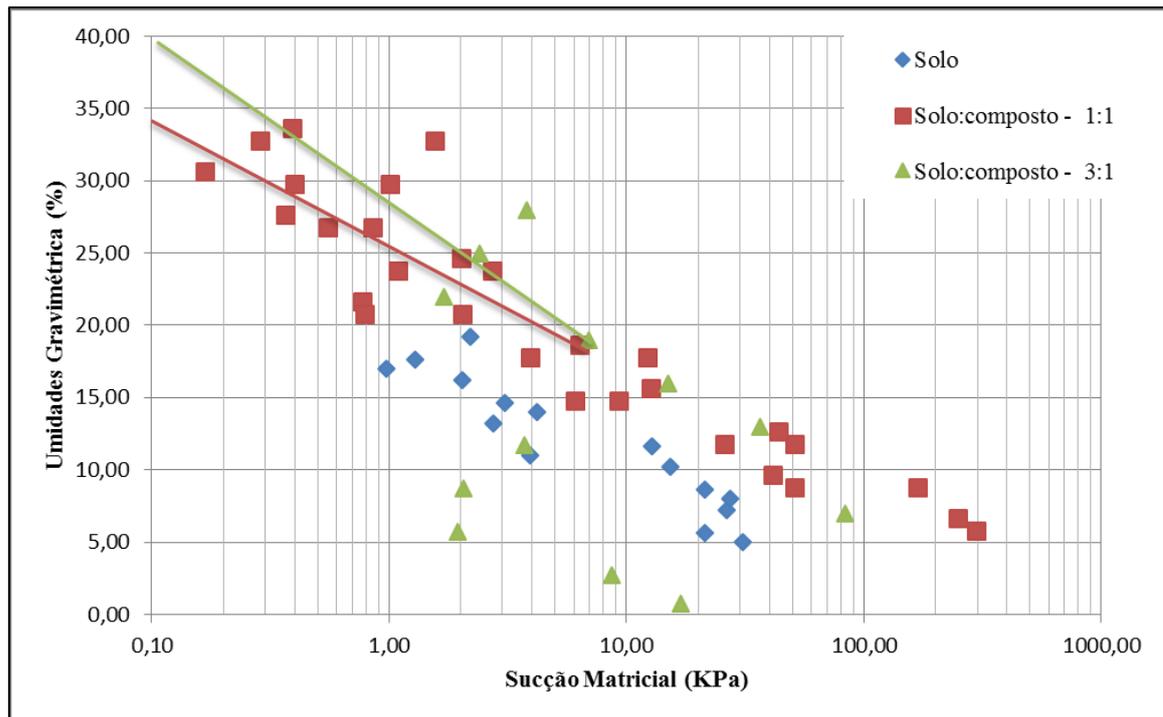


Fonte: Arquivo de pesquisa (2018).

Os valores de sucção variaram de 1 KPa a 30 KPa, de 2 KPa a 80 KPa e de 0,10 KPa a 300 KPa para as amostras de solo, mistura 3:1 e mistura 1:1, respectivamente. Maiores sucções foram observadas para a mistura 1:1, onde há maior percentual de composto orgânico, confirmando-se o que foi também observado por Santos (2015) e Koshand e Fall (2014) em seus estudos. Observa-se também uma variação na umidade máxima de 8 % entre o solo e a mistura 3:1 e 6 % entre as misturas 3:1 e 1:1. Todas as curvas convergem para uma mesma umidade gravimétrica de, aproximadamente, 20 % e sucção de 2,0 KPa. As maiores sucções são observadas para as misturas sendo que esta sucção aumenta à medida que o percentual de composto orgânico também aumenta.

Em relação à capacidade diferencial de umidade, Figura 24, que relaciona a variação de umidade com o logaritmo da variação de sucção, foram observados os valores de 10,72 % e 14,94 % para as misturas 3:1 e 1:1, respectivamente. A faixa de 0 a 1000KPa de sucção nas curvas características refere-se à atuação da fase líquida, de energia mecânica e de forças de capilaridade no solo (SANTOS, 2015). O aumento da retenção de umidade com a adição do composto favorece a atuação das bactérias metanotróficas que oxidam metano fornecendo condições de umidade para o processo, desde que em teor adequado, além de minimizar a percolação do gás para a atmosfera, pois a difusão do gás na água é pequena.

Figura 24. Capacidades diferenciais de umidade das misturas.



Fonte: Arquivo de pesquisa (2018).

Lopes (2011) em seus estudos em camadas de cobertura de uma célula experimental do aterro da Muribeca/PE verificou uma capacidade diferencial de 4,0 % para a camada do tipo metanotrófica (biocobertura), para uma faixa de sucção de até 1000 KPa. Santos (2015) observou para as misturas solo-composto nas proporções 3:1 e 1:1 as capacidades diferenciais de umidade de 5,0 % e 6,0 %, respectivamente, para valores de sucção de até 1000 KPa.

Para Jucá (1993), o valor da capacidade diferencial de umidade depende das propriedades do solo (textura e limites de consistência), variações de umidade e efeitos da histerese nas amostras, sendo equivalente à capacidade de retenção de umidade, o que justifica as diferenças observadas em comparação aos valores das amostras da presente pesquisa, em que as capacidades de retenção foram mais elevadas, estando relacionado às características como textura, variações de umidade e outras condições relacionadas a cada local.

