



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

**PERMEABILIDADE À ÁGUA E AO LIXIVIADO DE MISTURAS SOLO-
BENTONITA EM ATERRO SANITÁRIO**

ALISSON DO NASCIMENTO LIMA

Campina Grande – PB

2022

**PERMEABILIDADE À ÁGUA E AO LIXIVIADO DE MISTURAS SOLO-
BENTONITA EM ATERRO SANITÁRIO**

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: Dra. Veruschka Escarião Dessoles Monteiro

Coorientador: Dr. William de Paiva

Campina Grande – PB

2022

L732p

Lima, Alisson do Nascimento.

Permeabilidade à água e ao lixiviado de misturas solo-bentonita em aterro sanitário / Alisson do Nascimento Lima. – Campina Grande, 2022. 96 f. : il. color.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, 2022.

"Orientação: Profa. Dra. Veruschka Escarião Dessoles Monteiro, Prof. Dr. William de Paiva".

Referências.

1. Geotecnia. 2. Aterro Sanitário. 3. Liners. 4. Permeabilidade. 5. Lixiviado. 6. Planejamento Fatorial. 7. Microestrutura. I. Monteiro, Veruschka Escarião Dessoles. II. Paiva, William de. III. Título.

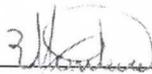
CDU 624.13(043)

**PERMEABILIDADE À ÁGUA E AO LIXIVIADO DE MISTURAS SOLO-
BENTONITA EM ATERRO SANITÁRIO**

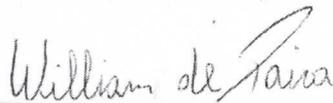
ALISSON DO NASCIMENTO LIMA

Dissertação apresentada ao programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Campina Grande, pertencente a linha de pesquisa de Geotecnia Ambiental e Obras de Terra e área de concentração Geotecnia, como requisito para obtenção do Título de Mestre em Engenharia Civil e Ambiental.

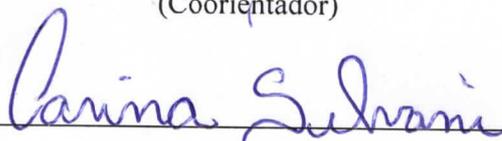
Aprovado (a) em: 19/08/2022



Prof.^ª. Dr.^ª. Veruschka Escarião Dessoles Monteiro - UFCG
(Orientadora)



Prof. Dr. William de Paiva - UEPB
(Coorientador)



Prof.^ª. Dr.^ª. Carina Silvani - UFCG
(Examinadora Interna)



Prof. Dr. Gerson Marques do Santos- UNIVASF
(Examinador Externo)



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE
POS-GRADUACAO ENGENHARIA CIVIL AMBIENTAL
Rua Aprigio Veloso, 882, - Bairro Universitario, Campina Grande/PB, CEP 58429-900

REGISTRO DE PRESENÇA E ASSINATURAS

1. **ATA DA DEFESA PARA CONCESSÃO DO GRAU DE MESTRE EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL**
2. **ALUNO: ALISSON DO NASCIMENTO LIMA / COMISSÃO EXAMINADORA: DR.ª VERUSCHKA ESCARIÃO DESSOLES MONTEIRO - PPGECA/UFMG (PRESIDENTE) - ORIENTADORA, DR. WILLIAM DE PAIVA – PPGECA/UFMG – COORIENTADOR, DR.ª CARINA SILVANI – PPGECA/UFMG – EXAMINADORA INTERNA, DR. GERSON MARQUES DOS SANTOS - UNIVASF - EXAMINADOR EXTERNO (PORTARIA 32/2022). / TITULO DA DISSERTAÇÃO: “PERMEABILIDADE À ÁGUA E AO LIXIVIADO DE MISTURAS SOLO-BENTONITA EM ATERRO SANITÁRIO” / ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: GEOTECNIA / HORA DE INICIO: 14:00 HORAS / FORMA DA SESSÃO: POR VÍDEO CONFERÊNCIA.**
3. **EM SESSÃO REALIZADA POR VÍDEO CONFERÊNCIA, APÓS EXPOSIÇÃO DE CERCA DE 40 MINUTOS, O(A) CANDIDATO(A) FOI ARGUIDO(A) ORALMENTE PELOS MEMBROS DA COMISSÃO EXAMINADORA, TENDO DEMONSTRADO SUFICIÊNCIA DE CONHECIMENTO E CAPACIDADE DE SISTEMATIZAÇÃO NO TEMA DE SUA DISSERTAÇÃO, SENDO-LHE ATRIBUÍDA O CONCEITO “EM EXIGÊNCIA”, SENDO QUE A POSSIBILIDADE DE APROVAÇÃO ESTÁ CONDICIONADA À AVALIAÇÃO DA NOVA VERSÃO DO TRABALHO FINAL, SEGUINDO PROCEDIMENTOS PREVISTOS NA RESOLUÇÃO DO PROGRAMA. O PRESIDENTE DA COMISSÃO EXAMINADORA, OUVIDOS OS DEMAIS MEMBROS, DEVERÁ FICAR RESPONSÁVEL POR ATESTAR QUE AS CORREÇÕES SOLICITADAS NA LISTA DE EXIGÊNCIAS FORAM ATENDIDAS NA VERSÃO FINAL DO TRABALHO. A COMISSÃO EXAMINADORA CUMPRINDO OS PRAZOS REGIMENTAIS, ESTABELECE UM PRAZO MÁXIMO DE 30 DIAS PARA QUE SEJAM FEITAS AS ALTERAÇÕES EXIGIDAS. APÓS O DEPÓSITO FINAL DO DOCUMENTO DE DISSERTAÇÃO, DEVIDAMENTE REVISADO E MEDIANTE ATESTADO DO ORIENTADOR, O CONCEITO "EM EXIGÊNCIA" PASSARÁ IMEDIATAMENTE PARA O DE “APROVADO”. NA FORMA REGULAMENTAR, FOI LAVRADA A PRESENTE ATA, QUE É ASSINADA POR MIM, WELLINGTON LAURENTINO DOS SANTOS, SECRETÁRIO, ALUNO E OS MEMBROS DA COMISSÃO EXAMINADORA PRESENTES.**
4. **CAMPINA GRANDE, 19 DE AGOSTO DE 2022**



Documento assinado eletronicamente por **Alisson do Nascimento Lima, Usuário Externo**, em 22/08/2022, às 08:10, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



Documento assinado eletronicamente por **William de Paiva, Usuário Externo**, em 22/08/2022, às 08:30, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



Documento assinado eletronicamente por **CARINA SILVANI, PROFESSOR(A) DO MAGISTERIO SUPERIOR**, em 22/08/2022, às 08:32, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



Documento assinado eletronicamente por **WELLINGTON LAURENTINO DOS SANTOS, SECRETÁRIO (A)**, em 22/08/2022, às 10:39, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



Documento assinado eletronicamente por **Gerson Marques dos Santos, Usuário Externo**, em 22/08/2022, às 14:55, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



Documento assinado eletronicamente por **VERUSCHKA ESCARIO DESSOLES MONTEIRO, PROFESSOR(A) DO MAGISTERIO SUPERIOR**, em 22/08/2022, às 14:55, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site <https://sei.ufcg.edu.br/autenticidade>, informando o código verificador **2590222** e o código CRC **1FCC80AE**.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus. Agradeço pelo dom da vida e pelas pessoas que me colocou em minha vida.

Agradeço imensamente à minha mãe, Maria Gertudes, mulher indescritível, provedora de amor e amparo sempre!

Agradeço ao meu pai Antônio *in memoriam*.

Aos meus irmãos, que contribuíram e contribuem para a minha formação como pessoa. Em especial a minha irmã Auberlane e meu cunhado Jadson por todo o suporte.

A meus orientadores Veruschka e William, que sempre possível estiveram à disposição. Agradeço especialmente a professora Veruschka pela dedicação, ensinamentos e oportunidade de participação no Grupo de Geotecnia Ambiental.

Agradeço a professora Carina e ao professor Gerson, pelas contribuições e tempo com este trabalho na condição de banca.

Agradeço a todos meus amigos que se fazem presentes em todos os momentos e que torcem por mim.

Aos colegas do Grupo de Geotecnia Ambiental, e do subgrupo de solos base. Em especial ao líder do subgrupo, Thiago, por todo suporte e conselhos no decorrer desta pesquisa, e a Thanyle pelo suporte nos ensaios de permeabilidade, pelas conversas e amizade.

Agradeço aos técnicos e funcionários do LEP, José Ildo, Francisco (netinho), Ladjane, Arthur e Jadilson que sempre estiveram dispostos a me ajudar. Também agradeço ao professor Eudésio do LEEQ/UFCG, ao professor Ricardo Guerra do CCA/UFPB e a técnica Socorro do CERTBIO/UFCG.

Agradeço a instituição Universidade Federal de Campina Grande, aos professores que fazem o PPGECA, sempre estiveram dispostos a cumprir suas funções com excelência e rigor científico.

E por último, agradeço a CAPES pela bolsa, sem a qual esta pesquisa e tantas outras seriam não seriam possíveis.

RESUMO

As camadas de base (*liners*) de aterros sanitários são de fundamental importância no que diz respeito ao processo de contenção do lixiviado, esse fluido líquido é resultante da degradação dos resíduos aterrados. As *liners* em solo-bentonita são amplamente utilizadas e estudadas, no que se refere à influência do fluido percolante, e os efeitos na sua funcionalidade quanto a permeabilidade vertical da camada. Neste sentido o presente estudo objetivou determinar o comportamento hidráulico e microestrutural de misturas de solo-bentonita utilizadas em camada de base de aterro sanitário com percolação de água e lixiviado. Para tanto, a partir de um planejamento fatorial, do tipo Delineamento Composto Central (DCC), avaliou-se as variáveis teor de umidade de compactação das amostras, nos níveis de 7, 11 e 15%, e de bentonita, nos níveis de 5, 15 e 25%, adicionados ao solo natural. Para os ensaios de permeabilidade, os fluidos utilizados foram: a água destilada e o lixiviado, gerado no Aterro Sanitário em Campina Grande-PB (ASCG). Ao lixiviado procedeu-se a sua caracterização físico-química, de viscosidade e densidade, em laboratório. As amostras foram ensaiadas no permeâmetro de parede flexível *Triflex-2*, com metodologias adequadas à percolação de cada fluido, sendo a saturação utilizando o fluido percolante (lixiviado), obtendo a permeabilidade vertical das amostras. Nos resultados foram observados que todas as amostras apresentam permeabilidade à água adequada a normativas, para o uso em *liner* de aterro sanitário. Quanto a permeabilidade ao lixiviado é possível observar que, se comparado com a água, os resultados são maiores em até duas ordens de grandeza. Estes resultados experimentais mostram que, a permeabilidade das misturas solo-bentonita apresentou comportamento controlado pelo líquido presente nos poros da estrutura do solo. Assim, atribuiu-se estes resultados de maior permeabilidade em função do aumento da força iônica do líquido, lixiviado, presentes nos vazios do solo, isto é, à carga de compostos contaminantes e metais pesados presentes no lixiviado. Deste modo, sendo atribuídos a estes contaminantes a redução da Dupla Camada Difusa (DCD), e do potencial expansivo e uma floculação da argila, que explicam as permeabilidades distintas em função do fluido. Imagens de Microscopia Óptica (MO) e Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV) validaram esta análise, mostrando um maior percentual de poros nas amostras de solo percoladas com lixiviado. Logo, este estudo conclui que há uma mudança no comportamento hidráulico e microestrutural das *liners* em solo-bentonita, mostrando a necessidade de se avaliar metodologias de construção destas camadas, com critérios mais adequados do que a permeabilidade à água.

Palavras-chave: *Liners*, Permeabilidade, Lixiviado, Planejamento Fatorial, Microestrutura.

ABSTRACT

The base liners of sanitary landfills are of fundamental importance in the leachate containment process, this liquid fluid is the result of the degradation of landfill waste. Soil-bentonite liners are widely used and studied for the influence of the percolating fluid and the effects on its functionality regarding the vertical permeability of the layer. In this sense, the present study aimed to determine the hydraulic and microstructural behavior of soil-bentonite mixtures used in a sanitary landfill liner with water percolation and leachate. So, from a factorial design of the Central Composite Design (CCD) type, the variables of moisture content of compaction of the samples were evaluated at levels of 7, 11 and 15%, and of bentonite, at levels of 5, 15 and 25%, added to the natural soil. The fluids used on permeability tests were distilled water and leachate, generated at the Sanitary Landfill in Campina Grande-PB (SLCG). The leachate was subjected in the laboratory to physical-chemical, viscosity, and density characterization. The samples were tested in the Triflex-2 flexible wall permeameter, with methodologies suitable for the percolation of each fluid, with saturation using the percolating (leachate), obtaining the vertical permeability of the samples. In the results, it was observed that all samples present adequate water permeability to the standards for use in sanitary landfill liners. As for leachate permeability, it is possible to observe that, compared to water, the results are higher by up to two orders of magnitude. These experimental results showed the permeability of the soil-bentonite mixtures, which is a behavior controlled by the liquid in the pores of the soil structure. Thus, these results of greater permeability were attributed to the increase in the ionic strength of the leached liquid in the voids of the soil, that is, to contaminating compounds and heavy metals in the leachate. Thus, these contaminants are attributed to the reduction of the Diffuse Double Layer (DDL), expansive potential, and flocculation of the clay which explains the different permeabilities depending on the fluid. Optical Microscopy (OM) and Scanning Electron Microscopy (SEM) images validated this analysis, showing a higher percentage of pores in soil samples percolated with leachate. Therefore, this study concludes that there is a change in the hydraulic and microstructural behavior of the bentonite-soil liners, showing the need to evaluate construction methodologies for these layers, with more adequate criteria than water permeability.

Key-words: *Liners, Permeability, Leachate, Factorial Design, Microstructure.*

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Esquema de um aterro sanitário e seus componentes.	18
Figura 2. Sistemas de impermeabilização do tipo CCL (a) e GCL (b)	20
Figura 3. Relação entre condutividade hidráulica, umidade e energia de compactação	22
Figura 4. Diagrama estrutural da montmorilonita	24
Figura 5. Formação geológica da formação Campos Novos.....	26
Figura 6. Localização do ASCG.....	35
Figura 7. Aterro Sanitário em Campina Grande-PB.....	36
Figura 8. Sistema de impermeabilização e drenagem do ASCG.....	37
Figura 9. Fluxograma da pesquisa.....	37
Figura 10. Misturas de solos em volume.....	38
Figura 11. Coleta de lixiviado na tubulação de saída do sistema de drenagem de lixiviado. ..	40
Figura 12. (a) Viscosímetro capilar Cannon-Fenske; (b)Viscosímetro com amostra de lixiviado (c) Banho térmico	41
Figura 13. Painel do permeâmetro de parede flexível Tri-Flex2.....	45
Figura 14. Esquema do procedimento de saturação das amostras com lixiviado.	49
Figura 15. Ensaio de microscopia óptica em amostras solo-bentonita.....	50
Figura 16. Ensaio de microscopia eletrônica de varredura em amostras solo-bentonita.....	51
Figura 17. Curvas de distribuição granulométricas	55
Figura 18. Curvas de compactação.....	57
Figura 19. Curva de compactação da bentonita.....	58
Figura 20. Comportamento da umidade ótima em função do Limite de Plasticidade.....	59
Figura 21. CTC e superfície específica versus teor de bentonita	60
Figura 22. DRX- bentonita	62
Figura 23. DRX- solo natural	63
Figura 24. Viscosidade cinemática do lixiviado e da água.....	65
Figura 25. MO da amostra SB15 percolada por água, com ampliação de 20x (a) e 40x (b) e 100x (e), e percolada por lixiviado, com ampliações de 20x (b), 40x (d) e 100 (f).	70
Figura 26. MEV das amostras percoladas por água com ampliação de 200x (a) e 500x (c); percoladas por lixiviado com ampliação de 200x (b) e 500x (d).	73
Figura 27. Gráfico de Pareto para a permeabilidade à água (a) e para a permeabilidade ao lixiviado (b).	75

Figura 28. Superfície de resposta para a permeabilidade à água (z), em função do teor de betonita (x) e da umidade (y) (a); e a representação com superfície de contorno plana (b).....77

Figura 29. Superfície de resposta para a permeabilidade à água (z), em função do teor de betonita (x) e da umidade (y) (a); e a representação com superfície de contorno plana (b).....78

LISTA DE QUADROS E TABELAS

Quadro 1. Ensaio para caracterização dos solos.....	38
Tabela 1. Variação da composição físico-química do lixiviado em relação à idade do aterro.....	31
Tabela 2. Definição dos níveis das variáveis independentes.....	42
Tabela 3. Planejamento dos ensaios de permeabilidade em função do fluido percolante.....	43
Tabela 4. Gradientes hidráulicos recomendados	47
Tabela 5. Dados de caracterização geotécnica dos solos estudados.....	53
Tabela 6. Granulometria e classificação das amostras	56
Tabela 7. Compactação dos solos e misturas	56
Tabela 8. CTC e superfície específica para os solos	60
Tabela 9. FRX para o solo natural	61
Tabela 10. FRX da bentonita.....	61
Tabela 11. Parâmetros físico-químicos do lixiviado	64
Tabela 12. Resultados de permeabilidade à água e ao lixiviado	66
Tabela 13. ANOVA para a permeabilidade à água e ao lixiviado	77
Tabela 14. Parâmetros de ajuste para o modelo de planejamento fatorial	80
Tabela A.1 Dados de moldagem dos corpos de prova para permeabilidade à água.....	96
Tabela A.2 Dados de moldagem dos corpos de prova para permeabilidade ao lixiviado.....	96

LISTA DE ABREVIACÕES

ASCG - Aterro Sanitário de Guarabira

ASTM - American Society for Testing and Materials

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas

APHA - Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater

C - Índice de Desempenho

CCA – Centro de Ciências Agrárias

CCL - Compacted Clay Liners

CERTBIO - Laboratório de Avaliação e Desenvolvimento de Biomateriais do Nordeste

CH - Argila de alta plasticidade

CTC - Capacidade de Troca Cationica

d - Índices de Concordância

DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio

DCC - Delineamento Experimental do Tipo Composto com Ponto Central

DDL - Dupla Camada Difusa

DQO - Demanda Química de Oxigênio

DRX - Difração de Raio-X

E - Índice de Eficiência

FRX – Espectroscopia por fluorescência de Raio-X

GCL - Geosynthetic Clay Liner

GGA – Grupo de Geotecnia Ambiental

IP - Índice de Plasticidade

LCM - Laboratório de Caracterização de Materiais

LEEQ - Laboratório de Engenharia Eletroquímica

LGA -Laboratório de Geotecnia Ambiental

LL - Limite de Liquidez

LMPSE - Laboratório de Mecânica dos Pavimentos e Ensaio Especial em Solos

LP - Limite de Plasticidade

LTL - Lagoa de Captação e Tratamento do Lixiviado

MAE - Erro Médio Absoluto

MEV – Microscopia Eletrônica de Varredura

MO – Microscopia Óptica

NBR - Norma Brasileira

PB - Paraíba

RSU - Resíduos Sólidos Urbanos

RMSE - Raiz do Erro Quadrático Médio

SC - Areia Argilosa

SUCS - Sistema Unificado de Classificação de Solos

UFMG - Universidade Federal de Campina Grande

UFPB – Universidade Federal da Paraíba

VD - Variável Dependente

VD - Variável Independente

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	15
1.1. OBJETIVO GERAL	17
1.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	17
2. REVISÃO DE LITERATURA	18
2.1. ATERROS SANITÁRIOS E LINERS	18
2.2. VARIÁVEIS GEOTÉCNICAS EM CAMADAS DE BASE.....	21
2.3. . MISTURAS SOLO-BENTONITA EM LINERS.....	23
2.4. PERMEABILIDADE A FLUIDOS CONTAMINANTES	27
2.5. CARACTERÍSTICAS DO LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO	29
2.6. PLANEJAMENTO FATORIAL	31
2.7. AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DE AJUSTE DE MODELOS.....	33
3. METODOLOGIA.....	35
3.1. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	35
3.2. PLANEJAMENTO EXPERIMENTAL	37
3.3. CARACTERIZAÇÃO DOS MATERIAIS UTILIZADOS.....	37
3.3.1. Caracterização geotécnica	37
3.3.2. Ensaio químicos para os solos	39
3.3.3. Ensaio mineralógicos.....	39
3.3.4. Caracterização físico-química do lixiviado.....	40
3.4. PLANEJAMENTO EXPERIMENTAL PARA OS ENSAIOS DE PERMEABILIDADE À ÁGUA E AO LIXIVIADO.....	42
3.4.1. Caracterização das misturas	43
3.4.2. Caracterização microestrutural.....	44
3.5. REALIZAÇÃO DE EXPERIMENTOS	44
3.5.1. Permeabilidade no permeâmetro de parede flexível	44
3.5.2. Análise microestrutural	50
3.6. ANÁLISE DOS MODELOS	51

4. RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	53
4.1. ENSAIOS DE CARACTERIZAÇÃO GEOTÉCNICA	53
4.2. CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA E MINERALÓGICA DOS SOLOS	59
4.3. CARACTERIZAÇÃO DO LIXIVIADO	63
4.4. RESULTADOS DE PERMEABILIDADE	66
4.5. ANÁLISE DE MICROESTRUTURAL	69
4.5.1. Microscopia óptica	69
4.5.2. Microscopia eletrônica de varredura	72
4.6. OBTENÇÃO E VALIDAÇÃO DO MODELO DE PLANEJAMENTO FATORIAL 75	
5. CONCLUSÕES	81
6. REFERÊNCIAS	84
APÊNDICE A – DADOS DE MOLDAGEM DOS CORPOS-DE-PROVA ENSAIADOS ...	95

1. INTRODUÇÃO

As camadas de base de aterros sanitários (*liners*) em solo-bentonita são amplamente utilizadas, e tem como principal parâmetro de projeto a permeabilidade à água. No entanto, faz-se necessário avaliar se este parâmetro sofrerá alterações quando o fluido percolante for o lixiviado. Desta forma, investigações nesses sistemas de impermeabilização, sobre o comportamento da permeabilidade a diferentes fluidos, análises mineralógicas e microestruturais, indicam alterações nas *liners* em solo-bentonita percoladas por contaminantes.

Liners, que têm em sua composição a bentonita, são avaliadas em diversas pesquisas. Esta adição da bentonita segundo a literatura técnica objetiva prover, para a camada, um melhor comportamento em termos de barreira mineral na atenuação de contaminantes, e uma menor permeabilidade ao sistema (MANASSERO *et al.*, 2018; HEINECK *et al.*, 2016; GUPT *et al.*, 2021; KENNEY *et al.*, 1991; MISHRA *et al.*, 2011; MORANDINI; LEITE, 2015). No caso do objeto do estudo, o Aterro Sanitário em Campina Grande – PB, utiliza de *liner* em solo compactado (CCL), composta por uma mistura solo-bentonita. Silva (2017) e Costa (2019), em seus estudos, mostram que este sistema atende aos critérios normativos da NBR 13.896 (ABNT, 1997) de permeabilidade à água. No entanto, estes estudos não simularam a situação de campo, com saturação e percolação de lixiviado pelas amostras. Desta forma, sendo necessários estudos sobre o comportamento desta camada, em ensaios com amostras saturadas e percoladas por lixiviado.

O comportamento das CCLs, quando avaliado apenas com a água como fluido percolante, negligencia diversos fatores relativos à interação do solo com o lixiviado. Essa interação, se deve em função do lixiviado ser um fluido complexo, com presença de metais pesados, compostos orgânicos e inorgânicos (KJELDTSEN *et al.*, 2002; KULIKOWSKA; KLIMIUK, 2008). Desta forma, o contato com lixiviado segundo estudos pode ocasionar variações no comportamento geotécnico, mineralógico e químico destes sistemas (ARASAN, 2010; WU *et al.*, 2017; BENSON *et al.*, 2018; DI MAIO *et al.*, 2004; DUTTA; MISHRA, 2015; WANG *et al.*, 2019).

Estudos, que discutem a eficiência e modificações microestruturais, indicam que o contato da CCL com a carga de contaminantes presentes no lixiviado, proporciona um aumento na permeabilidade ao lixiviado de até duas ordens de grandeza, com relação à amostras

percoladas por água (DURUKAN; BAŞARI, 2021). Autores como Ahmadi *et al.*, (2021) e Taheri *et al.*, (2018), ao analisarem este comportamento, do aumento permeabilidade ao lixiviado, associam à redução da espessura da dupla camada difusa (DCD) e das forças repulsivas na estrutura das camadas de argila, o que leva à flocculação das partículas de argila. Este fenômeno implica no aumento dos macroporos, que são observados nas imagens de microestrutura do solo, e como consequência, em uma maior permeabilidade à fluidos contaminantes.

Desta forma o presente estudo, ao propor análises geotécnicas, químicas, mineralógicas e de permeabilidade a diferentes fluidos pode contribuir, dentre alguns aspectos, para a atualização normativa quanto aos materiais que compõem as *liners*. Mas também basear pesquisas que ampliem o estudo da complexa interação entre contaminantes e misturas solo-bentonita.

1.1.OBJETIVO GERAL

Determinar o comportamento hidráulico e microestrutural de misturas de solo-bentonita utilizadas em camada de base de aterro sanitário com percolação de água e lixiviado.

1.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Analisar o comportamento geotécnico de misturas solo-bentonita para uso em *liners* de aterro sanitário.

Determinar a influência da percolação de diferentes fluidos na microestrutura de misturas solo-bentonita em *liners* aterros sanitários.