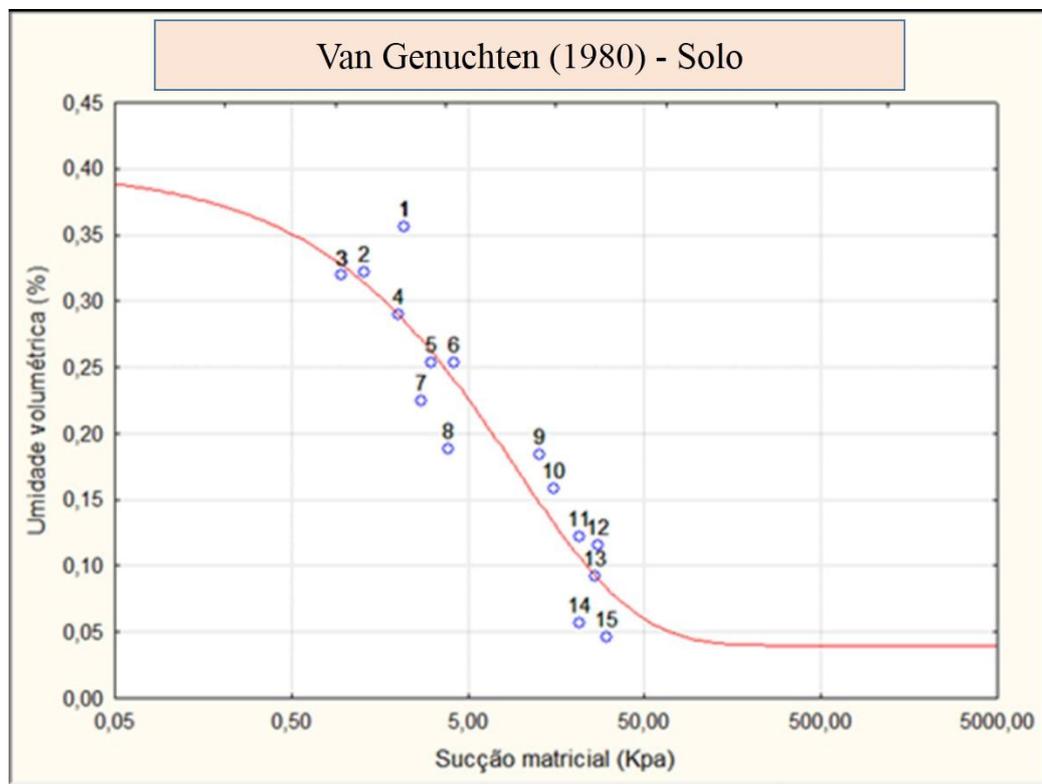
A mistura 1:1 apresentou a maior capacidade diferencial de umidade e, conseqüentemente, maior retenção de umidade em comparação às demais amostras. Para a situação do ASCG, inserido em região semiárida, tal característica é favorável para a melhoria do comportamento da camada de cobertura frente às variações meteorológicas, além de favorecer um ambiente adequado para menor difusão de gases para a atmosfera, em especial o CH_4 , e atividade das bactérias metanotróficas que consomem este gás no processo de oxidação.

4.1.4 Ajuste de curvas

Foram testadas as equações de ajuste de Van Genuchten (1980), Gardner (1956) e Fredlund (1994) para as amostras de solo e misturas 3:1 e 1:1 (solo-composto).

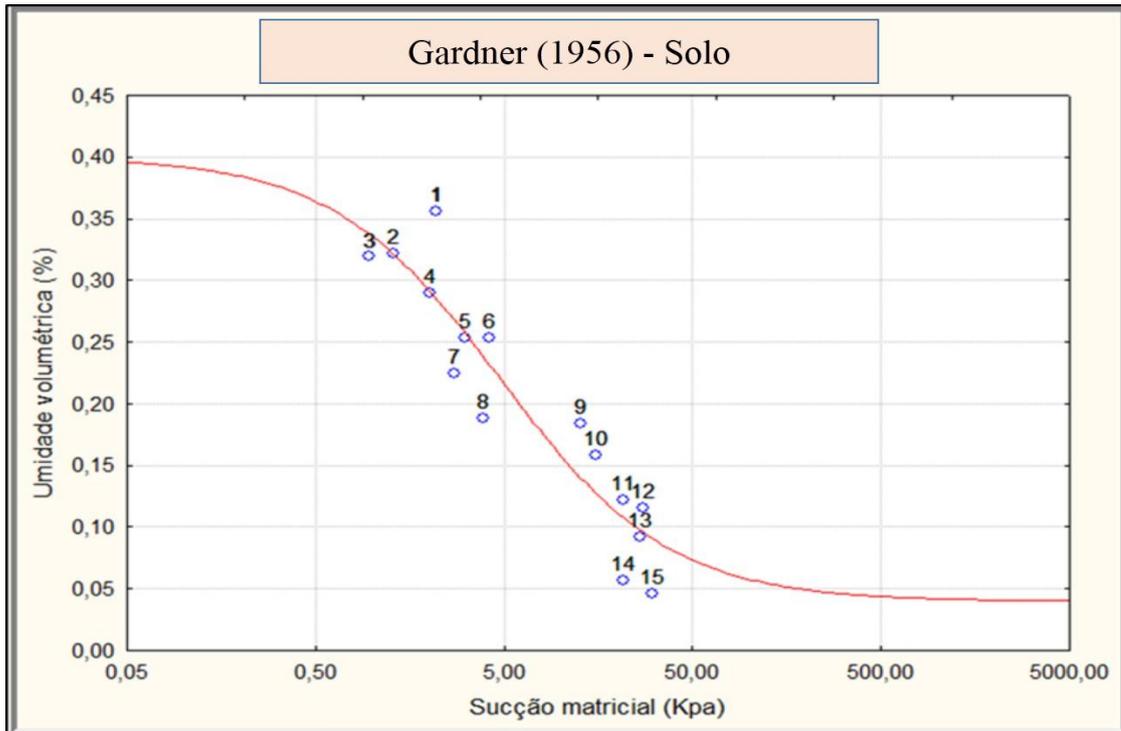
As Figuras 25, 26 e 27 apresentam as curvas de ajuste segundo os modelos citados e a Tabela 5 apresenta os parâmetros estatísticos utilizados para a análise do modelo mais adequado para a amostra de solo.

Figura 25. Curva de retenção de água do solo - Van Genuchten (1980).