Propor modelos estatísticos para permeabilidade aos diferentes fluidos estudados, baseados em procedimentos experimentais e estatísticos.

Direcionar novas metodologias para composição de *liners* de aterro sanitário, com sugestões para adequação normativa.

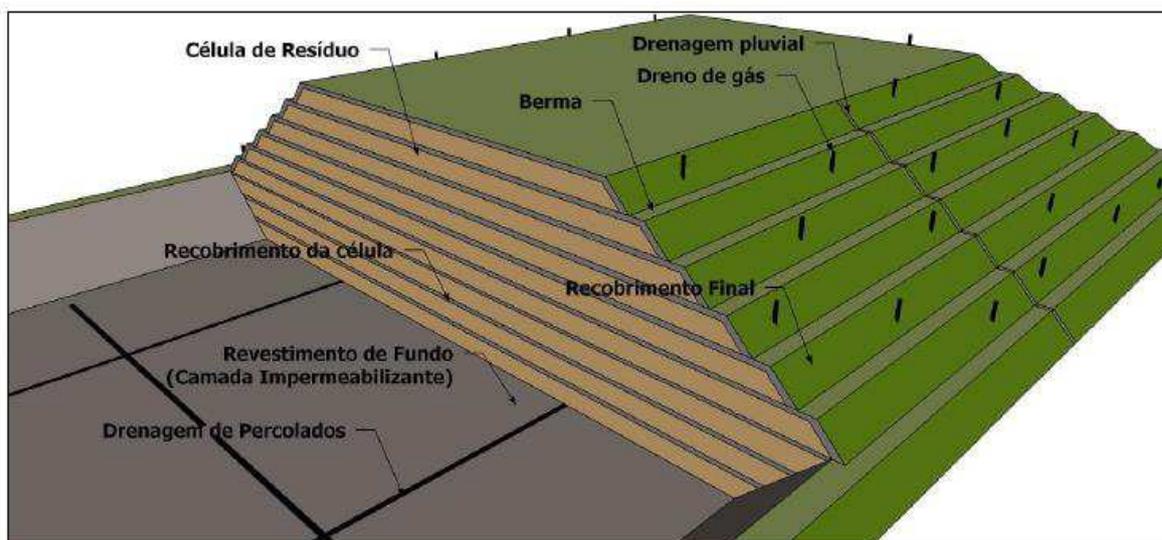
2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. ATERROS SANITÁRIOS E LINERS

A deposição dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) em aterros sanitários no Brasil, atualmente, têm sido o principal sistema de disposição final, da ordem 60% do resíduo coletado (ABRELPE, 2021). Os aterros sanitários, tem dentre algumas finalidades, a premissa de conter e confinar os resíduos, garantindo o controle da poluição e proteção à saúde pública, minimizando impactos ambientais (LEME & MIGUEL, 2018; FIROOZ FAR & KHOSROSHIRI, 2017; NIK DAUD *et al.*, 2017).

Aterros sanitários apresentam grande importância do ponto de vista de destinação final adequada. Alguns aspectos característicos podem ser citados, como: o baixo custo operacional, por confinar os resíduos sólidos em uma condição compacta, e acondicionando o volume de resíduos em camadas de solo e/ou geossintéticos em suas camadas externas (BOSCOV, 2008; PORTELLA; RIBEIRO, 2014). Este sistema de contenção de resíduos, apresentado na Figura 1, é dotado de importantes componentes, que vão desde os sistemas de drenagem de lixiviado, gases e águas pluviais, até as camadas de base e cobertura.

Figura 1. Esquema de um aterro sanitário e seus componentes.



Fonte: Loch (2013)

As camadas de base (*liners*), devem ser capazes de manter sua integridade e capacidade de retenção de contaminantes, restringindo a migração rápida e antecipada do lixiviado das instalações de contenção de resíduos. Um critério importante, para o desempenho deste tipo de

barreira hidráulica, é a permeabilidade à água da camada aplicada (ABBEY *et al.*, 2018; NIK DAUD *et al.*, 2017).

As camadas de base, em aterros sanitários, estão submetidas a critérios normativos, especificamente sobre a permeabilidade à água do material. Como critério, no Brasil, o estabelecido é que o material que deve estar sob as Células de um aterro sanitário deve apresentar coeficiente de permeabilidade à água (k) igual ou inferior a 10^{-8} m.s^{-1} (ABNT, 1997). Outras normativas como a, também brasileira, da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo – CETESB (1993), e a norma internacional da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos – USEPA (1993) específica, dentre outras características, uma permeabilidade mínima à água de 10^{-9} m.s^{-1} .

Para o uso em aterros sanitários as *liners*, segundo as normativas, podem ser construídas pelo solo em sua condição natural, ou ser composta de camadas de solo compactadas ou de misturas de solos. Assim, estas misturas devem satisfazer os critérios de permeabilidade à água, que segundo as normativas são suficientes para estabelecer segurança à obra (BOSCOV, 2008; PEIRCE *et al.*, 1986; UMA SHANKAR & MUTHUKUMAR, 2017)

Como um dos principais componentes dos aterros sanitários, as *liners* de base, tem função fundamental na conservação de corpos hídricos, evitando e atenuando a migração de componentes que degradam o meio (FALAMAKI *et al.*, 2018). Para tal finalidade os tipos de *liners* comumente utilizados em aterros sanitários de disposição de RSU são constituídos de: camadas de argila geossintética (GCL – *geosynthetic clay liner*) e as camadas em argila compactada (CCL – *Compacted Clay Liner*), sendo este último um dos mais comuns atualmente. Estes sistemas são definidos por Chandrappa e Das (2012) como sistemas de única camada, e tem estrutura apresentada na Figura 2.

Figura 2. Sistemas de impermeabilização do tipo CCL (a) e GCL (b)



(a)



(b)

Fonte: Adaptado de Chandrappa & Das, (2012).

Os sistemas de impermeabilização compostos, unindo os sistemas em CCL e GCL, formam um sistema composto e com alta eficiência. O uso de geossintéticos são justificáveis, principalmente, quando há ausência de jazidas de solos que forneçam material adequado (baixa permeabilidade à água), ou quando exigido por órgãos ambientais, devido à natureza do resíduo aterrado (MANASSERO *et al.*, 2018).

No Brasil as CCLs têm sido amplamente utilizados na maioria dos aterros sanitários. Estas camadas são geralmente construídos com o uso de solos de considerável plasticidade e granulação fina, aspectos que favorecem boa capacidade de atenuação e retenção do lixiviado (UMA SHANKAR & MUTHUKUMAR, 2017). Considerada um tipo de barreira mineral, por ser constituída apenas por solos, as CCLs, devem ser estudadas em diversos parâmetros para considera-la eficiente, dentre eles: permeabilidade à água, capacidade de campo, dispersão-difusão, capacidade de sorção, comportamento mecânico, compatibilidade e vida útil (MANASSERO *et al.*, 2018)

Jazidas com solos que atendam as condições desejáveis, característica de solos com considerável teor de finos, a depender da região, não são comumente observáveis. A adição de bentonita, é mundialmente, de comum uso em *liners*, de modo que, a bentonita configure, na mistura o aumento no teor de finos e a plasticidade, o que, por sua vez, implica na capacidade impermeabilizante em camadas desse tipo (HEINECK *et al.*, 2007). Algumas desvantagens podem estar associadas a elevados teores de bentonita, como a alta capacidade de expansão e retração, causando *à priori* problemas de estanqueidade (DI MAIO *et al.*, 2004; UMA SHANKAR & MUTHUKUMAR, 2017; MITCHEL, 1993).

2.2. VARIÁVEIS GEOTÉCNICAS EM CAMADAS DE BASE

Diversos são os fatores que influenciam na eficiência impermeabilizante das camadas de base. No que se refere as camadas construídas em solo compactado, Benson *et al.*, (1994) citam como condicionantes os materiais constituintes, a avaliação de compatibilidade química, a metodologia de construção, e a consideração dos fatores ambientais.

Mitchell *et al.*, (1965) e Benson *et al.*, (1994), em seus clássicos trabalhos, identificam a umidade e a condição de compactação como fatores geotécnicos críticos na permeabilidade à água em CCLs. Além destes, outros fatores geotécnicos podem ser destacados como intervenientes na permeabilidade, são eles: o grau de saturação, o índice de vazios, a estrutura do solo, a tensão de confinamento, os limites de Atterberg, e a granulometria.

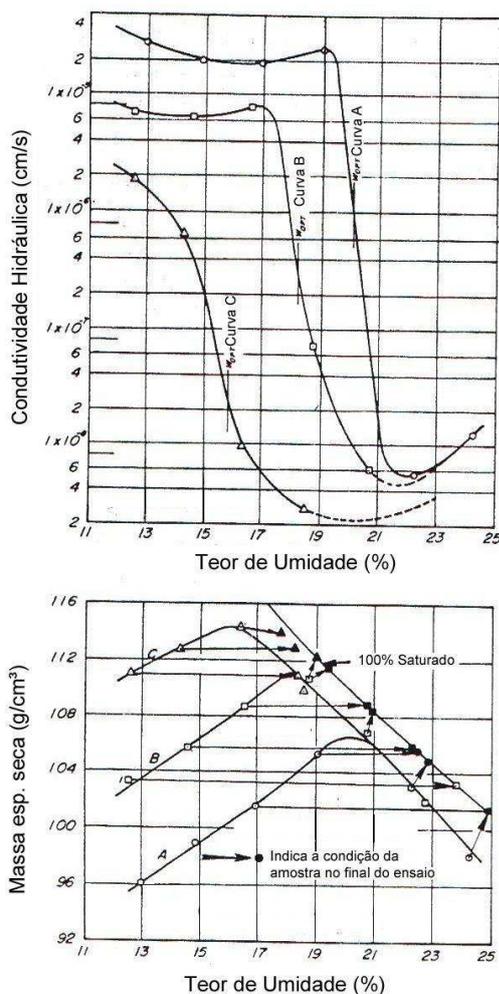
Ao tratar da tensão efetiva e a influência na permeabilidade à água, Wang, *et al.*, (2019) avalia que o aumento desta tende a reduzir a porosidade da camada de base, e consequentemente, reduzir a permeabilidade à água. Com isso, a fase de maior vulnerabilidade da camada de base, em um aterro sanitário é a fase inicial de disposição das primeiras camadas de resíduo, e que tendem a aparecer caminhos preferenciais (DAFALLA *et al.*, 2015).

A relação entre estrutura do solo, mineralogia e composição granulométrica são características que, segundo diversos estudos, controlam o comportamento geotécnico do material e, consequentemente, à permeabilidade da *liner* a diferentes fluidos (AHANGAR-ASR *et al.*, 2011; ERZIN *et al.*, 2009; MACHADO *et al.*, 2016; SINHA & WANG, 2008; BENSON *et al.*, 1994). A respeito do processo de compactação na construção das CCLs, este remodela a estrutura e reduz os vazios entre as partículas de solo. Logo, é um parâmetro importante pois, tende a garantir reduções na permeabilidade deste material e na sua compressibilidade, bem

como aumento na resistência ao cisalhamento. Estes aspectos, de resistência e estanqueidade, são desejáveis na construção de liners, em vista garantir a estabilidade da camada e sua eficiência longo prazo (AMADI & EBEREMU, 2012; BAHMANI & BAYRAM, 2018)

A relação entre energia de compactação, umidade de compactação e a condutividade hidráulica, são representadas na Figura 3, onde as curvas representam as energias Proctor normal, intermediária e modificada (curvas A, B e C, respectivamente). A Figura 3 mostra que, para uma mesma energia de compactação, variando-se a umidade da compactação em relação a ótima, se observa o aumento da permeabilidade vertical (se compactado no ramo seco) ou uma redução deste parâmetro (se compactado o ramo úmido) em amostras de solo (BENSON *et al.*, 1999; LEE *et al.*, 2005).

Figura 3. Relação entre condutividade hidráulica, umidade e energia de compactação



Fonte: Adaptado de Mitchell *et al.*, (1965)

Com relação aos limites de Atterberg, estudos indicam que há redução no limite de liquidez e um aumento na plasticidade do solo, como aumento da concentração de contaminantes em lixiviado sintéticos e de aterros sanitários (DUTTA & MISHRA, 2015). Estudos como o de Lyra (2021), ao estudar a mistura solo-bentonita, utilizada no aterro sanitário em Guarabira-PB observou que, a mistura estudada ao ser contaminada por lixiviado apresentou aumento nos seus limites de liquidez e plasticidade, fenômeno também descrito por outros autores como Arasan, (2010) e Sivapullaiah e Manju (2005).

2.3.. MISTURAS SOLO-BENTONITA EM LINERS

A viabilidade de misturas de solo-bentonita em *liners*, tem um maior potencial técnico e econômico, em regiões de grande disponibilidade de bentonita, como o caso do Estado da Paraíba. Neste Estado, alguns aterros sanitários fazem uso dessa mistura solo-bentonita, dentre eles, os aterros sanitários em Campina Grande e Guarabira (SILVA 2017, LYRA 2021). As bentonitas utilizadas nestes aterros são as do tipo policatiônica cálcica, este tipo de bentonita *in natura* apresenta um menor potencial expansivo, no entanto existem formas de ativação química que condicionam estas bentonitas à forma sódica, com maior potencial expansivo (SANTOS *et al.*, 2002; CORTES *et al.*, 2020).

Devido a sua alta capacidade expansiva, baixa condutividade hidráulica e capacidade de sorção, a bentonita é mundialmente utilizada, dentre outras finalidades industriais e petrolíferas, na composição de revestimentos, como *liners* de aterro sanitário e até mesmo em membranas de contenção de radiação (SRIKANTH & MISHRA, 2016; AMADI & EBEREMU, 2012; WANG *et al.*, 2021). A inserção da bentonita em solos de matriz arenosa e com baixo teor de finos, além de conferir uma maior plasticidade, melhora a conformidade entre partículas de solo (arranjo entre partículas), implica no aumento da Dupla Camada Difusa (DCD). Este fatores, relativos a presença da bentonita, além de resultar em uma menor permeabilidade da CCL, contribuem para a retenção de contaminantes e metais pesados (MESRI & OLSON, 1971).

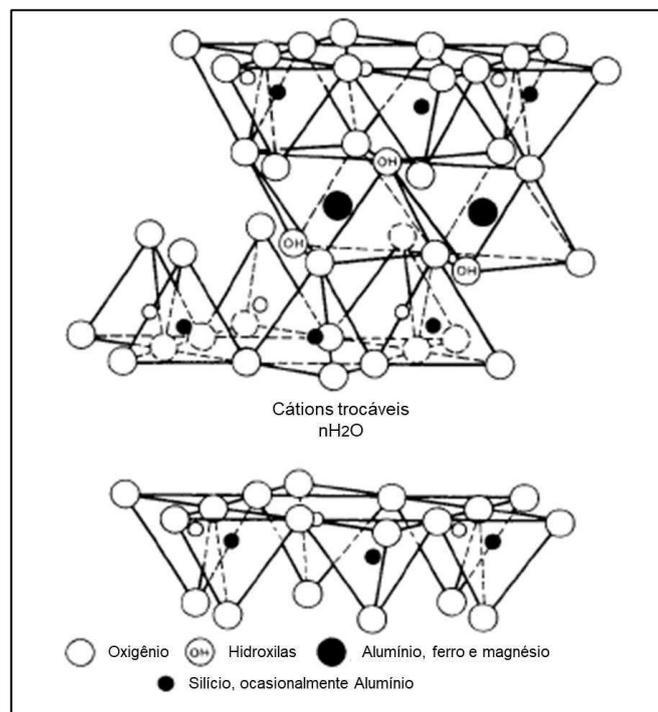
A argila bentonítica, pode ser definida como material originado de rocha constituída essencialmente por um argilomineral montmorilonítico (rico em esmectitas). Este material é formado pela desvitrificação e subsequente alteração química, de origem ígnea, usualmente um tufo ou cinza vulcânica, formado em ambientes alcalinos, de circulação restrita de água. Seu comportamento expansivo, dentre outros fatores, são variáveis em função da sua composição e

tipo de cátion trocável (SOUZA SANTOS, 1989; PINTO, 2006; SILVA & FERREIRA, 2008; DE PAIVA *et al.*, 2008).

A superfície dos argilominerais presentes na bentonita, são deficientes em cargas, devido as substituições isomórficas. Para neutralizar esta deficiência da estrutura cristalina, cátions e moléculas de água são atraídos para esta superfície carregada negativamente. Esse fator resulta em uma separação de duas camadas, chamada de Dupla Camada Difusa (DCD) (PRUSINSKI & BHATTACHARJA, 1999; MILLOT, 1970). Os íons monovalentes como o Sódio (Na^+) e Potássio (K^+), predominantes em solos naturalmente expansivos, e os bivalentes como Cálcio (Ca^{2+}), em solos com baixo potencial expansivo, esses são os principais cátions que formam a DCD, juntamente com moléculas de água (LOCH, 2013).

A depender da quantidade de Sódio (Na) e Cálcio (Ca), a bentonita terá maior ou menor capacidade expansiva. Com uma estrutura octaédrica do tipo 2:1, apresentada na Figura 4, à medida que a bentonita absorve água, entre as suas camadas, esta torna-se semelhante a uma massa de alta plasticidade, muito resistente ao fluxo de água, e com propriedades tixotrópicas. (PINTO, 2006; TCHOBANOGLIOUS & KREITH, 2002).

Figura 4. Diagrama estrutural da montmorilonita



Fonte: Adaptado de Mitchell & Soga, (2005)

Em se tratando do uso em *liners*, em contato com resíduos ou contaminantes, a bentonita, favorecerá dentre outros aspectos, a capacidade da camada em adsorver e reter muitos dos constituintes químicos encontrados no lixiviado (WANG *et al.*, 2021; TCHOBANOGLIOUS & KREITH, 2002). O aumento do teor de finos na granulometria das misturas com bentonita, tende a diminuir a permeabilidade à água das CCLs, pois, o tamanho dos vazios, que conduzem o fluxo, é reduzido. De modo que, a fração de bentonita se expande nos poros interconectados, diminuindo a capacidade de percolação e, conseqüentemente, governando o comportamento hidráulico da matriz da camada (BENSON *et al.*, 1994).

No entanto alguns aspectos podem influenciar no comportamento da bentonita, em termos de condutividade hidráulica e capacidade de adsorção de contaminantes. Podem ser citados a salinidade da solução de contato, mudanças na composição mineralógica, capacidade de troca catiônica (CTC), superfície específica, porcentagem de sódio trocável da bentonita, todos estes têm influência significativa na expansão e comportamento hidráulico (DUTTA & MISHRA, 2015).

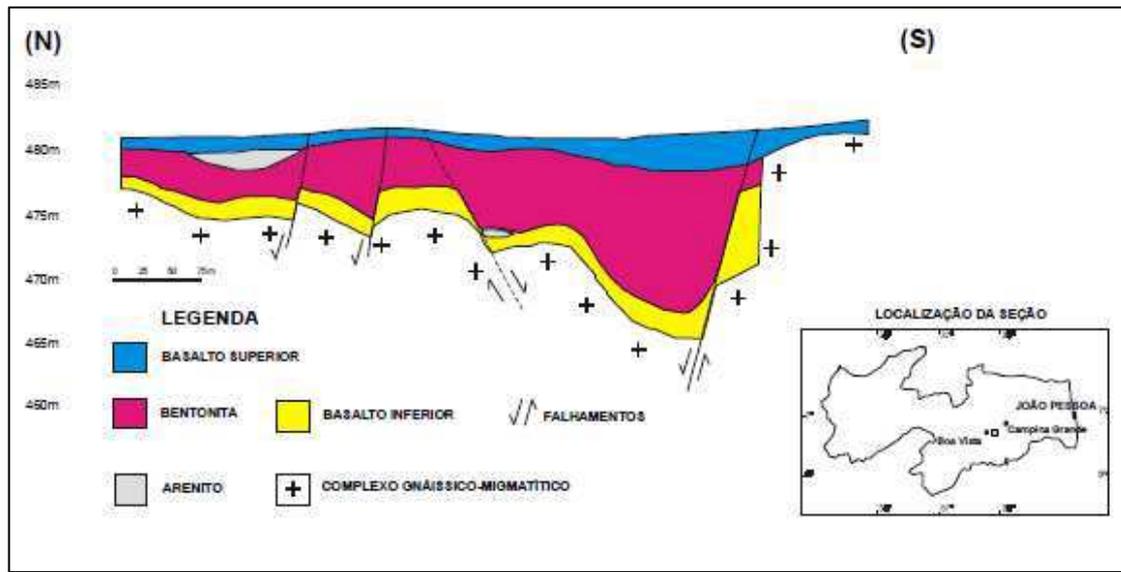
A capacidade de expansão da bentonita, que por sua vez afeta o comportamento hidráulico, é dependente de vários fatores físico-químicos e mineralógicos principalmente, pelos cátions adsorvidos e moléculas de água associadas a esses cátions. Logo é plausível sugerir que, alterações na CTC ou na espessura da DDL resultem em mudanças na permeabilidade de materiais que contenham bentonita (MESRI & OLSON, 1971; DUTTA & MISHRA, 2015).

Neste sentido a bentonita é amplamente utilizada em *liners* de aterros sanitários. E com maior potencial de uso em locais com alta disponibilidade deste minério não-metálico, como é o caso da Paraíba, Estado responsável por cerca de 88% da produção nacional de bentonita já beneficiada, e tem suas principais jazidas localizadas no município de Boa Vista-PB (CORTES *et al.*, 2020). Este município detém cerca de 60% das reservas de bentonita na Paraíba, onde, também, estão concentrados 13 projetos industriais de lavra e beneficiamento. E em termos nacionais, estima-se que as reservas paraibanas representem mais de 62 % das reservas nacionais, seguidas dos São Paulo com 28 % e os 10% restantes com os estados da Bahia, Minas Gerais e Paraná. (SANTOS *et al.*, 2002).

As ocorrências de bentonita na Paraíba, estão relacionadas às rochas vulcanoclásticas e basaltos paleógeno-neógenos da Formação Campos Novos e da Associação Basáltica Boa Vista, nas regiões de Boa Vista e Cubati-PB, com sua seção geológica típica apresentada na

Figura 5. Segundo Caldasso (1965) os depósitos de bentonita são formados essencialmente por camadas com mais ou menos 10 metros de espessura de argilas de cores verde, roxa e creme, com nível de pequena espessura de arenitos finos argilosos ou sílticos.

Figura 5. Formação geológica da formação Campos Novos



Fonte: Nunes Barbosa & Petta (1999)

Apesar do amplo uso como material expansivo e hidrofílico, as bentonitas *in natura* encontradas no Brasil, assim como as oriundas do município de Boa Vista, são as do tipo cálcicas ou policatiônicas (COELHO & CABRAL JUNIOR, 2010). Estas bentonitas apresentam menor capacidade expansiva, se comparadas com as sódicas naturais, mas que costumeiramente são convertidas em cálcicas ativadas (MUHAMMAD & SIDDIQUA, 2021).

O beneficiamento das bentonitas cálcicas, ocorre em função da característica de intercâmbio catiônico das montmorilonitas, de modo que através de um processo químico por adição de barrilha -carbonato de sódio (Na_2CO_3), a bentonitas cálcicas e são modificadas em cálcicas ativadas. Neste processo o Na_2CO_3 cede Na^+ , em substituição ao Ca^{+2} na camada intermediária da estrutura da argila 2:1. Assim, após o processo citado as bentonitas cálcicas após modificadas, adquirem maior capacidade expansiva em água, se assemelhando as sódicas naturais (CUTRIM *et al.*, 2015; CORTES *et al.*, 2020).

2.4. PERMEABILIDADE A FLUIDOS CONTAMINANTES

No caso de normativas vigentes em nível nacional, não há diretrizes ou especificações geotécnicas que tratem da qualidade do material que constituem as *liners*. Além disso, não se fazem presentes considerações do efeito do fluido de contato com a camada. Este aspecto é necessário, visto que, estudos indicam que, as propriedades geotécnicas das CCLs e suas características físicas, estão intimamente relacionadas à química do fluido de contato (no caso o lixiviado) (ARASAN, 2010; LEME & MIGUEL, 2018).

Os fluidos contaminantes, sejam eles: lixiviado de aterros sanitários, derivados de petróleo, fluidos orgânicos e não-orgânicos, que ficam em contato com os diversos tipos de *liners* comumente têm seus efeitos desconsiderados, no que se refere a deterioração da eficiência do material que compõem estas camadas (ARASAN, 2010). Segundo o mesmo autor isso se refere, principalmente, a não compatibilidade química da *liner* com o contaminante. Logo, por estar exposto a vários eventos químicos, biológicos e físicos, as CCLs também têm seu comportamento hidráulico afetado pelo fluido de contato, como o lixiviado resultante dos diversos tipos de resíduos aterrados (ARASAN, 2010; ALDAEEF & RAYHANI, 2014).

O lixiviado de aterro pode alterar a permeabilidade à água das CCLs, por meio da dissolução dos minerais de argila, enquanto outros fatores como a temperatura do aterro, podem afetar a permeabilidade à água das CCLs, diminuindo a viscosidade do fluido (FRANCISCA & GLATSTEIN, 2010; MONTORO & FRANCISCA, 2010). No entanto, estes efeitos da temperatura, interações termoquímicas, o fluido dos poros e outros fenômenos envolvidos no desempenho hidráulico das *liners*, na literatura, ainda não são amplamente compreendidos e com padrão bem definido. Estes aspectos dificultam o estabelecimento de um comportamento característico, sobretudo devido à natureza heterogênea do lixiviado que podem impactar nas CCLs (FRANCISCA & GLATSTEIN, 2010; MONTORO & FRANCISCA, 2010; TANG *et al.*, 2015; ALDAEEF & RAYHANI, 2014).