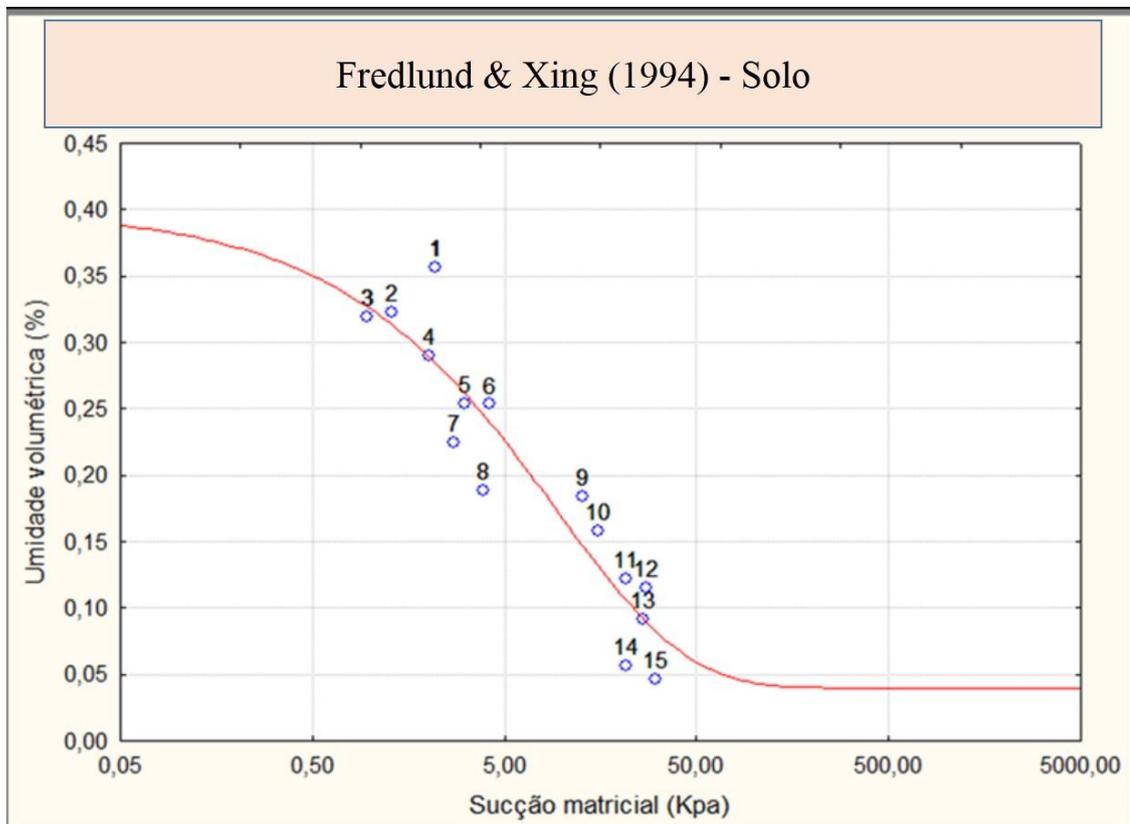
Fonte: Arquivo de pesquisa (2018).

Figura 26. Curva de retenção de água do solo - Gardner (1956).



Fonte: Arquivo de pesquisa (2018).

Figura 27. Curva de retenção de água do solo - Fredlund & Xing (1994).



Fonte: Arquivo de pesquisa (2018).

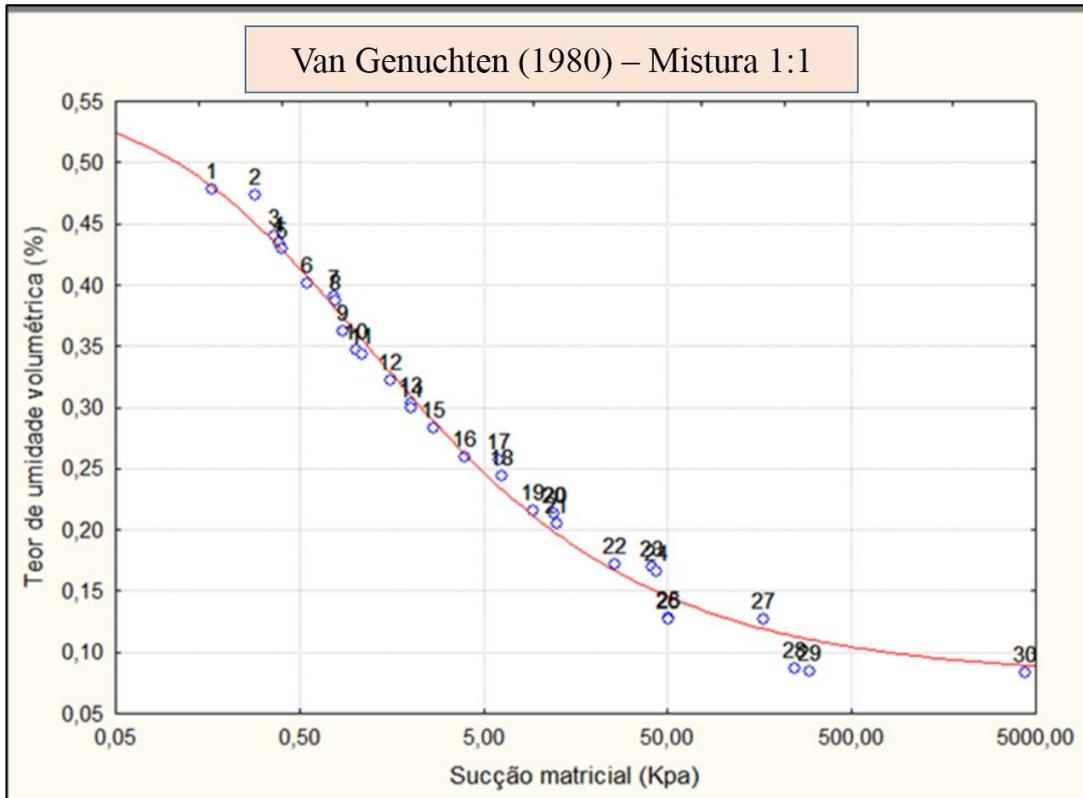
Tabela 5. Parâmetros estatísticos do solo.

Modelo de ajuste	R²	SQR	Akaike
Van Genuchten	0,93456	0,017617	-95,20411703
Gardner (1956)	0,93198	0,018273	-96,65571379
Fredlund & Xing (1994)	0,93456	0,017604	-95,21518997

Observa-se pela Tabela 5 que o ajuste de curva proposto por Van Genuchten (1980) está bem próximo de Fredlund & Xing (1994), estando este último em um melhor ajuste em virtude de menor SQR e AIC. Entretanto, tendo em vista que a maioria dos trabalhos envolvendo camadas de cobertura de aterros sanitários utilizam o modelo de Van Genuchten (1980), selecionou-se tal modelo, o qual também permite a estimativa da permeabilidade não-saturada. Conforme Gerscovich & Sayão (2002) o melhor ajuste da curva de retenção para os solos brasileiros são obtidos por meio de: Gardner (1956), Van Genuchten (1980) e Fredlund & Xing (1994), os quais foram tratados nesse estudo.

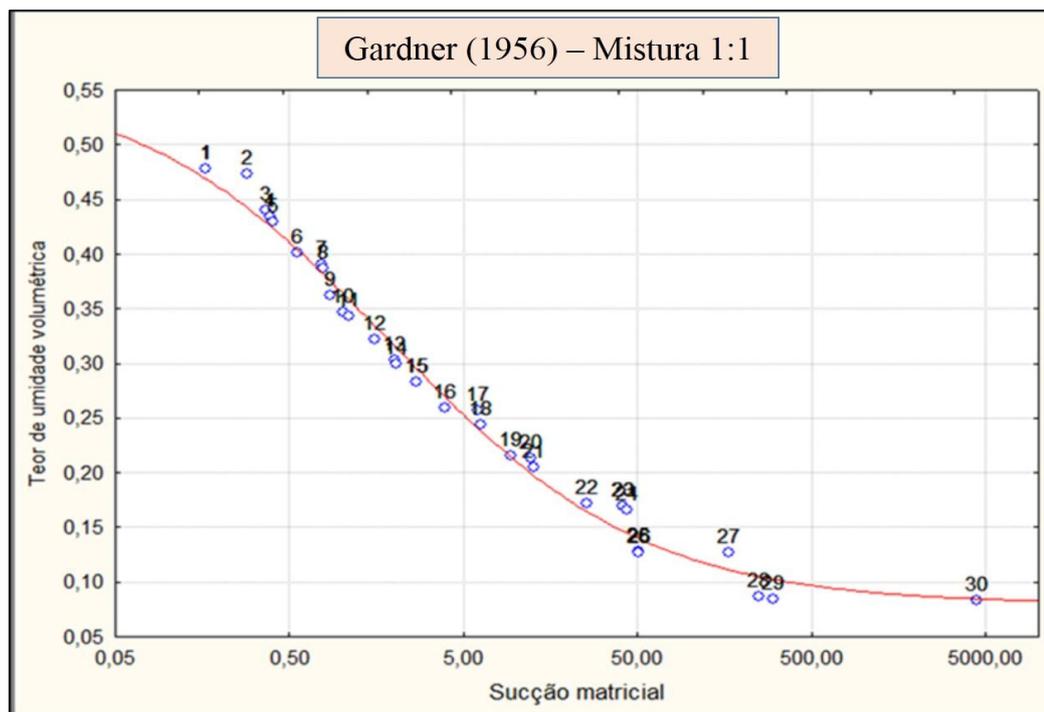
As Figuras 28, 29 e 30 apresentam as curvas de retenção de água da mistura 1:1, ajustadas pelos três modelos considerados. Na Tabela 6 são verificados os parâmetros estatísticos definidos.

Figura 28. Curva de retenção de umidade da mistura 1:1 - Van Genuchten (1980).

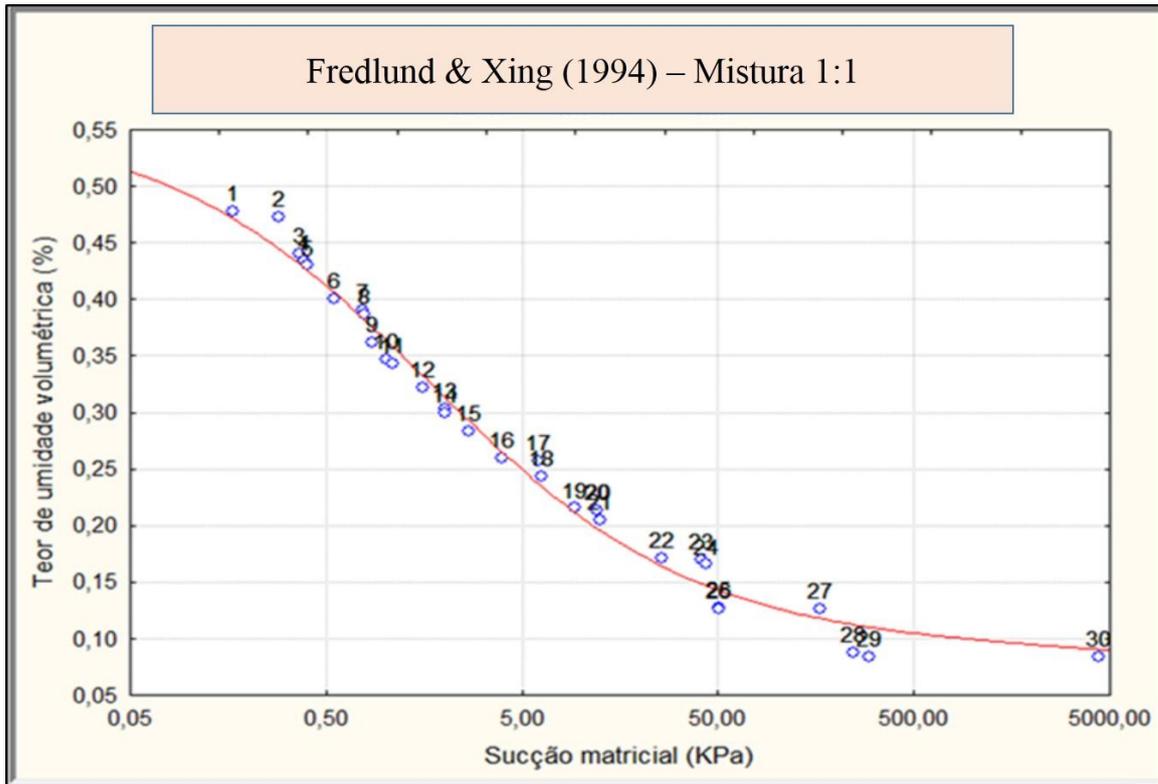


Fonte: Arquivo de pesquisa (2018).

Figura 29. Curva de retenção de umidade - Gardner (1956).



Fonte: Arquivo de pesquisa (2018).

Figura 30. Curva de retenção de umidade da mistura 1:1 - Fredlund & Xing (1994).

Fonte: Arquivo de pesquisa (2018).

Tabela 6. Parâmetros estatísticos - Mistura 1:1.

Modelo de ajuste	R ²	SQR	Akaike
Van Genuchten (1980)	0,9943	0,005043	-254,7285
Gardner (1956)	0,9935	0,005714	-252,9810
Fredlund & Xing (1994)	0,9932	0,005938	-249,8274

Semelhante ao que foi observado para a amostra de solo, o modelo de Van Genuchten (1980) mostrou-se ainda mais adequado para a mistura 1:1, apresentando o maior R² e menor SQR entre os modelos analisados. O critério de ajuste obedeceu a mesma ordem de análise de Araújo (2017): AIC, SQR e R².

Os resultados da mistura 3:1 não apresentaram bons ajustes nos modelos analisados, o que pode estar relacionado a problemas técnicos na execução no andamento do ensaio, e

também não foi possível obter o ajuste pelo modelo de Fredlund & Xing (1994). Dessa forma, não foram considerados os ajustes referentes à mistura 3:1 para o presente estudo.