Por se tratar de um material com alta reatividade ao meio, a bentonita e o seu potencial expansivo, sofrerão variabilidade em função do efeito dos fluidos de contato com este material. Pesquisas, como o de Montoro & Francisca, (2010) e Mohammadi *et al.*, (2018) mostram que as propriedades geotécnicas, das CCLs que contém bentonita, estão intimamente relacionadas com a química do contaminante em contato.

Resultados experimentais mostram que, o comportamento da bentonita (rica em esmectita) é fortemente controlado pelo líquido presente nos poros (vazios) da estrutura dos solos. A compressibilidade e expansão – que dependem também do tipo de cátions trocáveis – diminui com o aumento força iônica do líquido presente nos vazios. Segundo alguns estudos, quanto maior a concentração do lixiviado e das soluções salinas estudadas, é observado a redução dos fenômenos relacionados a compressibilidade e expansão, e com consequentes efeitos na permeabilidade (ARASAN, 2010; DI MAIO *et al.*, 2004; ÖREN & AKAR, 2017).

No que se refere a CCLs com bentonita em sua composição é importante entender que, dois mecanismos gerais controlam o fenômeno de expansão de solos argilosos (aspecto fundamental para a permeabilidade a diferentes fluidos): a expansão do cristalino interno, causado pela intercalação de moléculas de água entre as camadas elementares para hidratar as superfícies e os cátions trocáveis nessas superfícies. E a expansão osmótica, que resulta das diferenças de concentração envolvendo íons associados a superfícies de argila e aqueles em uma solução externa (AMADI, 2013; WANG *et al.*, 2021). A expansão osmótica dependerá das propriedades mineralógicas e químicas do solo e da distância entre as camadas elementares. Logo, segundo Amadi, (2013), a presença de cátions trocáveis no lixiviado, como os metais pesados, podem coibir parte do potencial expansivo representado pela bentonita.

No que se refere a aspectos físicos, o material em suspensão, a viscosidade e a temperatura dentre outros condicionantes do fluido, podem inferir consideravelmente na permeabilidade do solo (ARASAN, 2010; SOUZA *et al.*, 2014). Como supracitado, as mudanças de volume nas argilas são efeitos de interações complexas entre o esqueleto sólido e o fluido dos poros. A uma dada temperatura e pH, há uma maior interação dependente da composição mineralógica, do líquido dos poros, do índice de vazios e do nível de tensão aplicado (DI MAIO *et al.*, 2004).

Em aterros de resíduos sólidos, urbanos ou industriais, em que o lixiviado tem considerável presença de metais pesados, acontece que como as moléculas de água, presentes entre os argilominerais, são polares, e o metal (cátions) sempre atraem uma camada de hidratação de moléculas de água, por atração eletrostática à carga positiva do cátion. Este processo favorece a substituição dos cátions presentes nos argilominerais (Ca^{2+} e Na^+). Logo, devido a uma maior reatividade do cálcio e do sódio, estes são substituídos por metais, como cobre (Cu), Hg (mercúrio) entre outros. Como resultado destas reações é possível observar, o

aumento da permeabilidade, dado o aumento da porosidade associado ao decaimento do potencial expansivo (ARASAN, 2010; HE *et al.*, 2015).

Experimentalmente, o efeito de fluidos contaminantes na permeabilidade é apresentado por Heineck *et al.*, (2007) ao estudar amostras de solo-bentonita. Estes autores, observaram a mudança no comportamento da permeabilidade em função do fluido, quando percolado com água, tendo o valor médio de $k=1,7.10^{-9} \text{ m.s}^{-1}$, quando alterou-se o fluido para óleo diesel a permeabilidade apresentou uma mudança drástica nos valores de permeabilidade, atingindo o valor médio de $9,6.10^{-7} \text{ m.s}^{-1}$.

Demdoum *et al.*, (2017), ao estudar misturas de areia de calcário, bentonita e tufa, observou que para misturas submetidas a saturação por lixiviado, com relação às saturadas com água, apresenta maior permeabilidade ao lixiviado. Estes autores relacionaram este comportamento a salinidade do lixiviado, que semelhante a outros fatores como pH, altera a concentração de eletrólitos no fluido dos poros. Como consequência, há a alteração da espessura da Dupla Camada Difusa (DCD) e, finalmente, a interação física das partículas. Além disso, nesse mesmo estudo, os efeitos do lixiviado de aterro sanitário são observados na redução na expansão livre (superior a 40%), em relação à ensaios com água.

2.5. CARACTERÍSTICAS DO LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

O lixiviado de aterro sanitário, é definido como a água que percola através dos resíduos, sendo este uma fonte de poluição do solo e das águas subterrâneas. Os componentes solúveis e suspensos dos resíduos biodegradáveis irão combinar com a água (oriunda da percolação de águas subterrâneas e/ou de precipitações na massa de resíduos) através de uma série de reações físicas e químicas complexas (CHANDRAPPA & DAS, 2012; BOSCOV, 2008).

O volume e a composição química do lixiviado, dependem: (1) do volume de água que infiltra através dos resíduos, (2) das reações químicas entre as fases sólida e líquida, incluindo dissolução, precipitação, troca iônica e processos bioquímicos nas Células do aterro sanitário, (3) teor de água inerente dos resíduos e (4) o grau de compactação dos resíduos (FRANCISCA & GLATSTEIN, 2010; CHANDRAPPA & DAS, 2012)

Em termos de balanço hídrico, a precipitação, segundo a literatura técnica, é a principal contribuição na geração de lixiviado. No entanto, este aspecto não se apresenta em consonância quando se trata de regiões áridas e semiáridas e com alto déficit hídrico, como parte do semiárido brasileiro. Nestes locais a geração do lixiviado em aterros sanitários depende,

principalmente, de atividades biológicas e são influenciadas pelos resíduos aterrados (tipo, composição, quantidade, umidade, grau de compactação) (FRIKHA *et al.*, 2017; ROSLI *et al.*, 2019). Nas estações secas, o alto índice de evapotranspiração, implica em uma maior concentração de sólidos presentes no lixiviado, uma maior viscosidade e um maior potencial contaminante, devido a suas altas cargas orgânicas, metais pesados e poluentes inorgânicos complexos (FRIKHA *et al.*, 2017; ROSLI *et al.*, 2019; MISHRA *et al.*, 2019).

A composição físico-química do lixiviado, pode variar amplamente dentro dos sucessivos estágios aeróbicos, acetogênicos, metanogênicos e de estabilização dos resíduos aterrados, isto é, a composição do lixiviado irá variar com a idade do aterro sanitário (RENOU *et al.*, 2008; SILVA *et al.*, 2004). Esta variabilidade é expressa por alguns parâmetros, apresentados na Tabela 1, para lixiviado oriundo de diferentes idades de aterros. Isto ocorre devido a constituição complexa dos RSU e da variação de fatores externos, de modo que, o lixiviado poderá ter características diferentes de acordo com período e a localidade de estudo (BAETTKER *et al.*, 2020).

Tabela 1. Variação da composição físico-química do lixiviado em relação à idade do aterro.

Parâmetro (mg/L) * exceto para o pH	Idade do lixiviado de aterro sanitário (anos)			
	0-5	5-10	10-20	>20
pH	3-6	6-7	7-7,5	7,5
DBO)	10000-25000	1000-4000	50-1000	<50
DQO	15000-40000	10000-20000	1000-5000	<1000
Nitrogênio orgânico	1500-4500	400-800	75-300	<50
Nitrogênio amoniacal	1500-4250	250-700	50-200	<30
Cloretos	1000-3000	500-2000	100-500	<100
Fósforo	100-300	10-1000	-	-
Alcalinidade	8000-18000	4500-6000	-	-
Condutividade Elétrica (us.cm)	15000-41500	6000-14000	-	-
Ácido sulfúrico	500-2000	200-1000	50-200	<50
Ferro	500-1500	500-1000	100-500	<100
Zinco	100-200	50-100	10-50	<10
Sólidos totais dissolvidos	10000-25000	5000-10000	2000-5000	<1000

Fonte: Adaptado de Costa *et al.*, (2019)

Devido sua forma de líquido percolante, o lixiviado é, dentre os subprodutos da decomposição do RSU, o que mais interage com a camada de base do aterro sanitário, e devido sua toxicidade, faz-se necessário o uso de métodos de disposição de RSU capazes de contê-lo e tratá-lo adequadamente. Nas *liners*, estas características de complexidade química tendem a reduzir a capacidade de retenção de contaminantes e vida útil da camada (LYRA, 2021).

2.6. PLANEJAMENTO FATORIAL

O planejamento estatístico do tipo fatorial é uma metodologia estatística de amplo uso nas mais diversas áreas, quando se objetiva estudar um determinado processo ou fenômeno, nas

indústrias e pesquisas científicas. Em estudos de geotécnicos de permeabilidade a diferentes fluidos e resistência ao cisalhamento de solos e resíduos, este já se mostrou, em diversas pesquisas, uma excelente ferramenta para avaliar e obter modelos que representem o comportamento geotécnico de variáveis de interesse. (LOCH, 2013; SILVA, 2017; COSTA, 2019; LYRA, 2021).

O planejamento fatorial do tipo Delineamento Composto Central (DCC) apresenta grande aplicabilidade quando, com o menor dispêndio de recursos possíveis, pode-se obter resultados que definirão uma superfície resposta e um modelo estatisticamente válido, em função de variáveis que têm real efeito na variável resposta (RODRIGUES & LEMMA, 2014). Com este tipo de planejamento, considera-se o comportamento da variável resposta de forma linear, em função das variáveis independentes atribuídas, e assim obter um modelo linear, e uma superfície resposta decorrente deste (MONTGOMERY, 2009).

Segundo determinados arranjos de variáveis independentes/preditórias (VI), selecionadas pelo pesquisador, com a base na literatura e preceitos científicos, tem-se respostas com grande aplicabilidade. Desta forma é possível aperfeiçoar sistemas, processos e produtos, além de diminuir o número de ensaios necessários, agilizando o processo e reduzindo custos (RODRIGUES & LEMMA, 2014; MONTGOMERY, 2009).

O número de ensaios definido pelo DCC de segunda ordem (2^k), segue a Equação 1, sendo: n_1 o número de ensaios obtido do planejamento, k o número de variáveis independentes e Pc o número de ensaios que utilizam o valor médio aos limítrofes relativos as VI's, também definido como pontos centrais.

$$n_1 = 2^k + Pc \quad (1)$$

A repetibilidade dos pontos centrais fornece respostas úteis no entendimento do comportamento da Variável Dependente (VD), entre os níveis inicialmente atribuídos às VIs, além de evidenciar a qualidade da repetibilidade do processo, indicado através da observância do erro puro. A repetição dos pontos fatoriais é a situação ideal, no entanto, isto em geral não é possível em ensaios de alto custo e grande demanda de equipamentos e/ou de tempo (RODRIGUES & LEMMA, 2014).

2.7. AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DE AJUSTE DE MODELOS

Ao se ajustar um modelo a um conjunto de dados obtém-se uma aproximação da realidade, que busca explicar esses dados de forma eficiente. Tal aproximação, depende diretamente da acurácia e da precisão das estimativas dos parâmetros do modelo adotado. À exemplo, se considerarmos a predição de eventos extremos, de modo que se reduza ao máximo possível as perdas que estes pode causar, sejam elas pelo lado financeiro, material e etc (NOGUEIRA, 2016).

Dentre os parâmetros que avaliam a precisão do modelo, estes avaliam a repetibilidade e reprodutibilidade do processo, dentre os parâmetros que cumprem tal função, estão o R-Quadrado, a raiz do erro quadrático médio (*root mean squared error - RMSE*) e o erro médio absoluto (*mean absolut error - MAE*). O coeficiente de determinação, ou R-quadrado (R^2), apresentado na Equação 2, é uma métrica que visa expressar a quantidade da variância dos dados, que é explicada pelo modelo construído. Em outras palavras, essa medida calcula qual a porcentagem da variância que pôde ser prevista pelo modelo de regressão e, portanto, nos diz o quão adequadas as medidas estão ao modelo (DAI *et al.*, 2011; ACHIENG, 2019).

A RMSE e o MAE, Equações 3 e 4, respectivamente, possuem na unidade da variável estudada igual à dimensão dos valores observados, dando noção da variabilidade dos valores preditos. O MAE representa o desvio médio entre o observado e predito. Já o RMSE dá um peso maior para desvios grandes (pois são elevados ao quadrado), enquanto o MAE dá um peso igual a todos os desvios (LEGATES; MCCABE, 1999).

$$R^2 = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (y_i - O_i)^2}{\sum_{i=1}^n (O_i - \mu_0)^2} \quad (2)$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (y_i - O_i)^2}{n - 1}} \quad (3)$$

$$MAE = \frac{\sum_{i=1}^n |O_i - y_i|}{n} \quad (4)$$

Sendo: n = número de variáveis;

y_i = variáveis estimadas;

O_i = variáveis observadas;

μ_0 = média das variáveis observadas

Na categoria de índices de acurácia, que se referem a capacidade do modelo de predição. Para este tem-se o índice de concordância de Willmott (d) (WILLMOTT *et al.*, 2012), o coeficiente de eficiência (E) (WILLMOTT, *et al.*, 1985) e o índice de desempenho (C), na classificação proposta por (CAMARGO; SENTELHAS, 1997). Logo, quanto maior forem estes indicadores, isto é, mais próximos a 1, tem-se uma maior acurácia do modelo avaliado, o que o torna representativo de um fenômeno ou parâmetro, e ainda que é variável com a base de dados.

$$d = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (|y_i - O_i|)^2}{\sum_{i=1}^n (|O_i - \mu_0| + |y_i - \mu_0|)^2} \quad (5)$$

$$E = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (y_i - O_i)^2}{\sum_{i=1}^n (y_i - \mu_0)^2} \quad (6)$$

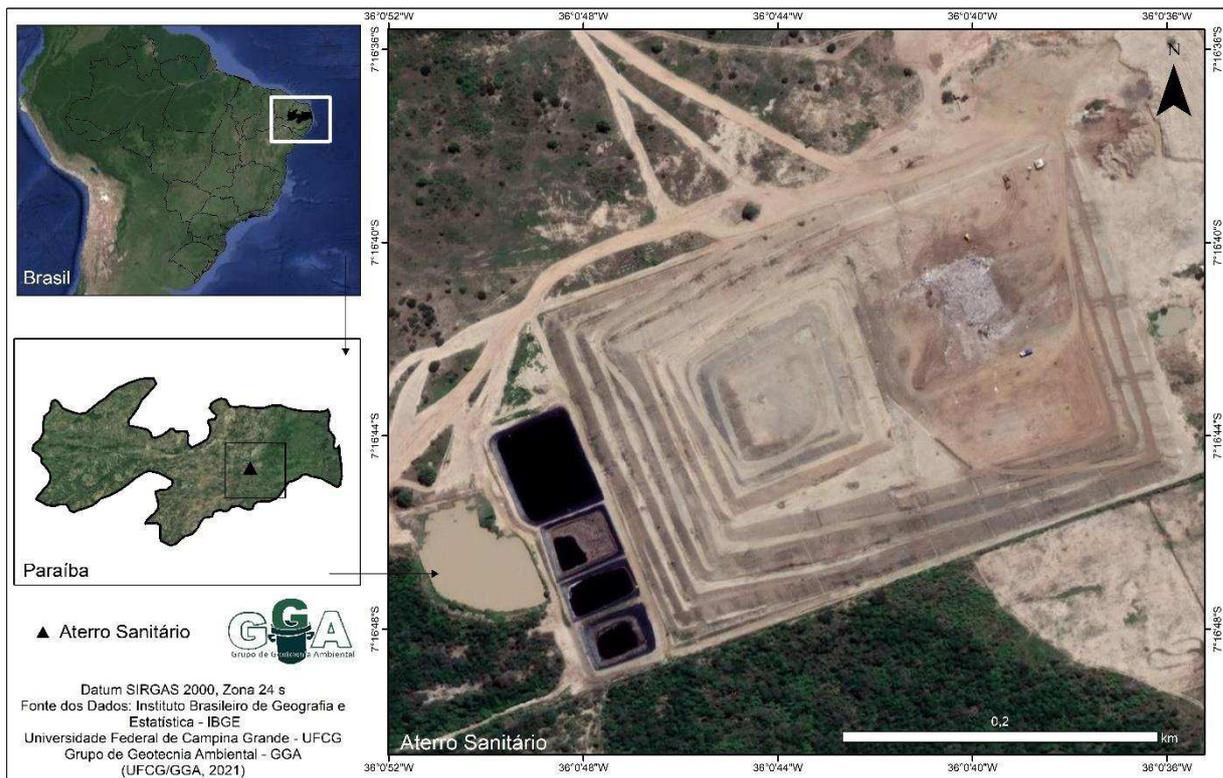
$$C = \sqrt{R^2} \times d \quad (7)$$

3. METODOLOGIA

3.1. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

O presente estudo, analisou os solos utilizados na composição da *liner* de base do Aterro Sanitário em Campina Grande-PB (ASCG), bem como o lixiviado gerado neste aterro sanitário. O ASCG pertence, e é gerido pela empresa Ecosolo Gestão Ambiental de Resíduos Ltda, localizado na Fazenda Logradouro II, distrito de Catolé de Boa Vista, no município de Campina Grande-PB, (7° 16' 44,4" S, 36° 00' 44,0" W) como apresenta a Figura 6. O ASCG é objeto de monitoramento e pesquisas do Grupo de Geotecnia Ambiental da Universidade Federal de Campina Grande (GGA - UFCG), desde 2006 por intermédio de Acordo de Parceria firmado entre a referida empresa com a interveniência do Parque Tecnológico da Paraíba e projetos de colaboração científica estabelecidos ao longo dos anos.

Figura 6. Localização do ASCG



Fonte: GGA (2021)

O ASCG atualmente recebe RSU de 66 municípios, que totalizam uma contribuição diária que pode chegar ao quantitativo de 850 toneladas por dia de resíduos. A atual configuração de deposição de resíduos do ASCG, é apresentada na Figura 7, tem uma Célula já encerrada (Célula 1) de dimensões de 220 por 220 metros de largura, e altura de

aproximadamente 40 metros. Atualmente o ASCG opera na Célula 2 de mesmas dimensões, e que quando finalizada haverá uma junção entre as Células.

Figura 7. Aterro Sanitário em Campina Grande-PB



Fonte: GGA (2021)

A camada impermeabilizante de base da Célula Sanitária 1 do ASCG, apresentada na Figura 7, foi construída em solo compactado (CCL). O material utilizado se trata de uma composição de 80% de solo natural, obtido nas adjacências do ASCG, e 20% de Bentonita, de jazida no município de Boa Vista-PB. Os sistemas de impermeabilização e drenagem de fluidos são apresentados na Figura 8. Atualmente, o ASCG em sua nova Célula em operação (Célula 2), passou utilizar uma *liner* de base em membrana geossintética fabricada em Polietileno de Alta Densidade (PEAD).

O sistema de tratamento de lixiviado do ASCG, é um sistema que utiliza de acumulação em Lagoas de Tratamento de Lixiviado (LTLs), recirculação e evaporação. Nestas lagoas, o volume de lixiviado é acumulado, e posteriormente executa-se a recirculação sobre a Célula sanitária, de modo que, boa parte da água que constitui o lixiviado é evaporada, devido à alta incidência solar na região. A recirculação é promovida, com o auxílio de um caminhão tanque que faz a aspersão do lixiviado sobre as camadas de resíduo.

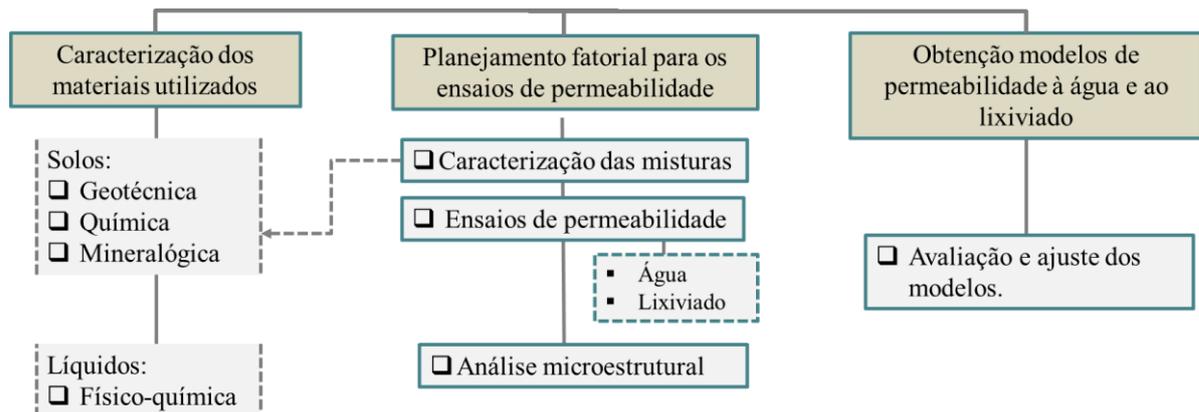
Figura 8. Sistema de impermeabilização e drenagem do ASCG



3.2. PLANEJAMENTO EXPERIMENTAL

Para avaliar a permeabilidade das misturas de solo ao à água e ao lixiviado, e obter o modelo de permeabilidade à água e ao lixiviado, o estudo seguirá o procedimento apresentado na Figura 9. As análises desta pesquisa incluíram processos de caracterização geotécnica dos solos, do fluido percolante, planejamento experimental e, por fim a obtenção do modelo constitutivo de permeabilidade ao lixiviado.

Figura 9. Fluxograma da pesquisa



3.3. CARACTERIZAÇÃO DOS MATERIAIS UTILIZADOS

3.3.1. Caracterização geotécnica

Os ensaios de caracterização geotécnica foram executados no Laboratório de Geotecnia Ambiental, pertencente a Unidade Acadêmica de Engenharia Civil. - UFCG. Para a etapa de

caracterização geotécnica dos solos utilizados, previamente foram coletados o solo natural em pilhas, que ficam estocados no aterro sanitário, e a bentonita, coletada diretamente no fornecedor, localizado em Boa Vista-PB. A bentonita utilizada no ASCG, na composição da base, é comercializada como “argila semi-ativada”. O uso desta nomenclatura, deve-se ao fato de tratar de uma bentonita cálcica, que não passou por processo de ativação, apenas por processo de destorroamento mecânico.

Após a coleta, procedeu-se o ensacamento e o transporte dos materiais para o Laboratório de Geotecnia Ambiental (LGA) na UFCG. Em seguida, iniciou-se o processo de secagem ao ar e o destorroamento do material, conforme preconizam as normas de preparação de amostras de solo NBR 6467 (ABNT, 2016).

As misturas de solos foram proporcionadas em termos de volume do solo natural, como mostra a Figura 10, para os teores de bentonita delimitados no planejamento experimental, de interesse para o estudo. Posteriormente foi realizada a homogeneização do material, e o acondicionava em sacos plásticos. Esse procedimento realizado, garantiu o quantitativo para os ensaios de caracterização geotécnica, química e mineralógica, e ensaios de permeabilidade à água e ao lixiviado.

Figura 10. Misturas de solos em volume



Os procedimentos normativos presentes no Quadro 1, foram adotados neste para as caracterizações do solo natural (SN) coletado no ASCG, da Bentonita (B), e as misturas avaliadas. Algumas modificações foram necessárias na execução dos ensaios e são descritas em itens seguintes, assim como descrições de equipamentos utilizados.

Quadro 1. Ensaio para caracterização dos solos

Ensaio	Normas
Preparação de amostras de solo	NBR 6457 (ABNT, 2016)
Massa específica dos grãos de solo	NBR 6458 (ABNT, 2016)
Limites de liquidez	NBR 6459 (ABNT, 2016)
Limite de plasticidade	NBR 7180 (ABNT, 2016)
Granulometria	NBR 7181 (ABNT, 2016)
Compactação	NBR 7182 (ABNT, 2016)

I) ENSAIOS COM A BENTONITA

Para os ensaios de caracterização geotécnica presentes no Quadro 1, para a bentonita, foram feitas algumas modificações similares as recomendadas por Lukiantchuki (2007), devido à característica expansiva e de maior dificuldade de hidratação da bentonita: Para o ensaio de granulometria, foi executado segundo a NBR 7181 (ABNT, 2016), com as seguintes adaptações: utilizou-se 50g de material, ao invés de 70 g como recomenda norma, e foi deixado em imersão por 3 dias em uma solução de 125 ml de hexametáfosfato de sódio.

3.3.2. Ensaio químicos para os solos

Os ensaios de determinação da capacidade de troca catiônica (CTC) e superfície específica por adsorção de Azul de Metileno, conforme a C837 (ASTM, 2019), foram executados no Laboratório de Engenharia de Pavimentos (LEP) na UFCG. Ao considerar a exequibilidade do ensaio, otimização de materiais, e a experiência do laboratório, optou-se pela redução da quantidade de solo, onde utilizou-se 1 g ao invés de 2 g.

3.3.3. Ensaio mineralógicos

Os ensaios de Fluorescência de Raio-X (FRX) e Difração de Raio-x (DRX) foram executados no Laboratório de Caracterização de Materiais (LCM) do Departamento de Engenharia de Materiais -UFCG.

Os elementos químicos presentes em cada um dos solos ensaiados foram determinados por FRX em amostras fundidas com tetraborato de lítio. O espectrômetro de fluorescência de raios-X de energia dispersiva (FRX), da marca *Shimadzu* foi utilizado para determinação semiquantitativa dos elementos presentes na forma de óxidos.