Dessa forma, o modelo de ajuste de curvas de Van Genuchten (1980), utilizado por Santos (2015) em estudos em aterro sanitário no estado de Pernambuco, mostrou-se mais adequado para as amostras analisadas, sendo também possível a partir deste modelo estimar a condutividade hidráulica não-saturada, a qual representa a situação real verificada em aterros sanitários de regiões semiáridas.

A condutividade hidráulica não-saturada foi obtida a partir da condutividade saturada e dos parâmetros de ajuste da formulação de Van Genuchten (1980), conforme descrito por Gerscovich e Guedes (2004) para as amostras de solo, mistura 1:1 e mistura 3:1, no Quadro 4:

Quadro 4. Formulação de Van Genuchten (1980) para permeabilidade não saturada.

Van Genuchten (1980)	$K(Se) = K_{sat} \times Se^{0,5} \times \left[1 - \left(1 - Se^{\frac{1}{m}} \right)^m \right]^2$ $Se = \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r}$	K_{sat} = perm. saturada θ = teor de umidade volumétrica θ_r e θ_s = teor de umidade residual e saturado m = parâmetro de ajuste
-------------------------------------	--	--

Os valores obtidos para as amostras da mistura 1:1 (solo-composto), 3:1 (solo-composto) e solo foram $5,49 \times 10^{-6}$ m/s, $1,73 \times 10^{-7}$ m/s e $5,26 \times 10^{-8}$ m/s, respectivamente. Verifica-se que a permeabilidade não-saturada aumenta com a adição de composto. Santos (2015) observou que para seus resultados não houve variação significativa entre as permeabilidades não-saturadas com a adição do composto, mas que há uma tendência de aumento com essa adição, o que foi verificado no presente estudo. Esse fato pode ser explicado em virtude da presença de matéria orgânica, em condição saturada, conduzir a uma maior retenção de umidade, ao passo que para situação não-saturada a estrutura da matéria orgânica possibilita maior porosidade e aumento da condutividade.

5 CONCLUSÕES

- Para uso como biocoberturas em aterros sanitários verifica-se que a adição de composto orgânico ao solo do tipo SC (areia argilosa), coletado da camada de cobertura de aterro sanitário, melhorou as propriedades geotécnicas no que se refere à distribuição granulométrica, compactação e retenção de umidade.
- Os percentuais de composto orgânico adicionados ao solo modificaram sua textura e a distribuição dos grãos, com conseqüente redução da compactação, o que contribui para uma melhor difusividade dos gases oxigênio e metano, pela camada de cobertura, que são essenciais para o processo oxidativo de metano pelas bactérias metanotróficas nas biocoberturas.
- A matéria orgânica favoreceu as características de retenção de umidade das misturas solo-composto analisadas, o que é essencial para o uso nas biocoberturas, contribuindo para as atividades das bactérias metanotróficas e redução das emissões de gases para a atmosfera.
- O melhor ajuste das curvas de retenção de umidade foi verificado para o modelo de Van Genuchten (1980), principalmente para a mistura 1:1, por apresentar maior R^2 e menores SQR e AIC, o que corresponde a uma melhor relação entre os dados estimados e observados.
- A mistura solo-composto (1:1) mostrou-se bem graduada, com características físico-químicas e de retenção de umidade favoráveis ao uso como biocobertura em aterros sanitários, o que influencia na transferência de gás, disponibilidade de CH_4 e O_2 , estrutura da comunidade metanotrófica e fornecimento de nutrientes necessários ao processo de oxidação biológica do CH_4 .
- Tanto a mistura solo-composto na proporção de 1:1 como 3:1 apresentaram características favoráveis para uso no que se refere ao processo oxidativo de metano nas camadas de cobertura de aterros sanitários, mas quanto à permeabilidade à líquidos,

apenas a amostra de solo da camada de cobertura, do tipo SC, se adequou à normatização nacional.

- Sugere-se o uso da mistura solo-composto na proporção 3:1 como camada de cobertura de aterro sanitário pela maior viabilidade econômica em comparação à 1:1, associada a uma camada de solo, formando uma camada composta, que minimize tanto a entrada de líquidos, como também promova o processo adequado de oxidação de metano para minimizar a saída de gases, satisfazendo os requisitos necessários.

5.1 Sugestões para pesquisas futuras

- Avaliar as potenciais taxas de oxidação de metano por meio de ensaios de incubação em lote, com diferentes tipos de compostos e variações no percentual de composto orgânico adicionado e teor de umidade.
- Realizar ensaios em coluna para avaliação da eficiência de oxidação em diferentes configurações de biocoberturas, levando em consideração espessura da camada de cobertura de solo compactado e Grau de Compactação.
- Avaliar a influência de vegetação nos ensaios com protótipos realizados em laboratório.
- Quantificar as bactérias metanotróficas presentes nas amostras estudadas a partir de técnicas da biologia molecular.
- Analisar a eficiência de oxidação de metano em estudos de campo, por meio do dimensionamento e aplicação de biocoberturas em células de aterros sanitários.
- Desenvolver metodologias para verificação da temperatura, umidade e pressão na camada de cobertura de solo compactado com a utilização de sensores e sistemas que permitam a aquisição de dados de forma automatizada com a manutenção de um banco de dados.
- Avaliar o fluxo de gás pela camada de cobertura com o uso de ensaios e técnicas de medições dispostas na literatura nacional e internacional como forma de verificação da eficiência do sistema de proteção à minimização do escape de gases para a atmosfera.

REFERÊNCIAS

ABICHO, T., POWELSON, D., AITCHISON, E., BENSON, C., and ALBRIGHT, W. (2005). "Water balances in vegetated lysimeters at a Georgia landfill." **Soil Crop Sci. Soc. Fl.**, 64, 1–8.

ABICHO, T., MAHIEU, K., YUAN, L., CHANTON, J., HATER, G. Effects of compost biocovers on gas flow and methane oxidation in a landfill cover. **Waste Management** 29, 1595-601, 2009.

ABICHO, T.; KORMI, T.; YUAN, L.; JOHNSON, T.; FRANCISCO, E. Modeling the effects of vegetation on methane oxidation and emissions through soil landfill final covers across different climates. **Waste Management**, v.36, p.230-240, 2015.

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 6457**: Amostra de Solo: preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização. Rio de Janeiro, 2016. 8p.

_____. **NBR 6458**: Grãos de pedregulho retidos na peneira de abertura 4,8 mm - Determinação da massa específica, da massa específica aparente e da absorção de água. Rio de Janeiro, 2016. 10p

_____. **NBR 6459**: Determinação do limite de liquidez. Rio de Janeiro, 2016. 5p.

_____. **NBR 7180**: Determinação do limite de plasticidade. Rio de Janeiro, 2016. 3p.

_____. **NBR 7181**: Análise granulométrica. Rio de Janeiro, 2016. 12p.

_____. **NBR 7182**: Compactação - Procedimento. Rio de Janeiro, 2016. 9p.

_____. **NBR 14545**: Solo: determinação do coeficiente de permeabilidade de solos argilosos a carga variável. Rio de Janeiro, 2000. 12p.

_____. **NBR 13896**: Aterros de resíduos não perigosos - Critérios para projeto, implantação e operação. Rio de Janeiro, 1997. 12p.

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, n. 1, p. 1-14, 2014.

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

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** 6, 191-200, 2007.

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.

ANLAUF, R.; REICHEL, A. Effect of aging on the physical properties of landfill cover layers. **EURASIAN JOURNAL OF SOIL SCIENCE (EJSS)**, v. 3, n. 3, p. 212–219, 2014.

ARAÚJO NETO, C. L. **Análise do comportamento dos resíduos sólidos urbanos e desenvolvimento de modelos estatísticos para previsão das deformações de aterros sanitários**. 2016. 162f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande-PB, 2016.

ARAÚJO, P. S. **Análise do desempenho de um solo compactado utilizado na camada de cobertura de um aterro sanitário**. 2017. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande-PB, 2017.

ASTM – AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS. **D5298**: Standard test method for measurement of soil potential (suction) using filter paper. ASTM International, West Conshohocken, PA, USA, 2010. 6p.

BARNSWELL, Kristopher D.; DWYER, Daryl F. Assessing the performance of evapotranspiration covers for municipal solid waste landfills in Northwestern Ohio. **Journal of Environmental Engineering**, v. 137, n. 4, p. 301-305, 2010.

BERGER, J., FORNES, L.V., OTT, C., JAGER, J., WAWRA, B., ZANKE, U. Methane oxidation in a landfill cover with capillary barrier. **Waste Management** 25, 369-373, 2005.

CABRAL, AR.; MOREIRA, JFV; JUGNIA, LB. Bio cover performance of landfill methane oxidation: experimental results. **J Environ Eng** 136:785–793, 2010.

CAMAPUM DE CARVALHO, J.; GITIRANA JR., G. F. N.; MACHADO, S. L.; MASCARENHA, M. M. A.; SILVA FILHO, F. C. (Org.). **Solos não saturados no contexto geotécnico**. 1. ed. São Paulo: Associação Brasileira de Mecânica dos Solos e Engenharia Geotécnica, 2015. 759p.

CANDIANI, G.; VIANA, E. Emissões fugitivas de metano em aterros sanitários. **Geosp – Espaço e Tempo (Online)**, v. 21, n. 3, p. 845-857, dez. 2017. ISSN 2179-0892.

CAO, Y.; STASZEWSKA, E. Role of landfill cover in reducing methane emission. **Archives of Environmental Protection**, v. 39, n. 3, p. 115-126, 2013.

CASTRO, E; MANAS, P; DE LAS HERAS, J. (2009): A comparison of the application of different waste products to a lettuce crop: effects on plant and soil properties. **Scientia Horticulturae**, 123, 148–155. doi: 10.1016/j.scienta.2009.08.013.

CATAPRETA, C.A.A.; SIMÕES, G. F. **Comportamento de um aterro sanitário experimental: avaliação da influência do projeto, construção e operação**. Belo Horizonte: UFMG, 2008.

CHANDLER, R. J.; CRILLEY, M. S.; MONTGOMERY-SMITH, G. A low-cost method of assessing clay desiccation for low-rise buildings. In: **Proceedings of the Institution of Civil Engineers – Civil Engineering**. Thomas Telford-ICE Virtual Library, p.82-89, 1992.

CHI, Z., LU, W., WANG, H., ZHAO, Y. Diversity of methanotrophs in a simulated modified biocover reactor. **Journal of Environmental Sciences**, v. 24, n. 6, p. 1076-1082, 2012.

CHIEMCHAISRI, C., CHIEMCHAISRI, W., KUMAR, S., WICRAMARACHCHI, P. N. Reduction of methane emission from landfill through microbial activities in cover soil: A brief review. **Critical reviews in environmental science and technology**, v. 42, n. 4, p. 412-434, 2012.

CORTÁZAR, A. L. G. **Desrrollo de Moduelo 2: herramienta para la evaluación de la contaminación producida en vertederos de residuos sólidos urbanos**. 346p. Tesis (Doctoral) Dpto. De Ciencias y Técnicas del Agua y del Medio Ambiente – Universidad de Cantabria E. T. S. De Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos. Santander. 2003.

DELHOMENIE, M.C.; HEITZ, M. Biofiltration of air: a review. **Crit. Rev. Biotechnol.** 25, 53–72, 2005.

EINOLA, Juha-Kalle M.; KARHU, A. Elina; RINTALA, Jukka A. Mechanically–biologically treated municipal solid waste as a support medium for microbial methane oxidation to mitigate landfill greenhouse emissions. **Waste Management**, v. 28, n. 1, p. 97-111, 2008.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Manual de procedimentos de coleta de amostras em áreas agrícolas para análise da qualidade ambiental: solo, água e sedimentos**. Editado por FILIZOLA, H. F.; GOMES, M. A. F.; SOUZA, M. D. de. Jaguariúna-SP: Embrapa Meio Ambiente, 2006, 1. ed., 169p. il. ISBN 85-85771-43-7.

EMBRAPA – EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Determinação da curva de retenção de água no solo em laboratório. ANDRADE JÚNIOR, A. S.; BASTOS, E. A.; MASCHIO, R.; SILVA, E. M. (Org.). Teresina: EMBRAPA Meio Norte, 2007. 2p.

EMBRAPA – EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Manual de métodos de análise de solo. DONAGEMA, G. K.; CAMPOS, D. V. B.; VIANA, J. H. M.; CALDERANO, S. B.; TEIXEIRA, W. G. (Org.). 2011. 2 ed. rev. Rio de Janeiro: EMBRAPA Solos, 2011. 230p.