O equipamento utilizado foi o da marca *Shimadzu* modelo XRD-7000 para a análise, com radiação *Cuka*, tensão de 40 kV, corrente de 30 mA, varredura de $2^\circ < 2\theta < 30^\circ$ e $\lambda = 1,54\text{\AA}$. Os ensaios de DRX foram executados em amostras secas, com o material passante na peneira de 0,075mm, de modo que, para cada amostra foi obtido o difratograma. Estes difratogramas forneceram os picos que representam as distâncias interplanares, entre as bases formadas pelos planos cristalinos do mineral. Assim, possibilitando verificar qualitativamente a composição do solo, e a presença dos argilominerais.

3.3.4. Caracterização físico-química do lixiviado

O lixiviado, utilizado como um dos fluidos percolantes, foi coletado na tubulação de saída, exutório, do sistema de drenagem das Células do aterro sanitário, apresentado na Figura 11. Este ponto de coleta concentra todo a vazão de líquido oriundo da degradação dos resíduos depositados no ASCG, e que se destina para as Lagoas de Tratamento de Lixiviado (LTL).

Figura 11. Coleta de lixiviado na tubulação de saída do sistema de drenagem de lixiviado.



Após a coleta encaminhou-se parte do volume de lixiviado para a caracterização físico-química no Laboratório de Geotecnia Ambiental (LGA) da UFCG. Do lixiviado foram obtidos os seguintes parâmetros: pH, alcalinidade total, sólidos totais e voláteis, cloretos, DQO, DBO, nitrogênio amoniacal. Estas análises seguiram a metodologia descrita na *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2017).

A determinação da viscosidade do lixiviado, foi realizada no Laboratório de Engenharia Eletroquímica (LEEQ) da Unidade Acadêmica de Engenharia Química – UFCG, seguindo o procedimento descrito na norma D 445 (ASTM, 2021), por meio de um viscosímetro Cannon-

Fenske, como ilustra a Figura 12 a. A preparação de amostra seguiu o procedimento recomendado por Monteiro (1995) e Benson et al., (2018), filtrando o lixiviado na peneira de abertura nº100 Mesh, em vista à evitar entupimentos no capilar do equipamento. O procedimento de ensaio adotado foi a inserção de uma amostra de 10 mL, de modo a preencher o bulbo inferior (Figura 12 b).

Para avaliar a variação da viscosidade do lixiviado com a temperatura, procedeu-se a execução do ensaio em distintas temperaturas, utilizando-se de um banho térmico, em água destilada com controle de temperatura, como mostra a Figura 12c. A execução do ensaio foi feita com o fluido em temperatura ambiente (21°C), e com variação de temperatura de 30, 35 e 40°C.

Figura 12. (a) Viscosímetro capilar Cannon-Fenske; (b) Viscosímetro com amostra de lixiviado (c) Banho térmico



(a)



(b)



(c)

3.4. PLANEJAMENTO EXPERIMENTAL PARA OS ENSAIOS DE PERMEABILIDADE À ÁGUA E AO LIXIVIADO

O planejamento experimental utilizado foi do tipo fatorial, Delineamento Composto Central (DCC) que, segundo Rodrigues e Lemma, (2014), ao considerar a exequibilidade de estudos e a complexibilidade dos ensaios, é possível obter modelos válidos mesmo que não se execute ensaios com réplica, o que é admissível no presente estudo para modelos preliminares e com recursos limitados.

Ao considerar a variável resposta permeabilidade aos fluidos água e ao lixiviado, delimitou-se como variáveis independentes/preditórias (VI) a umidade de compactação dos corpos-de-prova e o teor volumétrico de bentonita adicionado. Para as variáveis independentes, os níveis avaliados seguiram o interesse da pesquisa.

Ao se estabelecer o número de variáveis independentes igual a 2, seguiu-se a recomendação de Rodrigues & Lemma (2014), pela repetibilidade dos pontos centrais, em triplicata, de modo a se viabilizar o cálculo do erro experimental puro, e assim avaliar a reprodutibilidade do processo. Deste modo, por meio da Equação 1 obteve-se a definição de 7 pontos da variável resposta permeabilidade sendo este o número de ensaios a serem executados. Desta forma os níveis estudados das variáveis independentes são apresentados na Tabela 2.

Tabela 2. Definição dos níveis das variáveis independentes

Variáveis	Nível		
	-1	0	+1
Umidade de compactação (%)	7	11	15
Teor de bentonita (%)	5	15	25

Como uma das variáveis independentes, a variação da umidade de compactação (W_{comp}) se refere ao quão este parâmetro sofre alterações pelas condições ambientais durante o processo de compactação, e a conseqüente influência na estrutura da camada. Sendo este aspecto que pode influenciar na permeabilidade dos solos a diferentes fluidos. Assim, ao considerar o ponto central a umidade de compactação de 11% (valor aproximado para a umidade ótima do solo natural, ver Figura 15) variou-se este parâmetro em 4%, para mais e para menos, com valores apresentado na Tabela 2. Essa variação de umidade simula condições de má homogeneização, e por conseguinte, diferentes estruturas de solo compactado. Em termos de energia de compactação considerou-se a Proctor normal constante para todas as amostras moldadas.

Quanto aos teores de bentonita aplicados, definiu-se, conforme a Tabela 2, os valores limites adotados de 5 e 25% e, conseqüentemente, o ponto central igual a 15% da substituição com base no volume de solo natural. Essa variabilidade fornece um modelo no qual se obtenha uma superfície repostada que inclua valores inferiores e superiores ao executado atualmente na CCL do ASCG (proporção de 20% de bentonita), além de simular condições de má homogeneização, em campo, da mistura de solos.

Com relação ao valor limítrofe inferior, este considera o uso de menores quantitativos de bentonita visto que, estudos como o de Costa (2019) observou que, para teores da ordem de 10% ou inferiores já se atenderiam normativas nacionais e internacionais, no quesito permeabilidade à água. E ainda, Kenney *et al.*, (1991) evidencia que misturas de solo-bentonita compactadas, com teores inferiores a 20% de bentonita, têm uma maior estabilidade da camada no nível macroestrutural (resistência a fissuras por variação volumétrica).

Determinados os níveis limites para cada variável, o quantitativo de ensaios foi determinado e aplicado para cada fluido. A Tabela 3 apresenta a configuração de cada ensaio, em função do fluido percolante, e como estes foram nomeados. Os ensaios de permeabilidade à água foram nomeados como PA e os ensaios de permeabilidade ao lixiviado forma nomeados como PL.

Tabela 3. Planejamento dos ensaios de permeabilidade em função do fluido percolante

Experimentos N°	Umidade (%)	Bentonita (%)	Permeabilidade à água (m.s ⁻¹)	Permeabilidade ao lixiviado (m.s ⁻¹)
1	7	5	PA1	PL1
2	7	25	PA2	PL2
3	15	5	PA3	PL3
4	15	25	PA4	PL4
5	11	15	PA5	PL5
6	11	15	PA6	PL6
7	11	15	PA7	PL7

3.4.1. Caracterização das misturas

Com relação ao procedimento para caracterização das misturas Solo-Bentonita (SB), nos teores definidos no planejamento experimental, utilizou-se dos ensaios geotécnicos

apresentados anteriormente no item 3.3.1. Ainda, para estas misturas, foi realizado o ensaio químico de índice de adsorção de azul de metileno, para definição da CTC e superfície específica das amostras, conforme o item 3.3.4.

3.4.2. Caracterização microestrutural

Para os ensaios de análise microestrutural foram utilizadas amostras do ponto central do planejamento fatorial com 15% de bentonita, em substituição ao solo natural, e umidade de compactação de 11%. Isso se deu devido às limitações de acesso a laboratório e números de amostras permitidas. Desta forma as amostras com as características citadas, foi escolhida em função de apresentar um quantitativo de bentonita, visualmente identificável, nas amostras. Outro aspecto, que endossou tal escolha, por ser esta amostra um ponto do planejamento experimental com repetibilidade de ensaio de permeabilidade à água e ao lixiviado. Isso, permitiu fornecimento de uma quantidade de amostras suficientes para os ensaios de análise microestrutural que foram executados em laboratórios distintos.

Para avaliar o efeito no comportamento estrutural das amostras saturadas e percoladas por água e lixiviado, levando em consideração o arranjo estrutural, presença e amplitude dos poros, e comportamento estrutural dos grãos de solo, utilizou-se dos ensaios de Microscopia Óptica (MO) e Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV).

3.5. REALIZAÇÃO DE EXPERIMENTOS

3.5.1. Permeabilidade no permeâmetro de parede flexível

Para obtenção do parâmetro resposta, a permeabilidade aos diferentes fluidos, foram realizados ensaios utilizando do permeâmetro de parede flexível *Tri-Flex 2*, da *ELE Internacional Inc./Soiltest Products*. Neste equipamento as pressões de confinamento, contrapressões e gradientes são aplicadas por meio de regulagem no painel, conforme ilustrado na Figura 13. Este tipo de permeâmetro, tem grande aplicabilidade para obtenção do parâmetro de permeabilidade para fluidos líquidos e gasosos.

Figura 13. Painel do permeâmetro de parede flexível Tri-Flex2



As amostras moldadas em função das variáveis independentes avaliadas, foram compactadas de forma dinâmica, na energia proctor normal. As dimensões dos corpos de prova deram-se em função do uso do cilindro proctor pequeno, com diâmetro de 10 cm e altura de 12,7 cm, além disso durante o processo de compactação o material era disposto em 3 camadas, posterior a cada camada aplicava-se os golpes com soquete. Por fim, rasava-se a amostra e extraia-se o corpo de prova a ser ensaiado no permeâmetro de parede flexível.

O processo de saturação dos corpos de prova avaliados foi realizado em duas fases, seguindo como base no procedimento experimental apresentado por Heineck *et al.*, (2016). O procedimento foi adaptado as condições de interesse, equipamentos disponíveis no Laboratório de Geotecnia Ambiental (LGA I), recomendações normativas e da literatura. Logo, procedeu-se da seguinte forma:

1. Inicialmente, a amostra era submetida a uma tensão efetiva de aproximadamente 14 kPa (2 psi), para impedir um fluxo preferencial entre o corpo de prova e a membrana (mantida essa diferença até a finalização do processo de saturação), seguido da aplicação de uma tensão confinante de 50 kPa, abria-se os registros para entrada do fluido pela base do corpo de prova. E sempre que necessário fazendo-se a retirada de bolhas de ar pelo topo do corpo de prova.

2. Em uma segunda fase, fez-se a aplicação de contrapressão para saturação. Este processo se deu em estágios de incrementos de 50 kPa na tensão confinante e na contrapressão, sendo a tensão efetiva mantida a 14 kPa. Para a mudança de um estágio para o seguinte monitorava-se quando a poro-pressão na base do corpo de prova equalizava-se com a contrapressão aplicada em seu topo (enquanto o registro estava fechado). Posteriormente aplicava-se um novo incremento de pressão. Este processo continuava até se chegar a valores superior a 430 kPa, que segundo Heineck, *et al.*, (2016) para assegurar a dissolução completa das bolhas de ar, e que o sensor indicasse grau de saturação adequado (calculando-se o parâmetro B).
3. Finalizada a fase de saturação, iniciava-se a fase de consolidação, alterando-se tensão efetiva para 30 kPa. Este valor representa a tensão efetiva de campo correspondente a camada de base de aterros sanitários, com o carregamento do sistema de drenagem e das primeiras camadas de resíduo (WANG *et al.*, 2019; BENSON *et al.*, 2018).
4. Finalizado o processo de consolidação, e iniciava-se de fato a obtenção da permeabilidade, aplicando-se o gradiente hidráulico, e verificando o volume percolado em um determinado intervalo de tempo.

Para o monitoramento da saturação, pelo parâmetro B de Skempton, como recomenda a normativa D5084 da *American Society for Testing Materials* (ASTM, 2016), utilizou-se de um transdutor de deslocamento variável linear (Linear Variable Displacement Transducer - LVDT) externo. O transdutor LVDT era conectado a base da amostra, de modo que se fazia leituras a cada incremento de contra-pressão, e calculava-se o parâmetros B, de modo que o processo de a saturação do corpo de prova era finalizado quando se atingia o valor de B superior a 0,90.

Observando as recomendações da D5084 frente as condições para obtenção da saturação dos corpos de prova, seguiu-se o procedimento com os gradientes hidráulicos recomendados, apresentados na Tabela 4. No entanto dada a inobservância de alterações do parâmetro de permeabilidade, para valores da ordem de 10^{-9} m.s⁻¹ ou inferiores, utilizou-se gradientes hidráulicos superiores, com o valor máximo de 160, visando a exequibilidade do ensaio.

Tabela 4. Gradientes hidráulicos recomendados

Condutividade hidráulica (m.s ⁻¹)	Gradiente hidráulico recomendado
1x10 ⁻⁵ a 1x10 ⁻⁶	2
1x10 ⁻⁶ a 1x10 ⁻⁷	5
1x10 ⁻⁷ a 1x10 ⁻⁸	10
1x10 ⁻⁸ a 1x10 ⁻⁹	20
inferior a 1x10 ⁻⁹	30

Fonte: D5084 (ASTM, 2016)

Quando a alternância de fluidos, existem algumas especificidades na metodologia. Isto se deve a execução de ensaios com lixiviado demandar algumas adaptações, seja no processo de obtenção de volumes de percolado, e de cálculo do parâmetro de permeabilidade. Assim, as especificidades para os ensaios com água e lixiviado são apresentadas nos itens a seguir:

I) PERMEABILIDADE À ÁGUA

O procedimento de obtenção da permeabilidade a água seguiu, o método A indicado na normativa D5084 (ASTM, 2016), utilizando-se água destilada para a percolação das amostras. Deste modo o ensaio era considerado como finalizado quando, após leituras de volume de água na entrada e na saída do corpo-de-prova eram estáveis e a razão entre as duas, em pelo menos quatro leituras ao longo do tempo, situe-se no intervalo de 0,75 e 1,25. E para o caso de coeficientes de permeabilidade inferiores a 1x10⁻¹⁰ m.s⁻¹ esse erro deve ser considerado no intervalo de 0,50 e 1,50. Para a determinação da permeabilidade saturada do solo utilizou-se a Equação 8.

$$k = \frac{V(t_1, t_2) * L}{P_B * A * t} \text{ [cm.s}^{-1}\text{]} \quad (8)$$

Sendo:

k: coeficiente de permeabilidade saturado do solo (cm.s⁻¹)

V (t1, t2): Volume deslocado entre o intervalo de tempo (cm³)

L: Comprimento do Corpo de Prova (cm)

P_B: Diferença de pressão entre a entrada e a saída (cm.c.a.)

A: Área do corpo de prova (cm²)

t: Tempo decorrido entre as leituras inicial e final

II) PERMEABILIDADE AO LIXIVIADO

Para permeabilidade ao lixiviado, a saturação foi realizada já com este fluido, seguindo o mesmo processo anteriormente descrito para a água, no entanto havendo esse maior tempo de contato do fluido com a amostra e, conseqüentemente, maior interação química com o contaminante (com um tempo médio de ensaio de 48 horas). Este aspecto é diferente do estudos por Costa (2019) que, após realizar a saturação e permeabilidade com a água como fluido percolante, realizou-se a permeabilidade ao fluido contaminante, de modo imediato, na mesma amostra.

O uso do lixiviado sendo este um fluido contaminante e com grau de agressividade química em um ensaio de permeabilidade, demanda alguns cuidados para não se danificar o painel do permeâmetro do *Triflex 2*. Para tanto neste estudo fez-se necessário o uso de reservatórios de transferência, onde a pressão regulada no painel é transferida para o fluido que, posteriormente percola a amostra. Este processo seguiu configurações similares às utilizadas por Zanon (2014) e Costa (2019). No entanto, neste estudo utilizou-se dois reservatórios de modo, a viabilizar a saturação com lixiviado por contrapressão, como é apresentado na Figura 14.

Figura 14. Esquema do procedimento de saturação das amostras com lixiviado.



Nos ensaios com lixiviado a obtenção da permeabilidade, após verificada a saturação, a amostra foi submetida a tensão efetiva de interesse e aplicado o gradiente hidráulico. De modo que a pressão na base do corpo de prova fosse igual à atmosférica, o que possibilitou que um dos reservatórios fosse desconectado, assim viabilizando a coleta e aferição do volume percolado. Esta medida de volume no tempo se deu com o auxílio de uma bureta, fazendo-se leituras em determinados intervalos de tempo. Diante dos dados de volume no tempo, calculou-se o parâmetro de permeabilidade, seguindo o preconizado na D5084 (ASTM, 2016).

Com os dados resultantes dos ensaios de permeabilidade, referente aos fluidos água e lixiviado, em separadamente, estes foram processados e obtidos os parâmetros estatísticos relativos à Análise de Variância (ANOVA), a superfície resposta e o modelo do planejamento fatorial, com o auxílio do software *Statistica® versão 10*. Ainda foram avaliados, a partir deste o ajuste do modelo pelos parâmetros estatísticos anteriormente descritos.

3.5.2. Análise microestrutural.

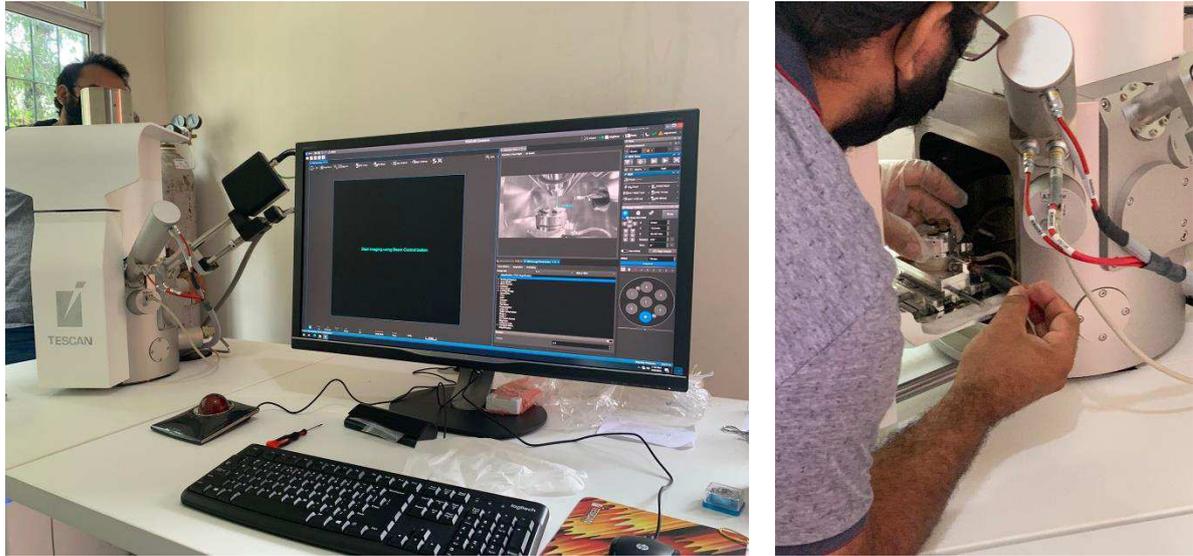
O ensaio de Microscopia Óptica (MO) foi realizado no Laboratório de Avaliação e Desenvolvimento de Biomateriais do Nordeste (CERTBIO) da UFCG, com um aparelho da marca *Hirox*, modelo *KH-1300*, apresentado na Figura 15, que a depender da finalidade, consegue uma ampliação máxima da ordem de 3500 vezes. Para o objetivo do presente estudo, as magnificações da ordem de 100, 40, e 20 vezes, foram suficientes para as análises de interesse, permitindo identificar a diferença entre os grãos de bentonita e de solo, e os poros presentes na amostra.

Figura 15. Ensaio de microscopia óptica em amostras solo-bentonita



O ensaio de MEV foi realizado no Laboratório de Microscopia do Programa de Pós-graduação em Ciência Animal (PPGCan) do Centro de Ciências Agrárias (CCA) da Universidade Federal da Paraíba (UFPB). O equipamento Microscópio Eletrônico de Varredura (MEV) Vega da marca TESCAN, é apresentado na Figura 16.

Figura 16. Ensaio de microscopia eletrônica de varredura em amostras solo-bentonita



A análise de microscopia eletrônica de varredura (MEV), foi aplicada como recomenda Silva *et al.*, (2020), com o uso de baixo vácuo sem metalização das amostras, devido à menor interferência na estrutura do solo. O ensaio utilizou amostras com mesmas características do ensaio de MO, mas com objetivo de alcançar uma maior ampliação e quantificação da porosidade observada nas amostras ensaiadas. Para isto adotou-se como graus de magnificação de 200x e de 500x, que se mostraram com melhores respostas, em termos de qualidade de imagem para análise da estrutura observada. A análise semiquantitativa da porosidade observável foi realizada por meio do *software* de código aberto *ImageJ*, seguindo a metodologia apresentada por Silva *et al.*, (2020).

3.6. ANÁLISE DOS MODELOS

Com a obtenção de cada modelo de planejamento fatorial de permeabilidade à água e de permeabilidade ao lixiviado, a eficiência de ajuste destes foi avaliada de modo que se compare e valide os modelos quanto a sua capacidade preditiva. Isto, para o grau de significância adotado de 5%.

A avaliação da eficiência de ajuste destes modelos foi verificada por meio de parâmetros como: erro quadrático médio (RMSE) (LEGATES; MCCABE, 1999), índice de concordância de Willmott (d1), coeficiente de eficiência (E) (WILLMOTT, *et al.*, 1985) e R-quadrado (R^2) (DAI *et al.*, 2011; ACHIENG, 2019) e índice de índice de desempenho (C), na classificação

proposta por (CAMARGO & SENTELHAS, 1997). Estes parâmetros são parâmetros de acurácia e precisão que fornecem uma análise adequada da eficiência de modelos estatísticos.

4. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Os resultados deste estudo são apresentados nas seções a seguir, bem como são apresentadas as discussões pertinentes, nestas são apresentadas discussões e análises baseadas na literatura técnica, quanto ao comportamento das variáveis analisadas e valores característicos.

4.1. ENSAIOS DE CARACTERIZAÇÃO GEOTÉCNICA

Na Tabela 5 é possível verificar os dados de caracterização geotécnica dos solos estudados. Ao se avaliar a umidade higroscópica do solo dos solos, é possível observar um comportamento similar ao descrito por Costa (2019) e Silva (2017). Estes autores descrevem uma alta umidade higroscópica da bentonita, e associam o acréscimo do teor de finos nas misturas - relativo ao aumento da quantidade de bentonita na mistura – com o aumento da capacidade de retenção da umidade no solo. Isto se fez observável no valor de umidade higroscópica da bentonita da ordem de 10,96%, no solo natural de baixa umidade higroscópica, de 2,37%, e como, com o aumento da quantidade de bentonita nas misturas, implicou no aumento da umidade.

Tabela 5. Dados de caracterização geotécnica dos solos estudados

Parâmetro	Amostras				
	SN	B	SB5	SB15	SB25
Umidade higroscópica (%)	2,37	10,96	2,79	2,85	3,99
Massa específica dos grãos (g/cm ³)	2,67	2,77*	2,76	2,75	2,75
LL (%)	19	178	22	26	28
LP (%)	-	60	18	19	20
Índice de plasticidade (%)	(NP)	118	4	7	8
Índice de Atividade de Skempton (IA)	-	3,16	0,29	0,39	0,35

Legenda: SN= Solo natural; B= Bentonita; SB5 = Solo natural + 5% bentonita; SB15 = Solo natural + 15% bentonita e SB25 = Solo natural + 25% bentonita.

*Valor obtido por Silva *et al.*, (2020)

A massa específica dos grãos de solo, apresentada na Tabela 5, foi obtida para o solo natural um valor da ordem de 2,67 g/cm³, que segundo Schjønning; *et al.*, (2012) e Pinto (2006)

é um valor considerado típico para solos arenosos ricos em quartzo e silicatos. Em relação a bentonita o valor de massa específica dos grãos mostra-se elevado, próximo a valores observados por Schjønning *et al.*, (2017) de 2,9 g/cm³ e por Gupt *et al.*, (2021) de 2,88 g/cm³ para bentonitas. Schjønning *et al.*, (2017) relaciona este valor para solos ricos em esmectita. Além disso pode-se relacionar este alto valor de massa específica dos grãos de bentonita com a quantidade de impurezas presentes na bentonita, por se tratar de um material com baixo grau de beneficiamento. Além disso, este valor pode estar associado ao considerável quantitativo de óxidos de ferro na composição da bentonita, como é apresentado nos resultados de FRX.