Sistema Brasileiro de Classificação de Solos / Humberto Gonçalves dos Santos ... [et al.]. – 5. ed., rev. e ampl. – Brasília, DF: Embrapa, 2018.

FARIAS, R. M. S. **Estudo dos recalques em aterros de resíduos sólidos urbanos: uma abordagem experimental e estatística**. 2014. 128f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande-PB, 2014.

FREDLUND, D.G., RAHARDJO, H., (1993). *Soil mechanics for unsaturated soils*, John Wiley & Sons, New York, N.Y.

FREDLUND, D. G. & XING, A. Equations for the soil water characteristic curve. **Canadian Geotechnical Journal**, 1994. Vol. 31(4): 521-532.

FREDLUND, D. G.; XING, A.; FREDLUND, M. D. & BARBOUR, S. S. The relationship of the unsaturated soil shear strength to the soil-water characteristic curve. **Canadian Geotechnical Journal**, 1994. Vol. 33, pp. 440-448.

FREDLUND, M. D. **Design of a knowledge-based system for unsaturated soil properties**. M. Sc. Thesis. University of Saskatchewan, Sask. 1996.

FREDLUND, D G.; SHENG, D.; ZHAO, J. Estimation of soil suction from the soil-water characteristic curve. **Canadian geotechnical journal**, v. 48, n. 2, p. 186-198, 2011.

FREDLUND, D. G.; HOUSTON, S. L. Interpretation of soil-water characteristic curves when volume change occurs as soil suction is changed. **Advances in unsaturated soils**, v. 1, p. 15, 2013.

FUENTES, D; VALDECANTOS, A; LLOVET, J; CORTINA, J; VALLEJO, VR (2010): Fine-tuning of sewage sludge application to promote the establishment of *Pinus halepensis* seedlings. **Ecological Engineering**, 36, 1213–1221. doi: 10.1016/j.ecoleng.2010.04.012.

GARBO, F.; COSSU, R. Landfill cover systems - an overview. Proceedings Sardinia 2017 / **Sixteenth International Waste Management and Landfill Symposium**/ 2 - 6 October 2017. S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy.

GARDNER, W. Mathematics of isothermal water conduction in unsaturated soils. **Highway Research Board Special Report 40 International Symposium on Physico-Chemical Phenomenon in Soils**, Washington D. C. 1956, pp. 78-87.

GEBERT, J., GROENGRÖEFT, A. Role of Soil Gas Diffusivity for the Microbial Oxidation of Methane in Landfill Covers. In: **Proceedings Sardinia 2009, Twelfth International Waste Management and Landfill Symposium**. CISA, Cagliari, Italy. 5-9 October, 2009.

GEBERT, Julia; GROENGRÖEFT, Alexander; PFEIFFER, Eva-Maria. Relevance of soil physical properties for the microbial oxidation of methane in landfill covers. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 43, n. 9, p. 1759-1767, 2011.

GERSCOVICH, D. M. S. & SAYÃO A. S. F. J. Evaluation of the soil-water characteristic curve equations for soils from Brazil. **3rd International Conference on Unsaturated Soils**, Recife, Brasil, 10-12 March 2002, p 293-300.

GERSCOVICH, D. M. S. & GUEDES, M. N. Avaliação das relações de condutividade hidráulica em solos brasileiros não saturados. **5º Simpósio Brasileiro de Solos Não Saturados**. São Carlos – SP. 2004, p. 249-253.

GUEDES, M.J.F. **Estudo das emissões de biogás em aterro de resíduos sólidos urbanos no semiárido brasileiro**. Tese (Doutorado em Recursos Naturais). Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande – PB, 2018.

HAUSER, VL. **Evapotranspiration covers for landfills and waste sites**. ISBN: 13: 978-1-4200-8651-5. Boca Raton (FL): CRC Press, 2009.

HE, Ruo; RUAN, Aidong; SHEN, Dong-Sheng. Effects of methane on the microbial populations and oxidation rates in different landfill cover soil columns. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, v. 42, n. 6, p. 785-793, 2007.

HENKEN-MELLIES, Wolf-Ulrich; SCHWEIZER, Andreas. Long-term performance of landfill covers-results of lysimeter test fields in Bavaria (Germany). **Waste Management & Research**, v. 29, n. 1, p. 59-68, 2011.

HOSSAIN, M. Z.; NIEMSDORFF, V.F. Effect of Different Organic Wastes on Soil Properties and Plant Growth and Yield: a Review. **Scientia Agriculturae Bohemica**, v. 48, n. 4, p. 224-237, 2017.

HUBER-HUMER, M., GEBERT, J., HILGER, H. Biotic systems to mitigate landfill methane emissions. **Waste Management and Research** 26, 33-46, 2008.

HUBER-HUMER, M.; RODER, S.; LECHNER, P. Approaches to assess biocover performance on landfills. **Waste Management**, v.29, n.7, p.2092-2104, 2009.

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

HUSE, K. **Estudo da influência da adição de bentonita em um solo areno-siltoso para uso como cobertura de aterros**. 2007. 126f. Dissertação (Mestrado em Ciências em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro-RJ, 2007.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **IBGE Cidades. População estimada do município de Campina Grande – Paraíba**. IBGE, Fev. 2018. Disponível em <<http://cidades.ibge.gov.br/v3/cidades/municipio/2504009>>. Acesso em: 26 jan. 2018.

JUCÁ, J. F. T. Flow properties of unsaturated soils under controlled suction. **ASCE Special Geotechnical Publication**, Virginia, USA, 1993. Vol. 39, nº 1, p. 151-162. ISBN 978-0-87262-988-2.

JUGNIA, Louis-B.; CABRAL, Alexandre R.; GREER, Charles W. Biotic methane oxidation within an instrumented experimental landfill cover. **Ecological Engineering**, v. 33, n. 2, p. 102-109, 2008.

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, n. 2, p. 592-601, 1995.

KUNCORO PH; KOGA K; SATTAN; MUTO Y (2014): A study on the effect of compaction on transport properties of soil gas and water I: Relative gas diffusivity, air permeability, and saturated hydraulic conductivity. **Soil and Tillage Research**, 143, 172–179. doi: 10.1016/j.still.2014.02.006.

KHOSHAND, A; FALL, M. Geotechnical characterization of compost based biocover materials. **Geotechnical and Geological Engineering**, v. 32, n. 2, p. 489-503, 2014.

KHOSHAND, Afshin; FALL, Mamadou. Geotechnical characterization of peat-based landfill cover materials. **Journal of Rock Mechanics and Geotechnical Engineering**, v. 8, n. 5, p. 596-604, 2016.

LARSON, R.; FARBER, B. **Estatística aplicada**. PATARRA, C. de C. (tradutor). São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2 ed., 2004.

LEE, S.W., IM, J., DISPIRITO, A.A., BODROSSY, L., BARCELONA, M.J., SEMRAU, J.D. Effect of nutrient and selective inhibitor amendments on methane oxidation, nitrous oxide production, and key gene presence and expression. in landfill cover soils: characterization of the role of methanotrophs, nitrifiers, and denitrifiers. **Applied Microbiology and Biotechnology** 85, 389-403, 2009.

LOPES, R. L. **Infiltração de água e fluxo de metano em camadas de cobertura de aterros de resíduos sólidos**. 2011. 250f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife-PE. 2011.

LOPES, R. L.; MACIEL, F. J.; JUCÁ, J. T. F. Avaliação da emissão de metano em aterro experimental de resíduos sólidos na Muribeca/PE – Brasil. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica**, v.5, n.1, p.107-116, 2012.

MANCEBO, U.; HETTIARATCHI, J. PATRICK, A. Rapid assessment of methanotrophic capacity of compost-based materials considering the effects of air-filled porosity, water content and dissolved organic carbon. **Bioresource technology**, v. 177, p. 125-133, 2015.

MARIANO, M. O. H. **Avaliação da retenção de gases em camadas de cobertura de aterros de resíduos sólidos**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil). Universidade Federal do Pernambuco, Recife-PE, 2008.

MARINHO, F. A. M.; OLIVEIRA, O. M. The filter paper method revisited. 2006. **Geotechnical Testing Journal**, USA, v. 29, n. 3, p. 250-258, 2006.

MENEZES, M. B. M. **Análise da influência do teor de umidade na absorção d'água e sucção dos solos em estudos de erodibilidade**. 2010. 139f. Dissertação (Mestrado em Geotecnia) – Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos-SP, 2010.

MOR, S.; VISSCHER, AD.; RAVINDRA, K.; DAHIYA, RP; CHANDRA, A, CLEEMPUT, OV. Induction of enhanced methane oxidation in compost: temperature and moisture response. **Waste Management** 26:381–388, 2006.

OEPA. (2003). “Sanitary landfill construction facility construction.” OAC Chapter 3745-27: Solid & Infectious Waste Regulations, Rule # 3745- 27-08, **Ohio Environmental Protection Agency**, Columbus, OH.

OLIVEIRA, L.R.G. **Estudo das emissões de biogás em camadas de coberturas de aterro de resíduos sólidos urbanos**. 2013. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife – PE, 2013.

PARK, S., BROWN, K.W., THOMAS, J.C. The effect of various environmental and design parameters on methane oxidation in a model biofilter. **Waste Management and Research** 20, 434-444, 2002.

PHILOPOULOS, A., RUCK, J., MCCARTNEY, D., FELSKÉ, C., 2009. A laboratory-scale comparison of compost and sand-compost-perlite as methane-oxidizing biofilter media. **Waste Management and Research** 27, 138–146, 2009.

PINTO, C. S. **Curso básico de mecânica dos solos em 16 aulas**. 3. ed. São Paulo: Oficina de textos, 2006. 367p.

RAWLS, W. J. et al. Effect of soil organic carbon on soil water retention. **Geoderma**, v. 116, n. 1-2, p. 61-76, 2003.

ROCK, S.; MYERS, B.; FIEDLER, L. Evapotranspiration (ET) covers. **International journal of phytoremediation**, v. 14, n. sup1, p. 1-25, 2012.

RONQUIM, C.C. Conceitos de fertilidade do solo e manejo adequado para as regiões tropicais. Embrapa Monitoramento por Satélite. **Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento**, 2010.

SANTOS, G. M. **Comportamento hidromecânico de solo e das misturas solo-composto utilizados em camadas de cobertura no aterro experimental da Muribeca, Pernambuco**. 2015. 196f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife-PE, 2015.

SCHEUTZ, C.; KJELDSEN, P. Environmental factors influencing attenuation of methane and hydrochlorofluorocarbons in landfill cover soils. **Journal of Environmental Quality** 33, 72-79, 2004.

SCHEUTZ, C., PEDERSEN, R. B., PETERSEN, P. H., JØRGENSEN, J. H. B., UCENDO, I. M. B., MØNSTER, J. G., KJELDSEN, P. Mitigation of methane emission from an old unlined landfill in Klintholm, Denmark using a passive biocover system. **Waste management**, v. 34, n. 7, p. 1179-1190, 2014.

SEN, P., MUKESH, M. D., CHITRA, R., & RATNAM, M. Effect of Organic Content on the Index Properties and Compaction Parameters of Soil. **International Journal of Emerging Technology and Advanced Engineering**, v. 4, n. 4, 2014.

SKEMPTON, A. W. The colloidal activity of clays. In: **INTERNACIONAL CONFERENCE ON SOIL MECHANICS AND FOUNDATION ENGINEERING**, 3., 1953, Zurich/Germany. Proceedings... Zurich: ISSMGE, v.1, p.57-61, 1953

STERN, J.C., CHANTON, J., ABICHO, T., POWELSON, D., YUAN, L., ESCORIZA, S., BOGNER, J. Use of biologically active cover to reduce landfill methane emissions and enhance methane oxidation. **Waste Management** 27, 1248-1258, 2007.

TECLE, D., LEE, J., HASAN, S. Quantitative analysis of physical and geotechnical factors affecting methane emission in municipal solid waste landfill. **Environmental Geology** 56, 1135-1143, 2008.

USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Technical guidance for RCRA/CERCLA final covers**. Office of solid waste and emergency response. EPA-540-R-04-007. Washington DC. USEPA, 2004. 421p.

VAN GENUCHTEN, M. T. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. **Soil Science Society of America Journal**, 44: 892-898. 1980.

VISVANATHAN, C., POKHREL, D., CHEIMCHAI, W., HETTIARATCHI, J.P.A., WU, J.S. Methanotrophic activities in tropical landfill cover soils: effect of temperature, moisture content and methane concentration. **Waste Management and Research** 17, 313-323, 1999.

WILSHUSEN, J. H.; HETTIARATCHI, J. P. A.; STEIN, V. B. Long-term behavior of passively aerated compost methanotrophic biofilter columns. **Waste Management**, v. 24, n. 7, p. 643-653, 2004.

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