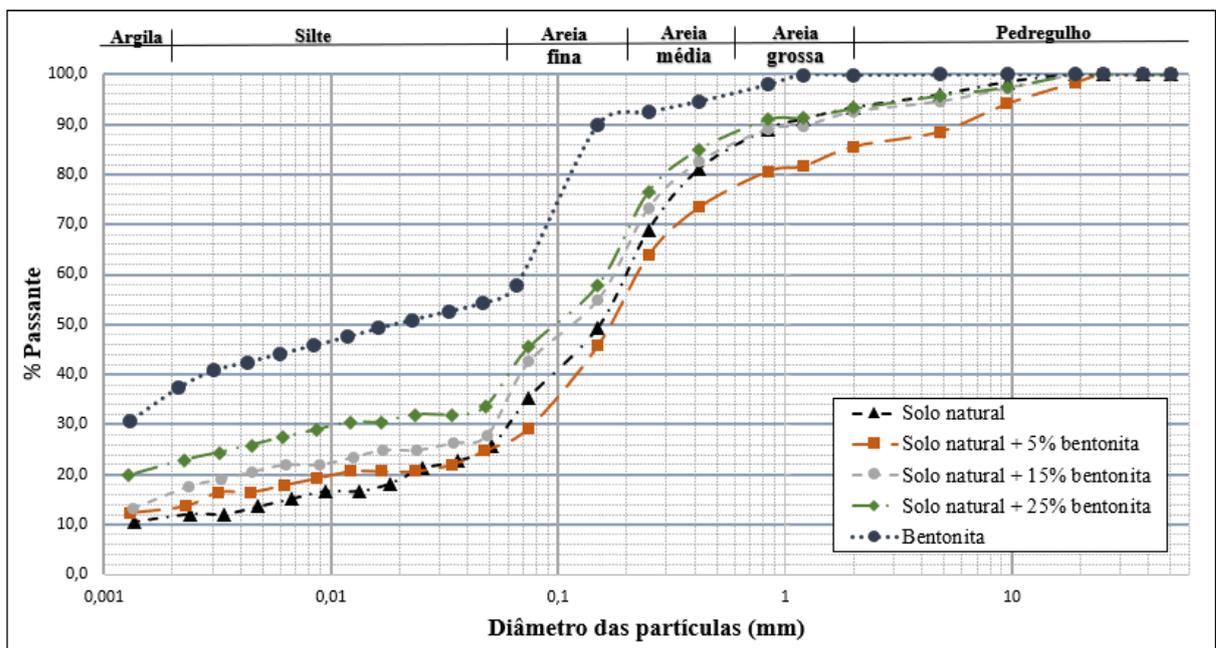
A incorporação de bentonita ao solo natural conferiu para as misturas, apresentadas na Tabela 5, o aumento do índice de plasticidade (IP) com aumento do teor de finos. Isso ocorreu exatamente devido à alta plasticidade observada na bentonita pura, com IP de 118%. Comportamento similar foi observado por Schmitz *et al.*, (2004), Silva (2017) e Costa (2019). Estes autores descrevem que, o aumento da plasticidade dependerá do teor de argila no solo, e do tipo de argilomineral predominante na bentonita, isto é, quanto maior o teor de esmectita há um conseqüente aumento da plasticidade observada na amostra.

O Índice de Atividade de Skempton (IA), para as argilas, apresentado na Tabela 5, é a resultado da razão entre o IP e o percentual de argila do solo (SKEMPTON, 1953). Estes resultados indicaram que a bentonita (IA de 3,16) é considerada uma argila ativa e pode apresentar alto potencial expansivo, por apresentar valor de atividade maior que 1,0 (AMERATUNGA *et al.*, 2016). As misturas de solo-bentonita avaliadas, segundo o IA, são considerados materiais inativos, do ponto de vista da expansão.

O aumento observado no índice de plasticidade no solo, apresentado na Tabela 5, segundo a literatura está associado com a redução da permeabilidade do solo à água, sendo estas variáveis inversamente proporcionais (BENSON *et al.*, 1994; MESRI & OLSON, 1971). O valor de limite de liquidez (LL) apresentado para a bentonita mostra-se próximo a valores descritos por Wang *et al.*, (2019), ao estudar bentonitas cálcicas e cálcicas ativadas. Segundo estes autores, este tipo de bentonita tende a apresentar limites de Atterberg inferiores aos observados em bentonitas sódicas naturais. Sendo considerado por estes autores valores característicos, o limite de liquidez das bentonitas sódicas naturais, sendo da ordem de 400%, e para as bentonitas cálcicas ativadas este valor é da ordem de 120% ou maiores.

A análise granulométrica do solo natural, vide Figura 17, indica um material de granulometria contínua. Para este também é possível identificar, uma considerável fração de areia fina da ordem de 31,89%, e com a fração fina somando 28,11% do solo, com maior percentual de silte da ordem de 15,96%. Logo, as misturas com a bentonita, material com considerada fração de argila 36,1%, altera significativamente a granulometria. As curvas de distribuição granulométricas da Figura 17, e a correspondente a Tabela 6, mostram o notável aumento da fração fina, em função do aumento do teor de bentonita, evidenciando-se o aumento da fração argila.

Figura 17. Curvas de distribuição granulométricas



O observado nas curvas granulométricas apresentadas na Figura 17, para as adições com 5, 15 e 25% de bentonita, é que há um aumento significativo na fração fina do solo. Neste sentido, foi observado uma crescente no teor de argila, partindo de um teor de 12,15%, correspondente ao solo natural, para 22,83% observado para o máximo teor de bentonita de 25%, como também é apresentado na Tabela 6.

Tabela 6. Granulometria e classificação das amostras

Parâmetro	Amostras				
	SN	B	SB5	SB15	SB25
(%) Pedregulho	6,74	0,09	14,49	7,45	6,87
(%) Areia grossa	8,26	3,91	8,48	5,55	4,13
(%) Areia média	25,0	4,00	20,03	22,00	19,00
(%) Areia fina	31,89	35,00	30,79	35,00	36,50
(%) Silte	15,96	19,64	12,41	12,46	10,67
(%) Argila	12,15	37,36	13,80	17,54	22,83
Classificação (SUCS)	SM	CH	SM	SM	SC

*Classificação segundo ABNT 6502 (ABNT, 1995)

Em termos de classificação dos solos pelo Sistema Unificado de Classificação de Solos (SUCS), obteve-se, como apresentado na Tabela 6, que o solo natural uma areia siltosa (SM), devido a este solo, além de ter uma granulometria predominante na fração areia, também por este não apresentar plasticidade. A classificação da bentonita, foi obtida como sendo uma argila de alta plasticidade (CH), característica predominante em solos expansivos. E para as misturas para adições da ordem de 25%, é possível observar a mudança na classificação passando a ser classificada como uma areia argilosa (SC), aspecto que se associa não somente ao aumento do teor de finos, mas também ao aumento da plasticidade, observada na Tabela 7.

Quanto a compactação dos solos, ao avaliar, utilizando a energia Proctor normal, é possível observar que o solo natural como sendo um solo francamente arenoso apresenta alto peso específico aparente seco (γ_d) e a umidade ótima (W_{otm}) considerada baixa como observado na Figura 18 e na Tabela 7.

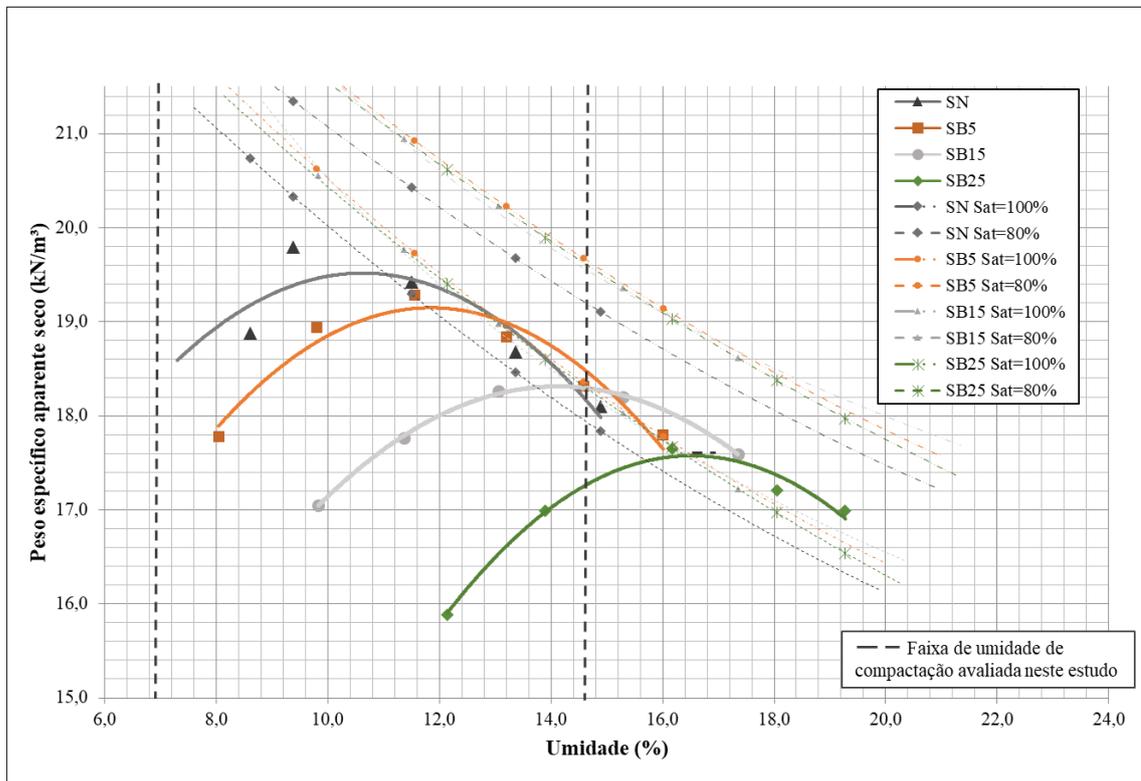
Tabela 7. Compactação dos solos e misturas

Misturas	SN	B	S5	S15	S25
Umidade ótima (%)	10,6	35,2	11,8	14,1	16,5
γ_d máx (kN/m ³)	19,5	12,2	19,1	18,3	17,9

O incremento de bentonita nas misturas de solo, como mostra a Figura 18, implicou na redução do γ_d e em uma maior umidade ótima, visto a necessidade de uma maior umidade para acomodação dos grãos de solo, em função do aumento da superfície específica decorrente da inserção da bentonita. Comportamento similar, é comumente observado na literatura

(KARAKAN & DEMIR, 2020; AMADI & EBEREMU, 2012; HOWELL *et al.*, 1997), de modo que, em aspectos gerais o aumento do teor de finos e de argilominerais, como as esmectitas, tem característica de redução da peso específico aparente seco e uma maior demanda por umidade.

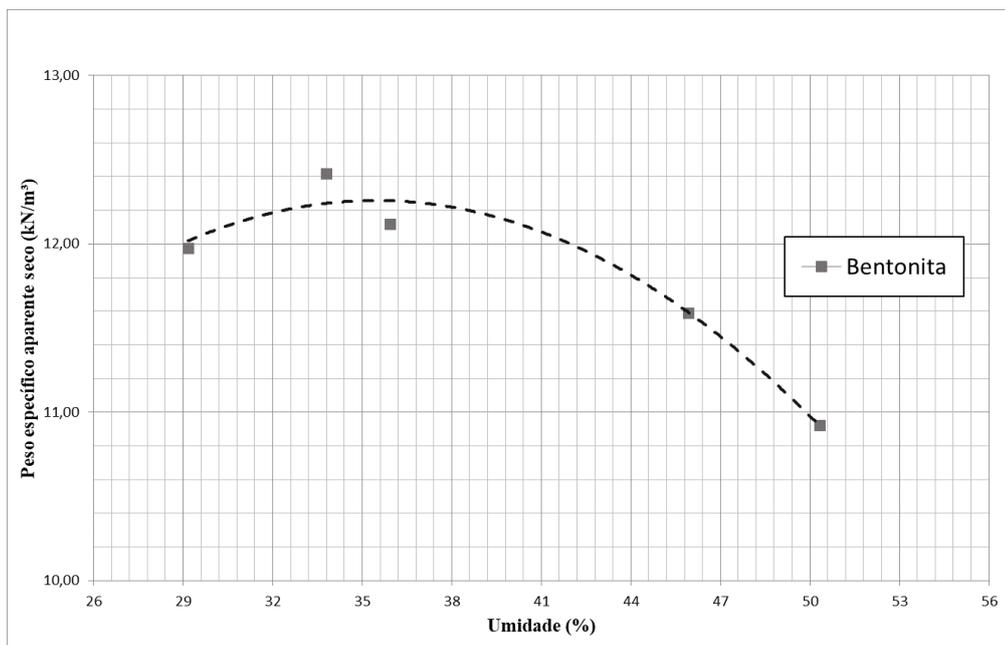
Figura 18. Curvas de compactação



As umidades ótimas de compactação do solo e das misturas se situaram próximas a saturação de 80%, como mostra a Figura 18, sendo este, segundo Mitchel & Sogga (2005) um comportamento característico. Além disso é possível observar um paralelismo entre as curvas de saturação, na Figura 18, entre o solo natural e as misturas SB, aspecto também observado por Karakan & Demir (2020) ao estudar misturas areia-bentonita.

Com relação a curva de compactação da Bentonita, apresentada na Figura 19, observou-se uma elevada umidade ótima, da ordem de 35,2% e peso específico aparente seco máximo da ordem de 12,2 kN.m⁻³. Estes valores são próximos aos observados por Costa (2019), que trabalhou com bentonita de características semelhantes. Gupt *et al.*, (2021) também observou valores próximos para bentonitas sódicas da Índia.

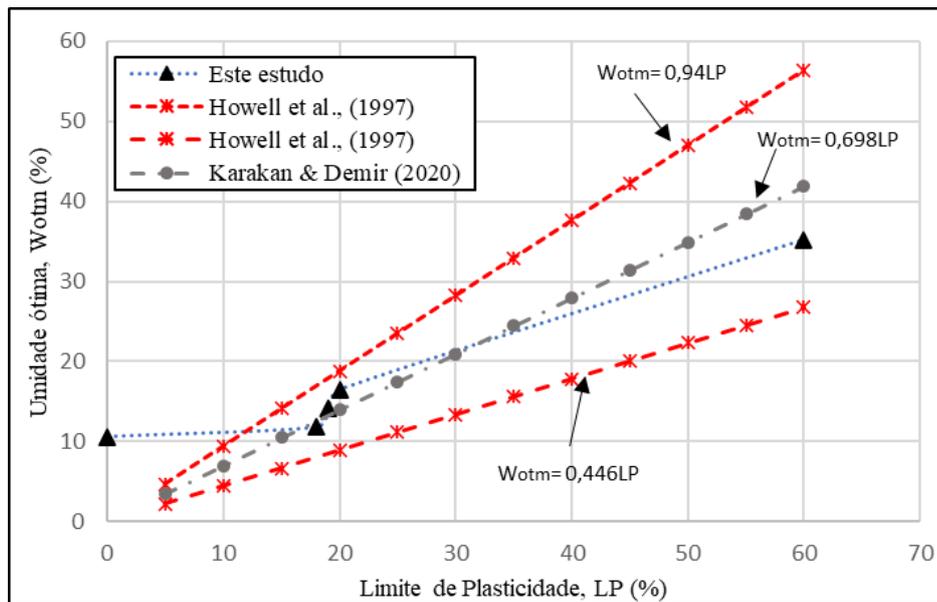
Figura 19. Curva de compactação da bentonita



Ao avaliar as relações entre as variáveis geotécnicas, os trabalhos de Howell & Shackelford (1997) e Howell *et al.*, (1997) estudaram o comportamento da W_{otm} em função do teor de argila. Estes autores observaram que há uma relação direta entre W_{otm} e o Limite de Plasticidade (LP). Esta relação, de forma matemática, é constituída de modo que W_{otm} está definida entre $0,94 LP$ e $0,45 LP$. Graficamente esta relação é apresentada na Figura 20.

Neste sentido, os resultados de Karakan e Demir, (2020) ao estudarem misturas de areia-bentonita, observaram comportamento similar. Estes autores observaram uma relação para a W_{otm} de $0,7LP$, que se comporta dentro da faixa de valores apresentada por Howell e Shackelford (1997) e Howell *et al.*, (1997). Para o presente estudo, em que foram utilizadas misturas de uma areia siltosa com bentonita, observou-se um comportamento similar ao de Karakan e Demir, (2020), conforme apresentado na Figura 20, e se distribui dentro da faixa estabelecida pelos autores anteriormente citados.

Figura 20. Comportamento da umidade ótima em função do Limite de Plasticidade.



No entanto, na Figura 20 há uma exceção quanto ao primeiro ponto observado por se tratar do solo natural sem plasticidade. Para este caso por ser um material de matriz arenosa e sem adições em seu teor de argila, o solo natural não expressaria o comportamento citado pelos autores que tratam de misturas com bentonitas e outros solos argilosos (com plasticidade). Segundo Benson *et al.*, (1994) este aspecto de não-plasticidade, associado ao seu baixo teor de umidade de compactação, torna-se um indicativo de material inapto para construção de *liners*.

4.2. CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA E MINERALÓGICA DOS SOLOS

Os resultados obtidos pelo ensaio de azul de metileno executados para os solos e as misturas dos solos, foram a capacidade troca catiônica (CTC) e superfície específica (SE) e que são expressos na Tabela 8 e na Figura 21. A CTC observada para o solo natural foi a de menor ordem, 6,25 meq/100g, valor característico para solos com baixa quantidade de argilominerais, compostos predominantemente por quartzo, aspecto que também explica a superfície específica apresentada, da ordem de 48,79 m²/g

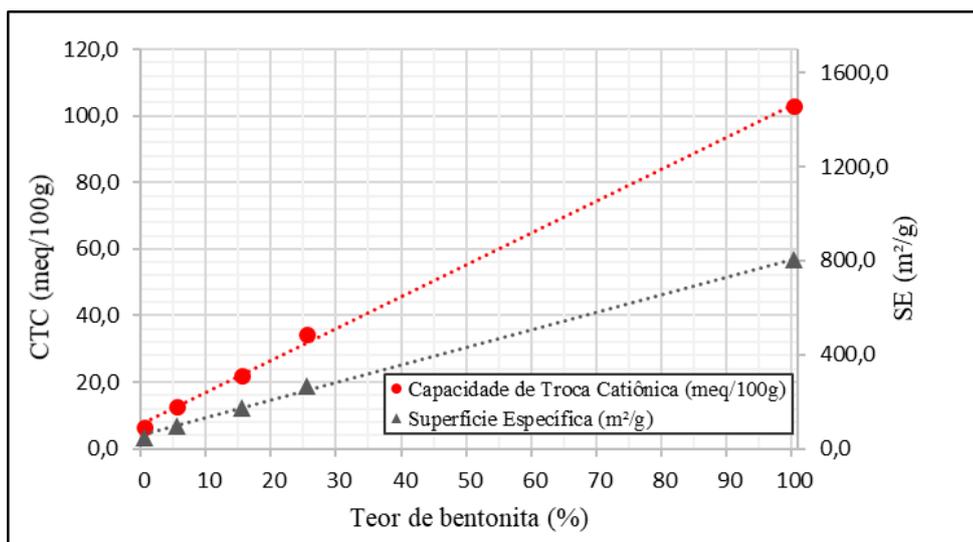
Para a bentonita conforme a Tabela 8 a CTC obtida foi da ordem de 103,16 meq/100g, valor considerado característico para solos com alto teor de argilominerais, que possuem carga trocável, para materiais coloidais e ricos em esmectitas. A superfície específica da ordem de 805,08 m²/g, corrobora com valores característicos segundo a literatura (SILVA & FERREIRA, 2008; MITCHELL & SOGA, 2005; MISHRA *et al.*, 2011; MORANDINI & LEITE, 2015)

Tabela 8. CTC e superfície específica para os solos

Parâmetro	SN	B	SB5	SB15	SB25
CTC (meq/100g)	6,25	103,16	12,50	21,88	34,39
SE (m ² /g)	48,79	805,08	97,58	170,77	268,36

O incremento da bentonita proporcionou às misturas o aumento da CTC e da SE de forma linear, como mostra a Figura 21. Logo pode-se afirmar que, com o aumento do teor de bentonita, tem-se uma maior capacidade de retenção de contaminantes, devido ao aumento da superfície específica e de CTC o que torna um excelente meio de adsorção, em especial para os metais pesados (FONSECA *et al.*, 2019; MUKHERJEE *et al.*, 2020). Este elemento reforça o uso de misturas de solo-bentonita em camada de base de aterro sanitário, com efeito positivo na atenuação da contaminação.

Figura 21. CTC e superfície específica versus teor de bentonita



O resultado do ensaio de Espectrometria por Fluorescência de Raios-X (FRX) do solo natural apresentado na Tabela 9 ilustra um teor de dióxido de silício (SiO₂) de 61,61%. Este valor se assemelha ao identificado por Araújo (2017) que identificou 63% ao estudar o solo empregado na camada de cobertura do ASCG e de Silva (2017), que quantificou 59,07% para o solo aplicado na composição da camada de base do ASCG. Valores que se referem a areia, principal composição do material.

Quanto ao óxido de alumínio (Al₂O₃) o valor observado foi de 20,23%, sendo próximo ao encontrado por Araújo (2017), e por Silva (2017). Outros óxidos também são apresentados

na Tabela 10, como os óxidos de ferro (Fe_2O_3), Cálcio (CaO) e Potássio (K_2O), mas apresentam um percentual menor na composição do material.

Tabela 9. FRX para o solo natural

Óxido	%
SiO_2	62,712
Al_2O_3	20,228
Fe_2O_3	5,411
K_2O	4,762
CaO	2,43
MgO	1,587
TiO_2	1,257
Outros	1,599

Com relação a bentonita os resultados obtidos por meio do ensaio de FRX são apresentados na Tabela 10. Os dados apresentados mostram a predominância de SiO_2 e Al_2O_3 , o que se trata de impurezas presentes no material. Aspecto se relaciona com condição de obtenção nas jazidas, como mostra Caldasso (1965), onde há ocorrências de arenitos e basaltos confinantes ao volume de bentonita, e devido as características de extração e processamento pode haver a mistura desses materiais. O quantitativo de óxido de cálcio em comparação ao óxido de sódio sugere que, esse material poderia ser classificado como argila bentonítica cálcica, assim como observou Lyra, (2021) ao avaliar este mesmo material.

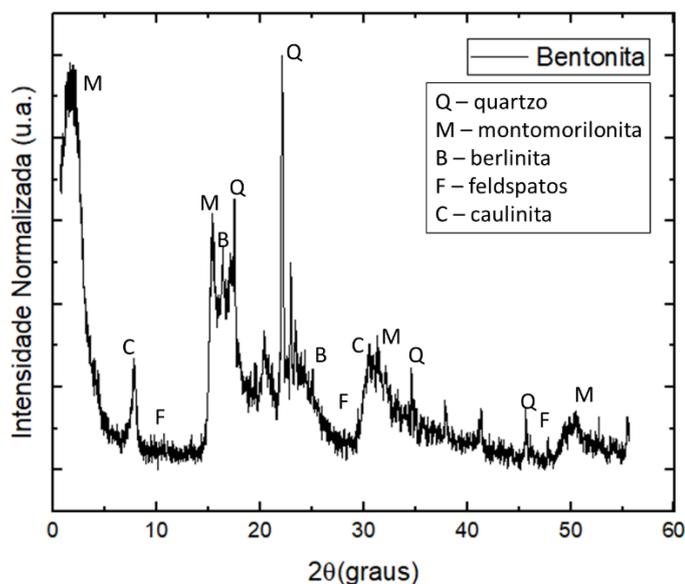
Tabela 10. FRX da bentonita

Óxido	%
SiO_2	61,61
Al_2O_3	20,58
Fe_2O_3	9,68
MgO	2,73
CaO	1,31
K_2O	1,26
TiO_2	1,08
Outros	1,77

Bentonitas sódicas são conhecidas por seu alto potencial de expansão, enquanto bentonitas cálcicas, como é o caso, tendem a apresentar um potencial de expansão reduzido. Entretanto, o material apresentou elevada capacidade de retenção de água, como os elevados resultados de limites de consistência já evidenciaram, com valores confrontantes com os observados por Lyra, (2021).

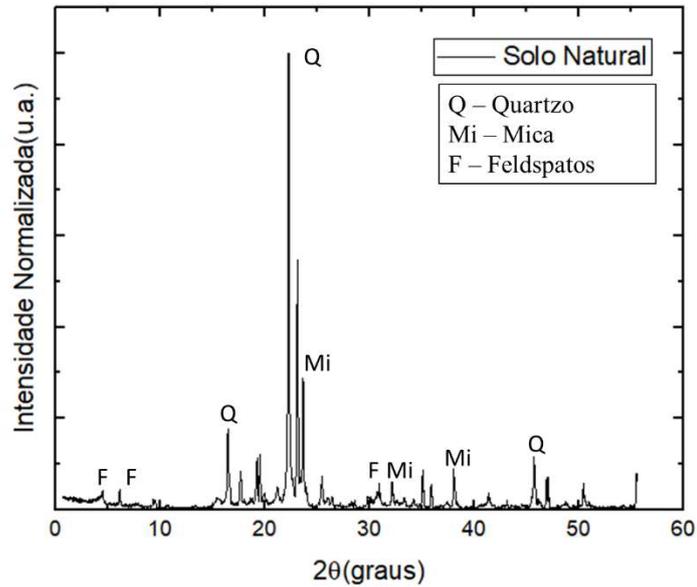
Os minerais identificados na bentonita utilizada, pelo difratograma da Figura 22, tem em sua composição grande quantidade de silicatos. Em destaque a montmorilonita, principal mineral que caracteriza e governa o comportamento expansivo do material. Outros silicatos como o quartzo e a berlinita e também feldspatos também são identificados, e que se deve as condições a estrutura geológica das jazidas e com o nível de beneficiamento do material (CPRM, 2002; GOPINATH; SCHUSTER; SCHUCKMANN, 1988)

Figura 22. DRX- bentonita



Para o solo natural observar-se, no difratograma da Figura 23, a predominância de quartzos, feldspatos e micas. Estes minerais são característicos de solos residuais, oriundos de rochas graníticas, e que para o caso são oriundos do embasamento gnáissico migmatítico predominante na região onde fica localizado o ASCG no município de Campina Grande-PB. Logo, o solo natural é um material oriundo predominantemente do intemperismo físico, responsável por desenvolvimento de solos de matriz granular (PINTO, 2006). A ausência de argilominerais indicado pelo DRX reforça o observado na caracterização geotécnica deste solo, como sendo não-plástico, e que seguem similaridade apresentada em estudos com solos da região (SILVA, 2017; ARAÚJO, 2017).

Figura 23. DRX- solo natural



4.3. CARACTERIZAÇÃO DO LIXIVIADO

Para o lixiviado oriundo da decomposição dos resíduos aterrados no Aterro Sanitário em Campina Grande, após a coleta, procedeu-se a caracterização físico-química do fluido. Os parâmetros avaliados estão ilustrados na Tabela 11, onde é apresentado o comparativo de alguns parâmetros e valores típicos descritos por Costa *et al.*, (2019) para lixiviado de aterros sanitários brasileiros, em função da idade de aterramento do resíduo. Para o caso do lixiviado coletado no ASCG, este tem idade de 7 anos, contados do início da operação.

Tabela 11. Parâmetros físico-químicos do lixiviado

Parâmetro físico-químicos	Valor observado*	Valor referência** (lixiviado com 5 – 10 anos)	Avaliação
pH	8,0	6-7	Superior
Alcalinidade (mg/L)	6000	4500-6000	Na faixa
Ácidos Voláteis (mgH/L)	660	-	-
DBO (mgO ₂ /L)	5700	1000-4000	Superior
Cloretos (mg/L)	6098,11	500-2000	Superior
Temperatura na coleta (°C)	31,7	-	-
DQO (mgO ₂ /L)	8301,9	10000-20000	Inferior
Nitrogênio amoniacal (mgN/L)	2191	400-800	Superior
Sólidos Voláteis (mg/L)	8600	-	
Sólidos Totais (mg/L)	18600	5000-10000	Superior

*valor referente a amostra de lixiviado coletada para este estudo (11/08/2021)

**valor referência segundo (COSTA *et al.*, 2019)

Alguns parâmetros do lixiviado não se apresentam de acordo na faixa de valores típicos observados em literatura. Este comportamento, pode se relacionar com o fato de que o sistema de drenagem do lixiviado do ASCG tem saída única, e assim coleta lixiviado oriundos de resíduos com distintas idades de aterramento.

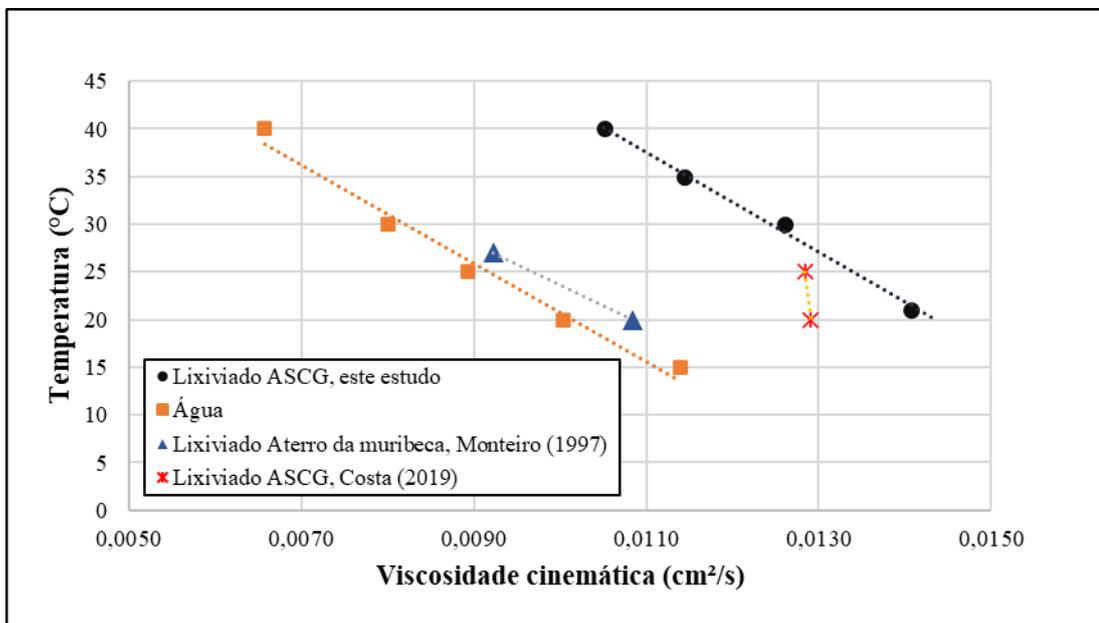
A respeito do pH, apresentado na Tabela 11, este parâmetro, segundo Alver & Altaş, (2017) e Kulikowska & Klimiuk, (2008), é variável em função da idade de aterramento dos resíduos, e com tendência a aumento, além de estar diretamente ligado a quantidade de sulfatos e cloretos presentes no lixiviado. O valor observado para o pH, igual a 8, segundo Renou *et al.*, (2008), Costa *et al.*, (2019) e Bhalla *et al.*, (2013) se adequa na categoria de lixiviado oriundos de resíduos com mais de 10 anos de aterramento, com pH superior a 7,5. Além disso ao associar o valor de pH do lixiviado analisado e com valor elevado, pode ainda estar associado à presença de altos valores de alcalinidade (no limite da faixa de valores para a idade do aterro). Este aspecto segundo Costa *et al.*, (2019) indica que o aterro atingiu a fase metanogênica.

Corroborando com os valores dos parâmetros físico-químicos apresentados, a DQO tem valor inferior ao valor de referência, indicando valor correspondente a lixiviado com maior

idade e com características de menor DQO. Este valor baixo de DQO, deve-se a recirculação do lixiviado, que acontece no ASCG tendendo a reduzir a concentração do lixiviado, sendo atenuada pelos resíduos e solo na Célula do aterro (CHAN; *et al.*, 2002; KULIKOWSKA & KLIMIUK, 2008). De modo oposto, o parâmetros de DBO, Cloretos, Nitrogênio Amoniacal e sólidos voláteis, indicam valores correspondentes a lixiviado referentes a aterros “jovens”, da ordem de 0 à 5 anos, indicando considerável quantidade matéria orgânica. (COSTA *et al.*, 2019). Estes aspectos mostram o comportamento variável do lixiviado em aterros sanitários, principalmente neste caso devido aos resíduos terem diferentes tempos de aterramento.

A viscosidade do lixiviado obtida a partir do viscosímetro Cannon-fenske, forneceu este parâmetro em função do tempo de escoamento, em distintas temperaturas, como apresenta a Figura 24. O lixiviado comporta-se como fluido newtoniano, com comportamento linear em função da temperatura, como apresenta a Figura 24. Como resultados principais, obtidos por extrapolação, e utilizados para cálculo da permeabilidade ao lixiviado para a temperatura de 20° C tem-se para a densidade (ρ) igual 1,057 g.cm⁻³ e viscosidade cinemática 0,0143 cm².s⁻¹.

Figura 24. Viscosidade cinemática do lixiviado e da água



Na Figura 24, foi observado que o lixiviado do ASCG é mais viscoso que a água. Em termos percentuais o lixiviado apresenta uma viscosidade maior em 43%, do que da água, este aspecto, pode ser atribuído ao fato da quantidade de sólidos dissolvidos, presentes no lixiviado. Ao comparar os resultados obtidos nessa pesquisa com a viscosidade do lixiviado do aterro da Muribeca, observado por Monteiro (1995), o lixiviado do ASCG é 31,2% mais viscoso. Esta

característica é correspondente com a maior concentração do lixiviado do ASCG, isto é, devido ao ASCG se localizar em região semiárida, com déficit hídrico, gerando lixiviado com uma menor quantidade de água e uma maior concentração de contaminantes, quando comparado com o Aterro da Muribeca, que fica localizado na zona litorânea do Estado de Pernambuco, de alto índice pluviométrico.

Souza *et al.*, (2014), que estudou diluições de lixiviado de aterro sanitário, explica a variação da viscosidade em função da concentração de contaminantes e/ou sólidos dissolvido, assim como discutido no presente estudo. Neste estudo, os autores observaram que a concentração do lixiviado causa variações tanto na viscosidade, quanto na densidade do do fluido. Quando o lixiviado é mais concentrado ele tem uma maior viscosidade, e que este é mais viscoso em temperaturas mais baixas e em concentrações mais altas.

4.4. RESULTADOS DE PERMEABILIDADE

De acordo com o planejamento de ensaios estabelecidos, foram ensaiadas amostras e os resultados dos ensaios com água são apresentados na Tabela 12, em função do teor de bentonita adicionado e da umidade de compactação das amostras (W_{comp}), os resultados obtidos expressam a permeabilidade (k_{20}). Nas Tabelas A.1 e A.2 do Apêndice A estão apresentadas as umidades de compactação aferidas no processo de moldagem, e o peso específico aparente seco correspondente a cada corpo de prova, da Tabela 12.

Tabela 12. Resultados de permeabilidade à água e ao lixiviado

Experimentos Nº	Umidade de compactação (%)	Bentonita (%)	Permeabilidade à água ($m.s^{-1}$)	Permeabilidade ao lixiviado ($m.s^{-1}$)
1	7	5	$1,72 \times 10^{-9}$	$6,10 \times 10^{-8}$
2	7	25	$1,25 \times 10^{-10}$	$8,75 \times 10^{-9}$
3	15	5	$6,27 \times 10^{-10}$	$1,19 \times 10^{-9}$
4	15	25	$3,40 \times 10^{-10}$	$3,61 \times 10^{-9}$
5	11	15	$6,51 \times 10^{-10}$	$1,66 \times 10^{-8}$
6	11	15	$4,06 \times 10^{-10}$	$1,43 \times 10^{-8}$
7	11	15	$2,87 \times 10^{-10}$	$1,11 \times 10^{-8}$

Ao aplicar uma Análise de Variância (ANOVA) de fator único, entre os resultados obtidos de permeabilidade à água e ao lixiviado obteve-se que para o nível de significância de 10%, a permeabilidade aos fluidos tem comportamento distinto, isto é, o p-valor obtido é igual 0,06. Quando interpretado em termos da estatística F de Fisher, o valor de F calculado é da ordem 4,37, sendo este maior que o F-crítico igual a 3,18. Logo, isso mostra que o processo de saturação e percolação do lixiviado altera o comportamento da permeabilidade das amostras estudadas, assim as *liners* têm um comportamento hidráulico distinto do que se é estabelecido nas normativas.

Diante dos resultados de permeabilidade à água apresentados na Tabela 12, de imediato foi possível observar que todas as amostras ensaiadas atingiram o parâmetro mínimo para a normativa nacional, NBR 13.896 (ABNT, 1997), na qual o valor mínimo é da ordem de 10^{-8} m.s⁻¹. Em todos os ensaios, com o incremento de bentonita ao solo, devido a sua granulometria com alto teor finos, ela ocupa o espaço dos poros presente entre os grãos de solo individuais, e conseqüentemente obtém-se menores permeabilidades, elemento também observado por Srikanth & Mishra (2016) e por Amadi & Eberemu (2012).

Uma das dificuldades apresentadas nos ensaios deste trabalho, e também relatada por Wang *et al.*, (2021), foi o potencial expansivo das misturas com maior teor de bentonita, quando saturadas com a água. Este fato foi observado no processo de saturação gradual das amostras de modo que, na parte inferior iniciou-se a formação da membrana de hidratação que bloqueou o fluxo livre da água dos poros ao longo do corpo de prova. Este processo como descreve Wang *et al.*, (2021), diminui a permeabilidade do solo à água e dificultou a saturação das amostras, estes autores relacionam tal comportamento com a reatividade da bentonita à água principalmente, quando a hidratação ocorre de maneira repentina. Isto ocorreu nesta pesquisa nas amostras com maior teor de bentonita e menor umidade de saturação (ensaio de nº 2 na Tabela 12).

Os autores citados anteriormente ainda ressaltam que a hidratação da amostra só estaria finalizada quando o processo de expansão da bentonita entra na fase estável. Por não ser do escopo do presente estudo determinar o potencial expansivo dos solos ensaiados, o processo de saturação se deu por incremento de contrapressão de modo a criar um gradiente com capacidade suficiente de saturar os corpos-de-prova.

Quanto a permeabilidade ao lixiviado é possível observar que, se comparado com a permeabilidade à água, a permeabilidade ao lixiviado é maior em uma ou até duas ordens de grandeza apesar do lixiviado ser mais viscoso como mostrado na Figura 24. Os valores observados indicaram que, os ensaios com 5 e 15% de bentonita e W_{comp} igual a 7%, moldado no ramo seco - vide Figura 18 - apresentaram valores inferiores a 10^{-9} m.s^{-1} , não satisfazendo algumas normativas, como a CETESB (1993) e a USEPA, (1993). Por outro lado, este valor satisfaz a NBR 13.896 (ABNT, 1997), apesar do valor referência ser relativo à água.

Um dos resultados que pode ser evidenciado neste estudo e que também se mostra em outros diversos estudos é o aumento da permeabilidade das *liners* com aumento das concentrações de lixiviado. Com relação às propriedades do fluido a permeabilidade a este fluido percolante aumenta quando a concentração iônica ou valência aumenta (FRANCISCA & GLATSTEIN, 2010; LEE *et al.*, 2005; ÖREN & AKAR, 2017; PETROV & ROWE, 1997).

O efeito do lixiviado (ou efeito poro-fluido) na permeabilidade, observado no presente estudo, se relaciona com o processo de saturação das amostras em contato com o contaminante, de forma distinta a metodologias que geralmente são tratadas na literatura, e como discutem diversos autores (HEINECK *et al.*, 2007; FRANCISCA & GLATSTEIN, 2010; DEMDOUM *et al.*, 2017). Logo, ao avaliar os efeitos desse fluido na permeabilidade, e das interações químicas entre o fluido e as misturas solo-bentonita, o tempo de contato do contaminante com as amostras resultaram no aumento na permeabilidade a este fluido. Outro aspecto que se pode destacar, é em função da alta de concentração de contaminantes e/ou sólidos dissolvidos presentes na amostra de lixiviado utilizado, relacionando-se com as características regionais e climatológicas de um aterro sanitário em região semiárida, com alto déficit hídrico.

Ainda a presença de metais pesados, como chumbo, mercúrio, cobre e outros, no lixiviado pode explicar, em parte, este aumento na permeabilidade ao lixiviado observada neste estudo. Assim como avaliou Du *et al.*, (2015) ao estudarem o impacto da contaminação por chumbo (Pb) na permeabilidade de uma *liner* em solo-bentonita cálcica. Estes autores obtiveram como resultado que a permeabilidade apresentou um aumento considerável e ultrapassou os limites regulatórios ($k > 10^{-9} \text{ m.s}^{-1}$) para concentrações de Pb superiores a 60 mmol/L. Neste mesmo sentido, estudos como os de Benson *et al.*, (2018) e Wang *et al.*, (2019) que, ao compararem a permeabilidade à água e a lixiviado sintéticos em diferentes amostras de solo, observaram que, as amostras com maiores percentuais de argila e menores

permeabilidades, tendem a ter um aumento em sua permeabilidade quando percoladas por lixiviado.

A percolação do lixiviado em misturas de solo-bentonita ensaiadas neste estudo, resultam em um aumento nas permeabilidades, de duas ordens de diferença se comparado com amostras saturadas e percoladas com água, como apresentado na Tabela 12. Estes resultados coincidem com o comportamento obtidos por Durukan & Başari, (2021), que observaram uma aumento de duas ordens de grandeza na permeabilidade de misturas de areia-bentonita percoladas por lixiviado de aterro sanitário em relação as percoladas por água. Estes autores associam este comportamento a uma baixa compatibilidade química, associada a *liners* em solo-bentonita e os lixiviado complexos de aterros sanitários

Outros estudos podem indicar fenômenos similares, e carentes de investigações, como os de Montoro e Francisca, (2010) e Safari e Valizadeh, (2018) em suas pesquisas, utilizando lixiviado sintético, que apesar de inicialmente a permeabilidade ao lixiviado se mostrar maior que a da água, ao analisar o efeito a longo prazo o crescimento de microrganismos e a presença de biofilme pode gerar uma redução da permeabilidade de até duas ordens de diferença.

4.5. ANÁLISE DE MICROESTRUTURAL

4.5.1. Microscopia óptica

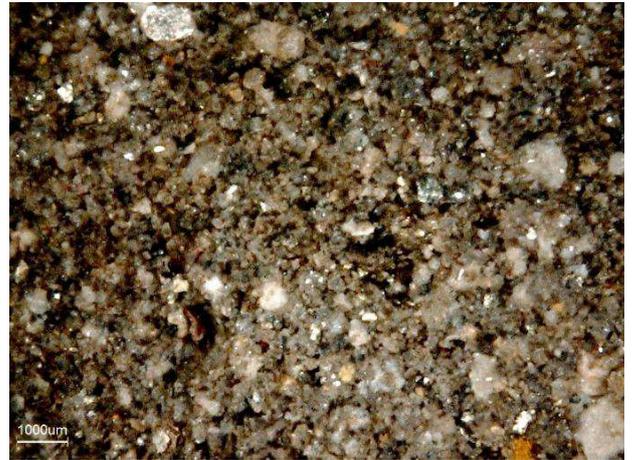
As amostras saturadas e percoladas por água e lixiviado onde foram obtidas imagens por meio de Microscopia Óptica (MO) são apresentadas na Figura 25. Nessas imagens são apresentadas ampliações da ordem de 20, 40 e 100 vezes, onde a esquerda estão as imagens da amostra saturada por água e a direita as imagens da amostra saturada por lixiviado.

Nas Figuras 25a e 25b, (com magnificação de 20x) e nas Figuras 25c e 25d (com magnificação de 40x) é perceptível as representativas diferenças entre as imagens, em termos de distribuição de poros e grãos de solo, onde há uma diferença na estrutura da amostra quando saturada por água e por lixiviado. Para este último existe uma maior presença de macroporos, representados pela área escura da imagem, e menor tamanho de partícula para a bentonita, representados por grãos de coloração clara.

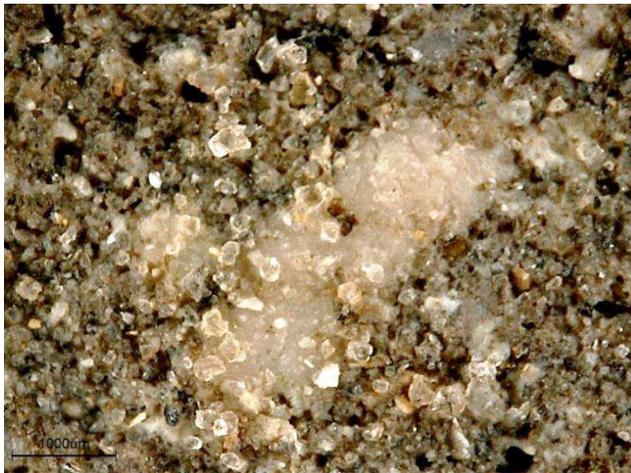
Figura 25. MO da amostra SB15 percolada por água, com ampliação de 20x (a) e 40x (b) e 100x (e), e percolada por lixiviado, com ampliações de 20x (b), 40x (d) e 100 (f).



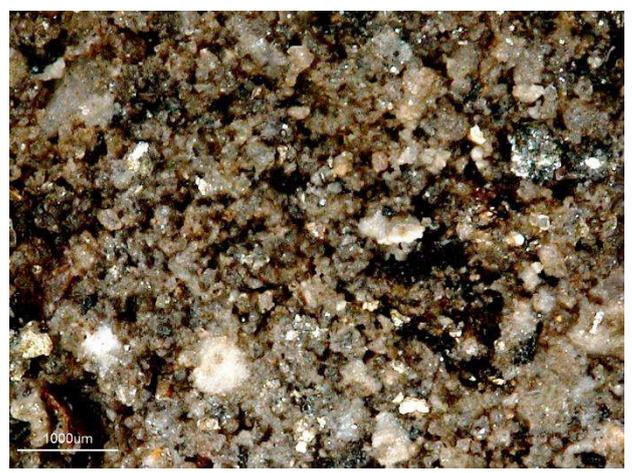
(a)



(b)



(c)



(d)



(e)



(f)

Em uma maior ampliação, da ordem de 100 vezes, é possível analisar a estruturas dos poros e grãos de solo em maior detalhe, de modo que, quando o líquido percolante foi a água,

observou-se poros bem pequenos. Este comportamento, decorre da redução do potencial expansivo dos grãos de bentonita, e da flocculação dessas partículas, assim como descreve Ahmadi *et al.*, (2021) ao comparar imagens da microestrutura de areia-caulinita contaminadas pela adição de petróleo cru. Segundo estes autores, o contato com o contaminante faz com que as partículas de argila se tornassem flocculadas, formando assim uma maior quantidade de macroporos. Aspecto este que pode ser atribuído também ao presente estudo, apesar da necessidade de um estudo mais aprofundado sobre os cátions trocáveis presentes no lixiviado.

Resultados encontrados por Taheri *et al.*, (2018), ao estudar misturas de areia-bentonita contaminadas por chumbo, corroboram com os estudos citados anteriormente, e com o observado nos resultados do presente estudo. Ainda segundo estes autores, em suas análises microestruturais, observaram que a razão para o aumento da presença de macroporos é a redução da espessura da dupla camada difusa e das forças repulsivas na estrutura das camadas de argila, o que levam à flocculação das partículas de argila.

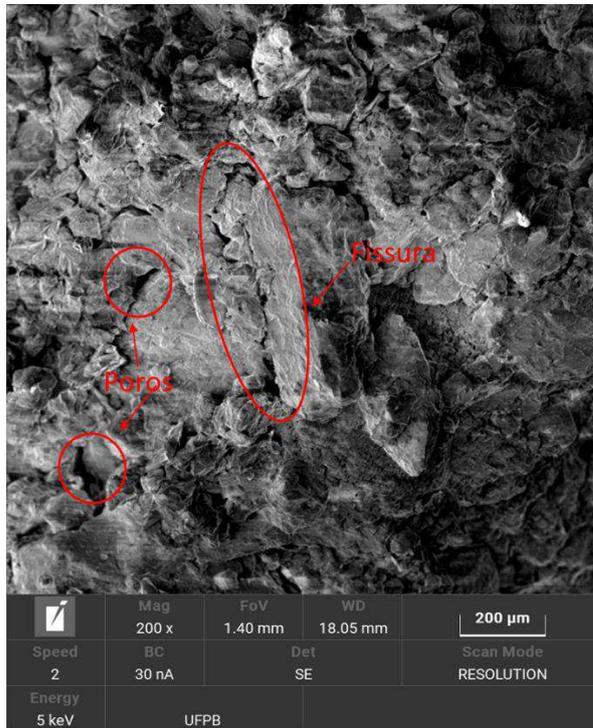
Assim, os resultados de permeabilidade observados e discutidos no item 4.2, são reforçados no sentido de que, existe uma sensibilidade da *liner* quando em contato com contaminantes. E autores, como Mesri & Olson, (1971), explicam que este comportamento indica que a mineralogia do solo (presença de minerais do grupo das esmectitas) é um importante indicador da sensibilidade da permeabilidade a diferentes fluidos contaminantes. Essa variabilidade se deve ao seu alto potencial de interação química *liner* com o fluido, o que acarreta no colapso da DCD, e um conseqüente aumento na macroporosidade, que tendem a aumentar a permeabilidade.

No presente estudo foi observado que os grãos de bentonita (parte esbranquiçada da imagem na Figura 25) apresentam maior expansão quando saturados por água, devido as maiores dimensões observadas nas imagens de MO, aspecto explicado por Morandini & Leite, (2015). Segundo estes autores, quando em contato com água há uma maior quantidade de moléculas de água adsorvida ligadas nas partículas de solo. Como resultado, na amostra saturada com água, a porção do espaço poroso ocupado pela água livre é menor do que nas amostras saturadas com lixiviado, e as vias formadas pela água livre têm formas irregulares, interferindo diretamente no comportamento hidráulico do solo. Logo, implicando em uma menor permeabilidade à água como já evidenciado nas seções anteriores.

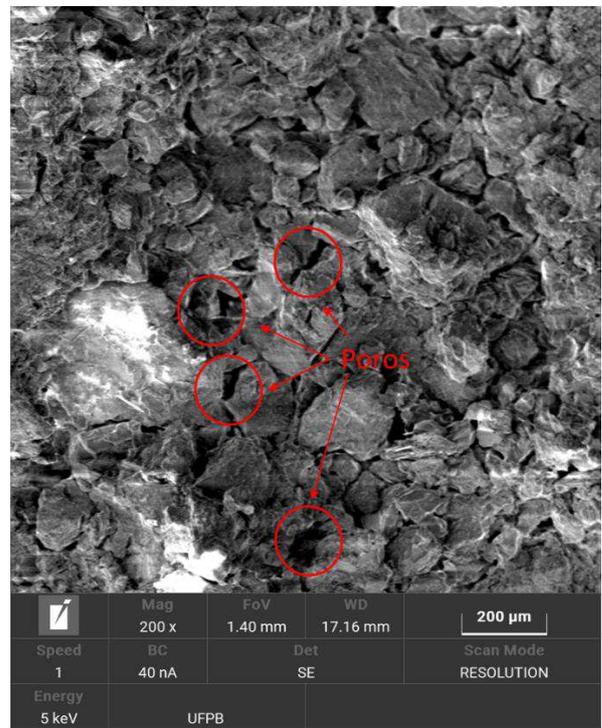
4.5.2. Microscopia eletrônica de varredura

A microscopia eletrônica de varredura (MEV), de modo complementar, possibilitou avaliar a porosidade em uma escala visual menor, como apresenta a Figura 26. Nestas análises, foi possível avaliar imagens com magnificações de ampliação da ordem de 200 e 500 vezes. Nas Figuras 26a e 26c, em que se trata da amostra percolada por água destilada, foi possível observar que há um claro desenvolvimento de uma estrutura mais densa. Este aspecto se relaciona com o desenvolvimento expansivo da bentonita em contraponto ao avaliar o efeito do lixiviado na estrutura do solo como apresentado nas Figuras 29b e 29d, é possível observar que, as imagens mostram a presença de uma maior quantidade de poros identificáveis. E ainda um menor desenvolvimento dos grãos de bentonita (pontos identificáveis pelos tons claros), se comparado com as imagens das Figuras 26a e 26c.

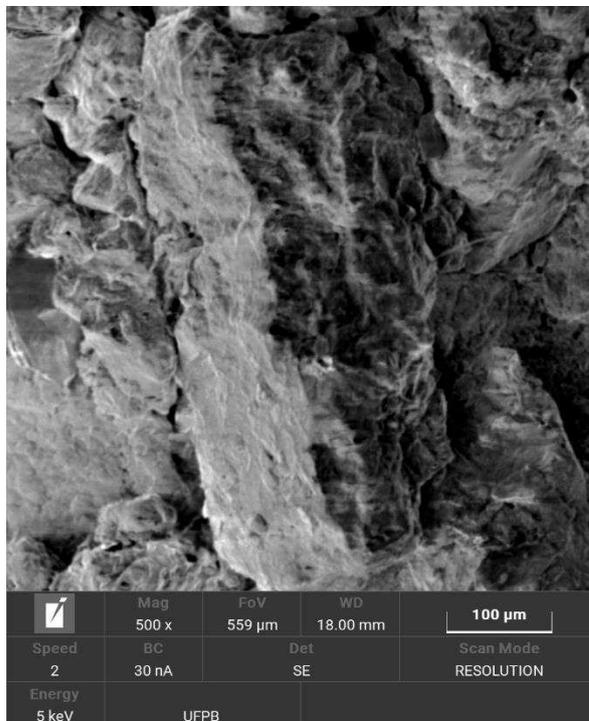
Figura 26. MEV das amostras percoladas por água com ampliação de 200x (a) e 500x (c); percoladas por lixiviado com ampliação de 200x (b) e 500x (d).



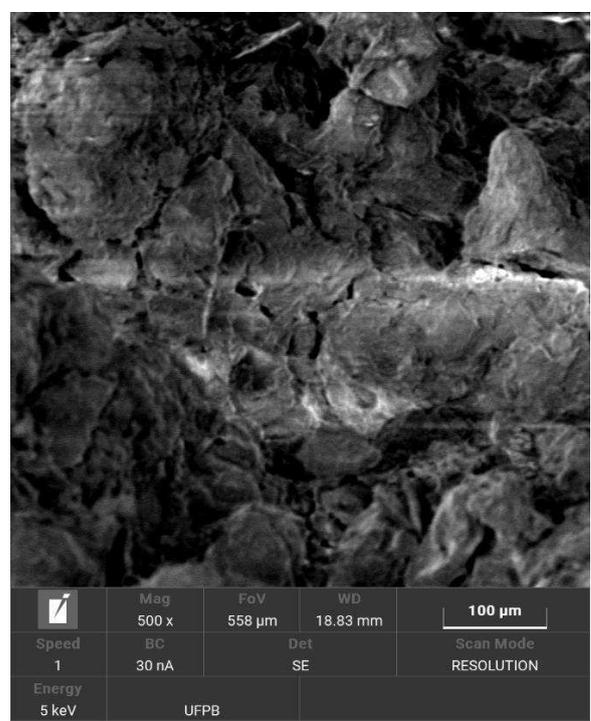
(a)



(b)



(c)



(d)

Comportamento similar é apresentado em outros estudos, como o de Sun *et al.*, (2021) e Korf *et al.*, (2018), nestes estudos os autores avaliaram por análise de porosimetria e MEV, mostraram que amostras por lixiviado sintético, ocasiona um aumento na porosidade observada. As amostras percoladas por água apresentam microestruturas uniformes, mais compactadas e com menos poros; já as misturas percoladas por lixiviado sintético, a microestrutura das amostras apresentaram mais poros, e com maiores dimensões. Os autores analisaram que, isso se deve a solução salina que gera a floculação da argila, assim como o lixiviado utilizado no presente estudo afetou esta microestrutura, promovendo o maior quantitativo de poros observados.

Na Figura 26a algumas fissuras podem ser identificadas na amostra percolada por água. Isso se deve a variação volumétrica da amostra, visto que após o ensaio de permeabilidade realizou-se a secagem da amostra anteriormente ao ensaio de MEV. Tal comportamento, ainda pode ser interpretado como consequência do maior potencial expansivo apresentado, e com uma consequente maior retração, o que acaba por gerar maiores fissuras.

Para a imagem da Figura 26a a porosidade identificada foi de 5,97% da área, e para a Figura 26b da ordem de 11,23%. Já nas imagens com ampliação de 500 vezes, Figuras 26c e 26d, a porosidade observada foi da ordem de 4,26 e 14,59%, respectivamente. Assim, pode-se avaliar que, um maior quantitativo de macroporos e microporos são apresentadas nas amostras percoladas por lixiviado (Figura 26b e 26d). Este comportamento, condiz com o observado em alguns estudos, como em Demdoum *et al.*, (2017), ao estudarem misturas de bentonita, tufa e calcário, e por Ören & Akar, (2017) ao estudar permeabilidade de bentonitas da Turquia. Em ambos, os estudos relacionam o aumento da permeabilidade ao lixiviado, quando em contato com o fluido, à redução da capacidade de expansão das amostras, sendo estas variáveis inversamente proporcionais.

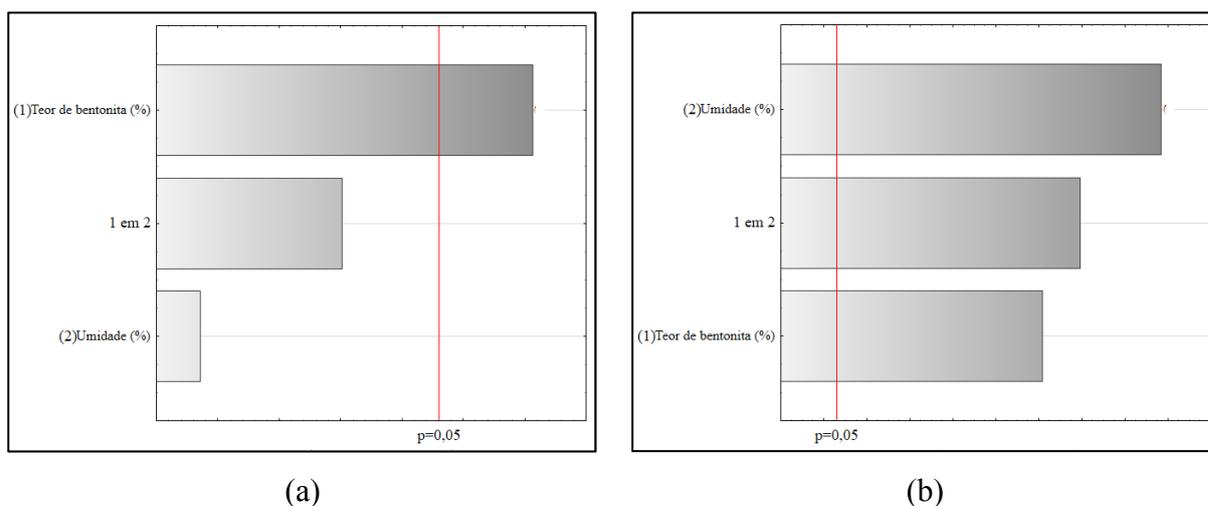
Estudos, com resultados similares sobre a microestrutura de solos permeados por contaminantes, como o de Ray; *et al.*, (2019), Ahmadi *et al.*, (2021) e Sun *et al.*, (2021), associam fenômeno a redução da DCD. De modo que, estes autores reforçam a alta concentração salina, presente nos contaminantes, associados a presença de metais pesados e outros compostos, como responsáveis pela redução da DCD, o que contribui para uma maior porosidade das amostras avaliadas. Desta forma, estes elementos corroboram para o aumento da permeabilidade das *liners* submetidas a percolação por lixiviado.

4.6. OBTENÇÃO E VALIDAÇÃO DO MODELO DE PLANEJAMENTO FATORIAL

Para a avaliar os efeitos das variáveis independentes na variável resposta obteve-se o gráfico de Pareto. Neste caso, para a permeabilidade à água (Figura 27a), foi possível constatar que o teor de bentonita adicionado foi a única variável que exerceu forte influência na obtenção da variável resposta. Esta resposta, se deve ao aumento da fração fina do solo, que como discute Srikanth & Mishra, (2016), este aumento é o principal responsável pelo comportamento hidráulico do solo, quando a bentonita é adicionada, devido a sua granulometria que ocupa o espaço dos poros presente entre os grãos de solo.

Com relação a permeabilidade ao lixiviado o gráfico de Pareto da Figura 27b, apresenta todas as variáveis como influenciadoras na variável resposta. Logo, destaca-se o maior efeito na umidade de compactação da amostra, que é interpretado na mudança na estrutura do solo, isto é, a estrutura floculada (referente a um solo compactado no ramo seco) tende a ter uma maior permeabilidade ao fluido, enquanto uma estrutura dispersa (solo compactado no ramo úmido) fornece menores coeficientes de permeabilidade (BENSON *et al.*, 1994; BAHMANI & BAYRAM, 2018). O teor de bentonita mostra-se também como variável preditória, mesmo que em menor grau, bem como o efeito associado das duas variáveis, esta ordem de significância também é relatada por Silva (2017), ao avaliar a permeabilidade à água em misturas similares de solo-bentonita.

Figura 27. Gráfico de Pareto para a permeabilidade à água (a) e para a permeabilidade ao lixiviado (b).



Ao comparar as Figuras 27a e 27b, foi possível observar que o lixiviado altera as variáveis, aqui estudadas, que governam o comportamento da permeabilidade bem como mostra

uma maior interação entre elas, a depender do fluido, em misturas com bentonita. Deste modo, como explicam Taheri *et al.*, (2018) e Durukan & Başari, (2021) em seus estudos, o lixiviado por minimizar a capacidade expansiva da bentonita e prover a floculação dos grãos de argila, faz com que surjam macroporos, e assim a bentonita deixa de ser o principal elemento que governa o comportamento hidráulico das amostras.

Desta forma, o comportamento do parâmetro resposta, passa a ter influência da estrutura do solo, decorrente da quantidade de água adicionado durante o processo de compactação (W_{comp}), proporcionando uma redução da permeabilidade de argilas utilizadas em. O processo de compactação e o aumento da umidade de compactação faz com que haja uma redução no tamanho dos poros e mudança na geometria e continuidade dos caminhos preferenciais, como observaram Bahmani & Bayram, (2018), ao estudarem o comportamento da permeabilidade de argilas em diferentes umidade e energias de compactação.

Por conseguinte, os aspectos relacionados com a umidade de moldagem, em termos de mudança na estrutura, índice de vazios e porosidade; fazem com que se tenha a compactação adquira maior relevância. Elemento citado por (SRIKANTH & MISHRA, 2016) no que diz respeito a capacidade índice de vazios pode governar a permeabilidade de misturas de solo-bentonita com menor dependência da quantidade de bentonita adicionada.

Na Tabela 13 é apresenta a análise de variância (ANOVA) para os resultados da permeabilidade à água e ao lixiviado. Para os dados de permeabilidade à água, assim como indicou o gráfico de Pareto, apenas o teor de bentonita como variável significativa, dado o grau de confiança de 95% e nível de significância de 5%, isto é, o p-valor igual a 0,04 é menor que 0,05. Para as demais variáveis teve-se p-valores acima da significância estabelecida, e logo não apresentaram efeitos consideráveis.

Para a ANOVA referente aos dados de permeabilidade ao lixiviado (Tabela 13), há um comportamento que reforça o observado no gráfico de pareto, onde para todas as variáveis o p-valor se apresenta com valor inferior a significância estabelecida de 5 %. Logo, consolidando o observado na Figura 27b, em que todas as variáveis influenciam na permeabilidade ao lixiviado.

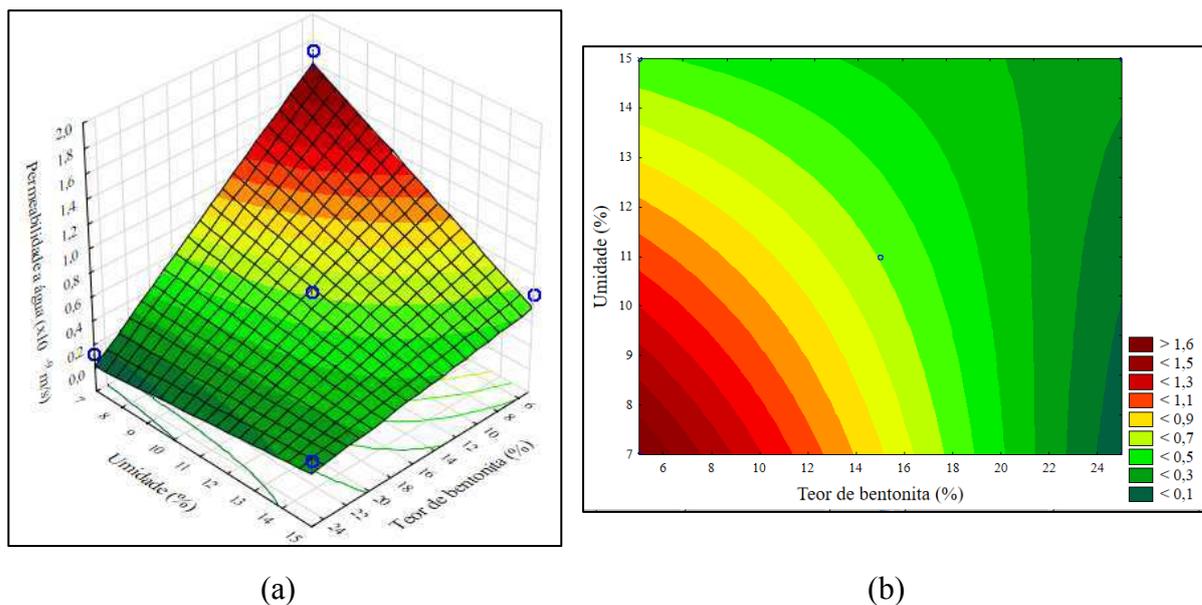
Tabela 13. ANOVA para a permeabilidade à água e ao lixiviado

Variáveis	Grau de liberdade	p-valor (água)	p-valor (lixiviado)
Teor de bentonita	1	0,04	0,01
Umidade	1	0,14	0,01
Umidade com bentonita	1	0,07	0,01

Na Figura 28a e 28b é apresentada a superfície resposta para o modelo de permeabilidade à água, na qual é possível observar a variabilidade dos resultados em um gradiente de cores do vermelho ao verde. Para menores teores de bentonita, inferior a 15%, é possível observar uma diagonalidade da superfície, o que indica uma proporcionalidade entre o aumento do teor de bentonita e da umidade de compactação, e uma consequente redução da permeabilidade à água.

Na Figura 28b, para valores superiores a 15% do teor de bentonita, observa-se uma mudança no comportamento e uma verticalização nas linhas, paralelas ao eixo Y, da superfície de contorno. Esta verticalização, indica que, a partir deste teor o comportamento da permeabilidade à água tem uma maior predileção em função da quantidade de bentonita presente nas amostras.

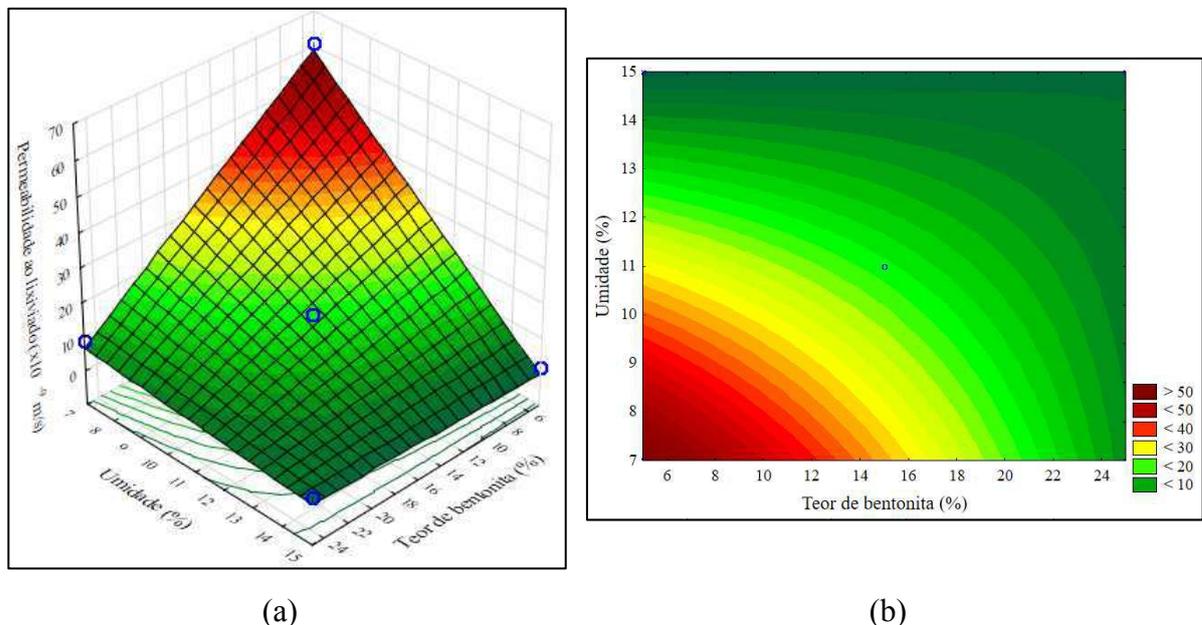
Figura 28. Superfície de resposta para a permeabilidade à água (z), em função do teor de bentonita (x) e da umidade (y) (a); e a representação com superfície de contorno plana (b).



Por conseguinte, em condição de menores teores de bentonita, e uma baixa umidade de moldagem (uma estrutura floculada), tem-se grandes poros interconectados, bem como uma microestrutura mais permeável, estas condições resultam em uma maior permeabilidade. Por outro lado, Amadi, Eberemu (2012) e Mitchell *et al.*, (1965) descrevem, assim como aqui observado, à medida que a umidade aumenta para além do teor ótimo, ramo úmido, tem-se uma maior remodelação dos grãos, eliminação de grandes vazios e reorientação preferencial das partículas de argila, o que resulta em menores valores de permeabilidade vertical.

No que concerne à superfície resposta obtida para a permeabilidade ao lixiviado, apresentada na Figura 29a e 29b, foi observada uma maior amplitude entre os valores máximos e mínimos, assim como esperado diante dos dados apresentados na Tabela 12. Além disso estas superfícies apresentam um comportamento distinto ao que se observou, para o caso da permeabilidade à água. Foi observado que a proporcionalidade do decaimento dos valores da permeabilidade ao lixiviado acompanha o incremento de bentonita e o aumento da umidade de compactação, em toda a superfície para a faixa de valores avaliada neste estudo, observável nas Figuras 29a e 29b.

Figura 29. Superfície de resposta para a permeabilidade à água (z), em função do teor de bentonita (x) e da umidade (y) (a); e a representação com superfície de contorno plana (b).



Na Figura 29b, ainda é perceptível que para maiores umidades de compactação, superior a 14%, havendo uma horizontalização das linhas de contorno, paralelas ao eixo X, indicando que a partir de tal valor a bentonita tem uma influência secundária na permeabilidade ao

lixiviado. Assim a umidade de compactação, e os elementos decorrentes desta, já citados, passam a ter maior efeito na variável resposta.

Quanto aos modelos obtidos resultantes do planejamento fatorial do tipo DCC, aqui aplicado, para a permeabilidade à água é apresentado na Equação 9. Este modelo é responsável por gerar as superfícies respostas apresentadas, o coeficiente de determinação (R^2) da ordem de 0,893, que implica que 89,3% dos dados se ajustam ao modelo obtido, para o nível de significância adotado. Com relação ao lixiviado o modelo apresentado na Equação 10, apresenta coeficiente de determinação da ordem 98,1%, maior ainda do que o resultante do modelo de permeabilidade à água, estes valores, segundo Quinino, *et al.*, (1991) tornam os modelos significativos e com boa precisão, em função do número de regressores e do tamanho da amostra.

$$k_{\text{água}} = (3,245 - 0,137 \times B - 0,177 \times W_{\text{comp}} + 0,00815 \times B \times W_{\text{comp}}) \times 10^{-9} \quad (9)$$

[m.s⁻¹]

$$k_{\text{lixiviado}} = (136,385 - 5,005 * B - 9,185 * W_{\text{comp}} + 0,342 * B * W_{\text{comp}}) \times 10^{-9} \quad (10)$$

[m.s⁻¹]

Onde: $k_{\text{água}}$ = permeabilidade à água

$k_{\text{lixiviado}}$ = permeabilidade ao lixiviado

B = teor de bentonita adicionado

W_{comp} = umidade de compactação

Quanto aos parâmetros de acurácia, Erro médio absoluto (MAE) e erro quadrático médio (RMSE), expressam a variabilidade dos dados com relação a média, onde os valores apresentados na Tabela 14 se demonstram condizentes com a amplitude dos resultados. O RMSE se mostra maior pois tem uma maior penalização da predição com o valor observado, no entanto para ambos os modelos os resultados são próximos ao MAE, indicando boa predição do modelo. Entre os fluidos referência é possível observar que para o lixiviado o RMSE e o MAE (da ordem de $2,83 \cdot 10^{-9}$ e $2,04 \cdot 10^{-9} \text{m.s}^{-1}$, respectivamente) são maiores do que quando o fluido referência é a água (RMSE de $2,83 \cdot 10^{-9}$ e MAE $2,04 \cdot 10^{-9} \text{m.s}^{-1}$) o que corresponde a maior variância dos dados de permeabilidade ao lixiviado.

Tabela 14. Parâmetros de ajuste para o modelo de planejamento fatorial

Fluido referência	RMSE (10⁻⁹ [m.s⁻¹])	MAE(10⁻⁹ [m.s⁻¹])	d	E	R²	C
Água	0,17	0,14	0,78	0,88	0,89	0,74
Lixiviado	2,83	2,04	0,92	0,98	0,98	0,91

Na mesma análise de acurácia, os índices de concordância (d) e eficiência (E), apresentados na Tabela 14, ambos tem resultados representativos próximos a 1, valor correspondente a uma perfeita concordância e máxima eficiência (OLIVEIRA, 2016). Ainda, pode-se destacar o modelo de permeabilidade ao lixiviado que apresenta índices maiores, da ordem de 0,98.

Ao avaliar o índice de desempenho (C), na classificação proposta por Camargo & Sentelhas, (1997), o modelo referente a água é da ordem de 0,74 classificado como bom (0,66-0,75). Já o modelo referente à permeabilidade ao lixiviado, o valor obtido para o índice C foi igual a 0,91 é considerado ótimo ($C > 0,85$) na avaliação de Camargo & Sentelhas, (1997).

Para tanto, comprovada a eficiência dos modelos desenvolvidos pode-se ater algumas informações, como a superioridade da qualidade do ajuste do modelo de permeabilidade ao lixiviado considerando os índices de Concordância, Eficiência e Desempenho, com valores próximos a 1. No entanto, ao comparar com o modelo de permeabilidade à água, é válido salientar que apesar da sua boa acurácia, este modelo pode indicar uma maior variância dos resultados preditos, como expõe os índices RMSE e MAE.

5. CONCLUSÕES

Diante das análises e resultados apresentados no presente estudo, dentre alguns aspectos pode se concluir que:

- As misturas de solo-bentonita apresentam comportamento geotécnico adequadas à aplicação como *liner* de base de aterro sanitário, O aumento do teor de bentonita mostrou-se positivo, na redução da permeabilidade aos distintos fluidos, além disso devido a inserção da montmorilonita nas misturas, o que contribui para o aumento da CTC das misturas, e que tem impacto positivo na adsorção dos contaminantes.
- Com relação a permeabilidade todas as amostras apresentaram permeabilidade inferior a 10^{-8} m.s⁻¹ de modo que, estas podem ser aplicadas em aterros sanitários independentemente do fluido, segundo critérios normativos nacionais. No entanto, se adotado algumas normativas internacionais, que estabelecem permeabilidade igual ou inferior a 10^{-9} m.s⁻¹, a permeabilidade ao lixiviado só atenderia a esse critério as misturas com teores de 25% de bentonita.
- Na avaliação de microestrutura, tanto nas amostras avaliadas por Microscopia Ótica, como na Microscopia Eletrônica de Varredura, pode-se concluir que quando percoladas por lixiviado, as amostras apresentaram uma maior porosidade. Estes resultados foram atribuídos à salinidade, presença de metais pesados e outros compostos, que promoveram uma redução do potencial expansivo, por meio da redução da Dupla Camada Difusa, e uma consequente floculação dos grãos de bentonita.
- Por meio do planejamento fatorial foi possível obter modelos de permeabilidade a diferentes fluidos, sendo estes com comprovado poder estatístico de predição da permeabilidade em função das variáveis teor de bentonita e umidade de compactação. Podendo estes serem aplicados em estudos base, para *liners* que utilizem de solos com características semelhantes, e dentro da faixa de valores avaliada no presente estudo.
- Para a construção de *liners* é recomendado o uso de teores de bentonita da ordem de 15% ou superiores, e com umidade de compactação entre a umidade ótima e o ramo úmido, aspectos que segundo os resultados podem atingir permeabilidades ao lixiviado da ordem de 10^{-9} m.s⁻¹ (principal critério nas normas técnicas internacionais e literaturas técnicas da área).

- O Aterro Sanitário em Campina Grande (ASCG) está de acordo com os critérios de permeabilidade à água das normativas nacionais e internacionais, e também se adequaria se o fluido referência fosse o lixiviado, em função do teor de bentonita utilizado em suas *liners*.
- A atualização nas normas nacionais mostra-se necessária, visto que os resultados indicam que pode haver maiores permeabilidades, de duas ordens de diferença, quando o fluido é lixiviado. Logo, novas metodologias de construção de *liners* devem atribuir critérios mais adequados do que a permeabilidade à água, e com vistas que as camadas já construídas estas podem apresentar esse aumento de permeabilidade quanto submetidas ao lixiviado.
- O comportamento hidráulico e microestrutural das misturas solo-bentonita foi modificado em função do fluido percolante. O lixiviado por sua alta concentração de sais contaminantes (devido a características regionais) promoveu a redução do potencial expansivo, alterando a microestrutura do solo, tamanho de poros e, conseqüentemente, a permeabilidade a este fluido.

Sugestões para pesquisas futuras

Avaliar a permeabilidade à água e ao lixiviado, em distintas energias de compactação, e em outras tensões efetivas.

Estudar em maior amplitude misturas com outros tipos de bentonita (sódica e cálcica ativada).

Avaliar o efeito da temperatura na permeabilidade ao lixiviado, simulando a situação de campo.

Estudo da permeabilidade ao lixiviado a longo prazo e os efeitos na microestrutura pelo biofilme gerado por microrganismos, utilizando um maior quantitativo de amostras para os ensaios possibilitando uma análise mais ampla destas amostras.

6. REFERÊNCIAS

ABBEY, S. J. et al. Strength and Hydraulic Conductivity of Cement and By-Product Cementitious Materials Improved Soil. **International Journal of Applied Engineering Research**, v. 13, n. 10, p. 8684–8694, 2018.

ACHIENG, K. O. Modelling of soil moisture retention curve using machine learning techniques: Artificial and deep neural networks vs support vector regression models. **Computers and Geosciences**, v. 133, n. August, 2019.

AHANGAR-ASR, A. et al. Modeling of permeability and compaction characteristics of soils using evolutionary polynomial regression. **Computers and Geosciences**, v. 37, n. 11, p. 1860–1869, 2011.

ARAÚJO, Pablio da Silva. **Análise do desempenho de um solo compactado utilizado na camada de cobertura de um aterro sanitário**. 2017. 138 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Civil e Ambiental, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2017.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS (ABRELPE) (Brasil). **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2020**. São Paulo, 2021.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 13.896**: Aterros de resíduos não perigosos – Critérios para projeto, implantação e operação. Rio de Janeiro, 1997.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 6.457**: Amostras de solo – Preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização. Rio de Janeiro, 2016.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 6.459**: Solo – Determinação do limite de liquidez. Rio de Janeiro, 2016.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 7.180**: Solo – Determinação do limite de plasticidade. Rio de Janeiro, 2016.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 7.181**: Solo – Análise granulométrica. Rio de Janeiro, 2016.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 7.182**: Solo – Ensaio de compactação. Rio de Janeiro, 2016.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 6.458**: 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.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 6.502**: Rochas e solos. Rio de Janeiro, 1995.

ASTM – AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS. **ASTM C837**: Standard Test Method for Methylene Blue Index of Clay. West Conshohockex, 2019. 23p.

ASTM – AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS. **ASTM D5084-90**: Standard Test Methods for Measurement of Hydraulic Conductivity of Saturated Porous Materials Using a Flexible Wall Permeameter. West Conshohockex, 1990. 3p.

ABBEY, S. J. et al. Strength and Hydraulic Conductivity of Cement and By-Product Cementitious Materials Improved Soil. **International Journal of Applied Engineering Research**, v. 13, n. 10, p. 8684–8694, 2018.

AHANGAR-ASR, A. et al. Modeling of permeability and compaction characteristics of soils using evolutionary polynomial regression. **Computers and Geosciences**, v. 37, n. 11, p. 1860–1869, 2011.

AHMADI, M. et al. Effects of crude oil contamination on geotechnical properties of sand-kaolinite mixtures. **Engineering Geology**, v. 283, n. January, p. 106021, 2021.

ALDAEEF, A. A.; RAYHANI, M. T. Hydraulic performance of Compacted Clay Liners (CCLs) under combined temperature and leachate exposures. **Waste Management**, v. 34, n. 12, p. 2548–2560, 2014.

ALVER, A.; ALTAŞ, L. Characterization and electrocoagulative treatment of landfill leachates: A statistical approach. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 111, p. 102–111, 2017.

AMADI, A. A. Swelling characteristics of compacted lateritic soil-bentonite mixtures subjected to municipal waste leachate contamination. **Environmental Earth Sciences**, v. 70, n. 6, p. 2437–2442, 2013.

AMADI, A. A.; EBEREMU, A. O. Delineation of compaction criteria for acceptable hydraulic conductivity of lateritic soil-bentonite mixtures designed as landfill liners. **Environmental Earth Sciences**, v. 67, n. 4, p. 999–1006, 2012.

ARASAN, S. Effect of chemicals on geotechnical properties of clay liners: A review. **Research Journal of Applied Sciences, Engineering and Technology**, v. 2, n. 8, p. 765–775, 2010.

AMERATUNGA, Jay *et al.* **Correlations of Soil and Rock Properties in Geotechnical Engineering**. New Delhi: Springer, 2016.

BAETTKER, E. C. et al. Applicability of conventional and non-conventional parameters for municipal landfill leachate characterization. **Chemosphere**, v. 251, p. 126414, 2020.

BAHMANI, O.; BAYRAM, M. Investigating the hydraulic conductivity and soil characteristics under compaction and soil texture and performances as landfill liner. **Arabian Journal of Geosciences**, v. 11, n. 16, 2018.

BENSON, B. C. H.; DANIEL, D. E.; BOUTWELL, G. P. Field Performance of. **Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering**, n. May, p. 390–403, 1999.

BENSON, B. C. H.; ZHAI, H.; WANG, X. ESTIMATING HYDRAULIC CONDUCTIVITY OF COMPACTED CLAY LINERS. **Journal of Geotechnical Engineering**, v. 120, n. 2, p. 366–387, 1994.

BENSON, C. H. et al. Hydraulic Conductivity of Compacted Soil Liners Permeated with Coal Combustion Product Leachates. **Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering**, v. 144, n. 4, p. 04018011, 2018.

BHALLA, B.; SAINI, M. S.; JHA, M. K. Effect of Age and Seasonal Variations on Leachate Characteristics of Municipal Solid Waste Landfill. **International Journal of Research in Engineering and Technology**, v. 02, n. 08, p. 223–232, 2013.

BOSCOV, M. E. G. **Geotecnia ambiental**. São Paulo: Ed. Oficina de Texto, 2008.

CAMARGO, A. P. DE; SENTELHAS, P. C. Avaliação do desempenho de diferentes métodos de estimativa da evapotranspiração potencial no Estado de São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Agrometeorologia**, v. 5, n. 1, p. 89–97, 1997.

CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Resíduos Sólidos Industriais**. 2. ed. São Paulo: CETESB, 1993. 233p.

CHAN, G. Y. S.; CHU, L. M.; WONG, M. H. Effects of leachate recirculation on biogas production from landfill co-disposal of municipal solid waste, sewage sludge and marine sediment. **Environmental Pollution**, v. 118, n. 3, p. 393–399, 2002.

CHANDRAPPA, R.; DAS, D. B. **Solid Waste Management: Principles and Practice**. [s.l: s.n.]. v. 1

CORTES, G. R. M. et al. **Bentonitas Do Brasil, Características E Usos**. In III CONEPETRO,. **Anais...2020**

COSTA, A. M.; ALFAIA, R. G. DE S. M.; CAMPOS, J. C. Landfill leachate treatment in Brazil – An overview. **Journal of Environmental Management**, v. 232, n. April 2019, p. 110–116, 2019.

COSTA, W. W. M. L. **Estudo da permeabilidade em solos utilizados em camada de base de aterro sanitário no semiárido paraibano**. 2019. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental), Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2019.

DA SILVA, F. C. et al. Determinação da curva característica e a influência dos macro e microporos em um perfil de solo residual. **Geotecnia**, n. 149, p. 101–128, 2020.

DAFALLA, M. et al. Effects of confining pressure and effective stress on hydraulic conductivity of sand-clay mixtures. **Arabian Journal of Geosciences**, v. 8, n. 11, p. 9993–10001, 2015.

DE PAIVA, L. B.; MORALES, A. R.; VALENZUELA DÍAZ, F. R. Organoclays: Properties, preparation and applications. **Applied Clay Science**, v. 42, n. 1–2, p. 8–24, 2008.

DEMDOUM, A.; GUEDDOUDA, M. K.; GOUAL, I. Effect of Water and Leachate on Hydraulic Behavior of Compacted Bentonite, Calcareous Sand and Tuff Mixtures for Use as Landfill Liners. **Geotechnical and Geological Engineering**, v. 35, n. 6, p. 2677–2696, 2017.

DI MAIO, C.; SANTOLI, L.; SCHIAVONE, P. Volume change behaviour of clays: The influence of mineral composition, pore fluid composition and stress state. **Mechanics of Materials**, v. 36, n. 5–6, p. 435–451, 2004.

DU, Y. J. et al. Impacts of presence of lead contamination in clayey soil-calcium bentonite cutoff wall backfills. **Applied Clay Science**, v. 108, p. 111–122, 2015.

DURUKAN, S.; BAŞARI, E. Influence of leachate percolation on two bentonitic mixtures. **Arabian Journal of Geosciences**, v. 14, n. 3, 2021.

DUTTA, J.; MISHRA, A. K. A study on the influence of inorganic salts on the behaviour of compacted bentonites. **Applied Clay Science**, v. 116–117, p. 85–92, 2015.

ERZIN, Y. et al. Artificial neural network (ANN) models for determining hydraulic conductivity of compacted fine-grained soils. **Canadian Geotechnical Journal**, v. 46, n. 8, p. 955–968, 2009.

FALAMAKI, A. et al. An Improved Multilayer Compacted Clay Liner by Adding Bentonite and Phosphate Compound to Sandy Soil. **KSCE Journal of Civil Engineering**, v. 22, n. 10, p. 3852–3859, 2018.

FIROOZ FAR, A.; KHOSROSHIRI, N. Kerman Clay Improvement by Lime and Bentonite to Be Used as Materials of Landfill Liner. **Geotechnical and Geological Engineering**, v. 35, n. 2, p. 559–571, 1 abr. 2017.

FONSECA, M. C.; RITTER, E.; CAVALCANTE, A. L. B. Application of semi-analytical solution for modeling sorption and pure diffusion assays with leachate. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 24, n. 5, p. 965–973, 2019.

FRANCISCA, F. M.; GLATSTEIN, D. A. Long term hydraulic conductivity of compacted soils permeated with landfill leachate. **Applied Clay Science**, v. 49, n. 3, p. 187–193, 2010.

FRIKHA, Y.; FELLNER, J.; ZAIRI, M. Leachate generation from landfill in a semi-arid climate: A qualitative and quantitative study from Sousse, Tunisia. **Waste Management and Research**, v. 35, n. 9, p. 940–948, 2017.

GOPINATH, T. R.; SCHUSTER, H. D.; SCHUCKMANN, W. K. Clay mineralogy and geochemistry of continental bentonite and their geological implications, Boa Vista, Campina

Grande, P.B. **Revista Brasileira de Geociências**, v. 18, n. 3, p. 345–352, 1988.

GUPT, C. B. et al. Mechanical performance and micro-structure of bentonite-fly ash and bentonite-sand mixes for landfill liner application. **Journal of Cleaner Production**, v. 292, p. 126033, 2021.

HE, J. et al. Effects of leachate infiltration and desiccation cracks on hydraulic conductivity of compacted clay. **Water Science and Engineering**, v. 8, n. 2, p. 151–157, 2015.

HEINECK, K. S. et al. COMPORTAMENTO DE LINERS SOB A INFLUÊNCIA DE UM CONTAMINANTE. **Geotecnia**, n. 109, p. 77–94, 2007.

HEINECK, K. S.; IBEIRO, L.; AZAMBUJA, R. M. N. Comportamento de misturas de solo-bentonita e solo-cimento-bentonita para a aplicação em barreiras de contenção de contaminantes. **Geotecnia**, n. 136, p. 95–112, 2016.

HOWELL, J. L. et al. Compaction of Sand-Processed Clay Soil Mixtures. **Geotechnical Testing Journal**, v. 20, n. 4, p. 443–458, 1997.

JUCÁ, J. F. T. et al. Brasília municipal solid waste landfill: a case study on flow and slope stability. **Soils and Rocks**, v. 44, n. 3, p. 1–13, 2021.

KARAKAN, E.; DEMIR, S. Observations and findings on mechanical and plasticity behavior of sand-clay mixtures. **Arabian Journal of Geosciences**, v. 13, n. 19, 2020.

KENNEY, T. C. et al. Hydraulic conductivity of compacted bentonite-sand mixtures. **Canadian Geotechnical Journal**, 1991.

KJELDSSEN, P. et al. Present and long-term composition of MSW landfill leachate: A review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 32, n. 4, p. 297–336, 2002.

KULIKOWSKA, D.; KLIMIUK, E. The effect of landfill age on municipal leachate composition. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 13, p. 5981–5985, 2008.

LEE, J.-M. et al. Correlating Index Properties and Hydraulic Conductivity of Geosynthetic Clay Liners. **Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering**, v. 131, n. 11, p. 1319–1329, 2005.

- LEME, M. A. DE G.; MIGUEL, M. G. Permeability and Retention to Water and Leachate of a Compacted Soil Used as Liner. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 229, n. 11, 2018.
- LOCH, F. C. **Barreiras de solos estabilizados com cal e cimento para proteção ambiental**, 2013. Dissertação (Mestrado em Geotecnia), Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2013.
- LYRA, M. V. M. **Alterações geomecânicas e mineralógicas de mistura solo-bentonita contaminada por lixiviado de aterro sanitário**. 2021. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental), Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2021.
- MACHADO, S. L. et al. Modeling Soil Permeability When Percolated by Different Soil. **Transport in Porous Media**, v. 111, n. 3, p. 763–793, 2016.
- MANASSERO, M.; BENSON, C. H.; BOUAZZA, A. Solid waste containment systems. **ISRM International Symposium 2000, IS 2000**, n. September 2021, 2018.
- MCBRIDE, R. A.; SLESSOR, R. L.; JOOSSE, P. J. Estimating the Particle Density of Clay-rich Soils with Diverse Mineralogy. **Soil Science Society of America Journal**, v. 76, n. 2, p. 569–574, 2012.
- MESRI, G., OLSON, R.E., Consolidation characteristics of montmorillonite. **Geotechnique**, v. 21, n. 4, 341–352. 1971.
- MILLOT, G. **Geology of clays: weathering, sedimentology, geochemistry**. Springer-Verlag Wien GmbH, 1970.
- MISHRA, A. K. et al. Controlling factors of the swelling of various bentonites and their correlations with the hydraulic conductivity of soil-bentonite mixtures. **Applied Clay Science**, v. 52, n. 1–2, p. 78–84, 2011.
- MISHRA, S. et al. Impact of Municipal Solid Waste Landfill leachate on groundwater quality in Varanasi, India. **Groundwater for Sustainable Development**, v. 9, n. December 2018, p. 100230, 2019.
- MITCHELL, J. K.; HOOPER, D. R.; CAMPANELLA, R. G. Permeability of compacted clay. **Proceedings of the American Society of Civil Engineers**, v. 91, p. 41–65, 1965.

MITCHELL, J. K.; SOGA, K. **Fundamentals of Soil Behavior**. John Wiley & Sons, 3^a ed, 2005.

MOHAMMADI, A.; EBADI, T.; AHMADI, M. Effect of Bentonite Addition on Geotechnical Properties of Oil-Contaminated Sandy Soil. **Journal of Civil Engineering and Construction**, v. 7, n. 4, p. 153, 2018.

MONTORO, M. A.; FRANCISCA, F. M. Soil Permeability Controlled by Particle-Fluid Interaction. **Geotechnical and Geological Engineering**, v. 28, n. 6, p. 851–864, 2010.

MORANDINI, T. L. C.; LEITE, A. DO L. **Characterization and hydraulic conductivity of tropical soils and bentonite mixtures for CCL purposes**. [s.l.] Elsevier B.V., 2015. v. 196

MUHAMMAD, N.; SIDDIQUA, S. Calcium bentonite vs sodium bentonite: The potential of calcium bentonite for soil foundation. **Materials Today: Proceedings**, v. 48, n. xxxx, p. 822–827, 2021.

MUKHERJEE, K.; KUMAR MISHRA, A. Undrained performance of sustainable compacted sand-bentonite–glass fiber composite for landfill application. **Journal of Cleaner Production**, v. 244, p. 118662, 2020.

NIK DAUD, N. N.; MUHAMMED, A. S.; KUNDIRI, A. M. Hydraulic Conductivity of Compacted Granite Residual Soil Mixed with Palm Oil Fuel Ash in Landfill Application. **Geotechnical and Geological Engineering**, v. 35, n. 5, p. 1967–1976, 1 out. 2017.

NOGUEIRA, R. DOS S. **PRECISÃO E ACURÁCIA DOS ESTIMADORES DE MÁXIMA VEROSSIMILHANÇA DOS PARÂMETROS DA DISTRIBUIÇÃO GUMBEL NÃO ESTACIONÁRIA**. [s.l.] Universidade Federal de Alfenas - MG, 2016.

OLIVEIRA, E. A. DE. **Métodos para análise de concordância : estudo de simulação e aplicação a dados de evapotranspiração**. [s.l.] Universidade de São Paulo, 2016.

ÖREN, A. H.; AKAR, R. Ç. Swelling and hydraulic conductivity of bentonites permeated with landfill leachates. **Applied Clay Science**, v. 142, p. 81–89, 2017.

PEIRCE, B. J. J.; SALLFORS, G.; PETERSON, E. tor , the engineer , and the regulatory agency . The contractor performing the construction is the obvious source of information for construction techniques . The engineer typically dictates the design , the soil type used , and the

quality control . *Fina*. v. 112, n. 1, p. 13–24, 1986.

PETROV, R. J.; ROWE, R. K. Geosynthetic clay liner (GCL) - chemical compatibility by hydraulic conductivity testing and factors impacting its performance. **Canadian Geotechnical Journal**, v. 34, n. 6, p. 863–885, 1997.

PINTO, C. S. **Curso Básico de Mecânica dos Solos**. 3^a ed. São Paulo: Ed. Oficina de Texto, 2006.

PORTELLA, M. O.; RIBEIRO, J. C. J. Landfills: general and final destination of waste. **Revista Direito Ambiental e sociedade**, v. 4, n. 1, p. 115–134, 2014.

PRUSINSKI, J. R.; BHATTACHARJA, S. Effectiveness of portland cement and lime in stabilizing clay soils. **Transportation Research Record**, n. 1652, p. 215–227, 1999.

QUININO, R. C.; REIS, E. A.; BESSEGATO, L. F. O Coeficiente de Determinação R^2 como Instrumento Didático para Avaliar a Utilidade de um Modelo de Regressão Linear Múltipla. n. 1991, p. 1–14, 1991.

RAY, S.; MISHRA, A. K.; KALAMDHAD, A. Influence of various concentration of lead on consolidation parameters of bentonite. **International Journal of Geotechnical Engineering**, v. 16, n. 2, p. 158–164, 2019.

RENOU, S. et al. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. **Journal of Hazardous Materials**, v. 150, n. 3, p. 468–493, 2008.

ROSLI, M. A. et al. Equilibrium isotherm and kinetic study of the adsorption of organic pollutants of leachate by using micro peat-activated carbon composite media. **Desalination and Water Treatment**, v. 160, p. 185–192, 2019.

SAFARI, E.; VALIZADEH, R. Analysis of biological clogging potential in a simulated compacted clay liner subjected to high-strength leachate infiltration. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 15, n. 5, p. 1029–1038, 2018.

SANTOS, E. J.; FERREIRA, C. A.; SILVA JR., J. M. F. **Geologia e Recursos Minerais do Estado Da Parnaíba.**, 2002.

SCHMITZ, R. M.; SCHROEDER, C.; CHARLIER, R. Chemo-mechanical interactions in clay:

A correlation between clay mineralogy and Atterberg limits. **Applied Clay Science**, v. 26, n. 1- 4 SPEC. ISS., p. 351–358, 2004.

SKEMPTON, A. W. The colloidal activity of clay. **Proceedings of the Third International Conference on Soil Mechanics and Foundation Engineering**, Zurique, Vol. I, pp. 57-61. 1953.

SILVA, A. C.; DEZOTTI, M.; SANT'ANNA, G. L. Treatment and detoxification of a sanitary landfill leachate. **Chemosphere**, v. 55, n. 2, p. 207–214, 2004.

SILVA, A. R. V; FERREIRA, H. C. Argilas bentoníticas: conceitos, estruturas, propriedades, usos industriais, reservas, produção e produtores/fornecedores nacionais e internacionais. **Revista eletrônica de Materiais e Processos**, v. 3, p. 26–35, 2008.

SILVA, T. F. **Estudo de mistura de solos para impermeabilização eficiente de camada de base de aterros sanitários**. 2017. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental), Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2017.

SINHA, S. K.; WANG, M. C. Artificial neural network prediction models for soil compaction and permeability. **Geotechnical and Geological Engineering**, v. 26, n. 1, p. 47–64, 2008.

SIVAPULLAIAH, P. V.; MANJU. Kaolinite - Alkali interaction and effects on basic properties. **Geotechnical and Geological Engineering**, v. 23, n. 5, p. 601–614, 2005.

SOUZA, M. A. B. B. et al. Analyze of the Density and Viscosity of Landfill Leachate in Different Temperatures. **American Journal of Environmental Engineering**, v. 2014, n. 4, p. 71–74, 2014.

SOUZA SANTOS, P. **Ciência e tecnologia das argilas**. 2ª ed., São Paulo: Ed. Bluncher, v.1, 1989

SRIKANTH, V.; MISHRA, A. K. A Laboratory Study on the Geotechnical Characteristics of Sand–Bentonite Mixtures and the Role of Particle Size of Sand. **International Journal of Geosynthetics and Ground Engineering**, v. 2, n. 1, p. 1–10, 2016.

SUN, W. J. et al. Effects of ammonium ion and bentonite content on permeability of bentonite-clay mixture. **Environmental Earth Sciences**, v. 80, n. 4, p. 1–10, 2021.

TAHERI, S. et al. Predicting variations in the permeability and strength parameters of a sand-bentonite mixture (SBM) contaminated simultaneously with lead (II) and diesel. **Applied Clay Science**, v. 157, n. May 2017, p. 102–110, 2018.

TANG, Q. et al. A characterization study of hydraulic conductivity of compacted clay and fine sand treated with landfill leachate and nutrient solution. **Electronic Journal of Geotechnical Engineering**, v. 20, n. 12, p. 4347–4361, 2015.

TCHOBANOGLIOUS, G.; KREITH, F. **Handbook of Solid Waste Management**. New York: Ed. McGraw-Hill, 2002.

UMA SHANKAR, M.; MUTHUKUMAR, M. Comprehensive review of geosynthetic clay liner and compacted clay liner. **IOP Conference Series: Materials Science and Engineering**, v. 263, n. 3, 2017.

USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Solid waste disposal facility criteria technical manual**. Office of solid waste and emergency response. EPA-530-R-93-017. Washington DC.: USEPA, 1993.

WANG, B. et al. Hydraulic conductivity of geosynthetic clay liners to inorganic waste leachate. **Applied Clay Science**, v. 168, n. November 2018, p. 244–248, 2019.

WANG, D. W. et al. Effect of sand grain size and boundary condition on the swelling behavior of bentonite–sand mixtures. **Acta Geotechnica**, v. 16, n. 9, p. 2759–2773, 2021.

WILLMOTT, C. J.; ROBESON, S. M.; MATSUURA, K. A refined index of model performance. **International Journal of Climatology**, v. 32, n. 13, p. 2088–2094, 2012.

WU, H. et al. Feasibility study on the application of coal gangue as landfill liner material. **Waste Management**, v. 63, p. 161–171, 2017.

ZANON, T. V. B. **Avaliação da contaminação de um solo laterítico por lixiviado de aterro sanitário através de ensaios de laboratório e análises de dados de campo**. 2014. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Estruturas e Geotécnica) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2014.

**APÊNDICE A – DADOS DE MOLDAGEM DOS CORPOS-DE-PROVA
ENSAIADOS**

Tabela A.1 Dados de moldagem dos corpos de prova para permeabilidade à água

Ensaio	PA1	PA2	PA3	PA4	PA5	PA6	PA7
W_{comp} (%)	7,59	6,28	13,73	13,45	10,36	10,17	11,16
γ_d (kN/m³)	17,61	15,20	18,75	17,07	17,71	17,42	17,24

Tabela A.2 Dados de moldagem dos corpos de prova para permeabilidade ao lixiviado

Ensaio	PA1	PA2	PA3	PA4	PA5	PA6	PA7
W_{comp} (%)	7,59	6,28	13,73	13,45	10,36	10,17	11,16
γ_d (kN/m³)	17,61	15,20	18,75	17,07	17,71	17,42	17,24

