



Universidade Federal de Campina Grande - UFCG
Centro de Tecnologia e Recursos Naturais - CTRN
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental - PPGECA

**ALTERAÇÕES GEOMECÂNICAS E MINERALÓGICAS DE MISTURA SOLO-
BENTONITA CONTAMINADA POR LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO**

MARCUS VINÍCIUS MELO DE LYRA

Campina Grande - PB

Julho de 2021.

MARCUS VINICIUS MELO DE LYRA

ALTERAÇÕES GEOMECÂNICAS E MINERALÓGICAS DE MISTURA SOLO-BENTONITA CONTAMINADA POR LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

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

Área de concentração: Geotecnia

Orientadora: Veruschka Escarião Dessoles Monteiro

Co-orientador: Márcio Camargo de Melo

Campina Grande - PB

16 de Julho de 2021

L992a Lyra, Marcus Vinicius Melo de.
Alterações geomecânicas e mineralógicas de mistura solo-bentonita contaminada por lixiviado de aterro sanitário / Marcus Vinicius Melo de Lyra. – Campina Grande, 2021.
67 f. : il. color.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, 2021.
"Orientação: Profa. Dra. Veruschka Escarião Dessoles Monteiro, Prof. Dr. Márcio Camargo de Melo".
Referências.

1. Aterro Sanitário. 2. Contaminação – Solos por Lixiviado. Geotecnia. 3. Resistência ao Cisalhamento. I. Monteiro, Veruschka Escarião Dessoles. II. Melo, Márcio Camargo de. III. Título.

CDU 628.472.3(043)

**ALTERAÇÕES GEOMECÂNICAS E MINERALÓGICAS DE MISTURA SOLO-
BENTONITA CONTAMINADA POR LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO**

MARCUS VINICIUS MELO DE LYRA

**Dissertação defendida e aprovada em 16 / 07 / 2021 pela banca examinadora
constituída pelos seguintes membros:**



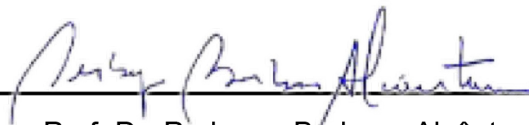
Profa. Dra. Veruschka Escarião Dessoles Monteiro
Orientadora – Universidade Federal de Campina Grande



Prof. Dr. Márcio Camargo de Melo
Coorientador – Universidade Federal de Campina Grande



Prof. Dr. Olavo Francisco dos Santos Junior
Examinador interno – Universidade Federal de Campina Grande



Prof. Dr. Perboyre Barbosa Alcântara
Examinador externo – Instituto Federal do Ceará

Campina Grande - PB

16 de Julho de 2021

16 de Julho de 2021

Dedicatória

Dedico este trabalho ao meu avô Valdemar e a minha avó Elisabete quem sempre me motivou e não mediu esforços para meu desenvolvimento e sucesso.

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer, inicialmente, a Deus pelo dom da vida e pela saúde e pelos livramentos durante toda minha caminhada até agora. Saúde que em nossos tempos é o dom mais importante. Tempos de uma pandemia que levou e acometeu diversos amigos e familiares. Tempos de sucessivos ataques à ciência e a todos agentes que pretendem desenvolver essa atividade.

Agradeço à minha família, em especial, Gabriele Lacerda (minha esposa), Maria Margarete e José Roberto (meus pais) e Elisabete e Valdemar (meus avós) por todo o apoio, palavras de conforto e encorajamento durante toda a minha carreira acadêmica e profissional. Por acreditarem em mim em diante de cada desafio que passamos e que passaremos.

Aos meus irmãos, José Victor, Anna Carolina, Thalita Gabriela e Laura Beatriz pelo carinho e apoio. Também agradeço aos meus bons amigos e irmãos, Wagner José, Matheus Gomes e Fagner Alexandre, por estarem sempre dispostos a me ajudar, a me ouvir e a dividir experiências e aprendizados.

À minha orientadora Professora Doutora Veruschka Escarião, pelo exemplo de profissionalismo e ser humano, pela grande educadora com quem pude aprender constantemente e por desempenhar com grande destreza diversos papéis concomitantemente. Certamente, ficará marcada em minha vida por todas boas experiências vividas. Ao meu coorientador Professor Doutor Márcio Camargo, por seus comentários estratégicos e papel fundamental no desenvolvimento desse trabalho.

A todos meus amigos e colegas de trabalho no Grupo de Geotecnia Ambiental, em especial aos meus líderes de subgrupo Cláudio, Thiago e Wlysses, pelos momentos de construção de conhecimentos necessários para o sucesso do meu mestrado e por todos momentos de descontração e piadas durante nosso período em laboratório e em campo. Agradeço aos profissionais da UFCG e PPGECA que sempre estiveram dispostos a auxiliar nos processos administrativos e nas atividades de laboratório.

Aos profissionais do aterro sanitário em Guarabira.

Por fim, agradeço a mim, Marcus Vinicius Melo de Lyra, por ter persistido, por todo trabalho duro desenvolvido, pela disciplina de todos os dias querer aprender e ajudar quem estava ao seu lado, por sempre querer fazer o melhor em todas as situações. Agradeço a Marcus Vinícius por, mesmo diante de um governo que denegria a ciência, as universidades públicas e os servidores públicos, decidiu continuar com seu sonho de ser educador. Agradeço a mim, Marcus Vinícius, por ter continuado suas atividades em meio a uma pandemia que impossibilitou contato com quem eu amava e também fechou por diversas vezes laboratórios e aumentou o desafio de desenvolver a ciência em nosso país. A todos esses meu muito obrigado!

RESUMO

Lixiviado de resíduos sólidos urbanos apresentam grande risco ao meio ambiente devido seu alto potencial de contaminação. Em aterros sanitários a percolação desse contaminante é contida através da camada de base. Entretanto, devido o elevado grau de alteração do lixiviado, camadas de base de argila compactada podem sofrer alteração de suas propriedades e resultar na falha desse elemento de barreira. Isso torna necessária a compreensão dos efeitos do lixiviado à camada de base para assegurar que esse elemento construtivo cumpra com suas funções de suporte de carga e contenção de contaminantes. Dessa forma, esse trabalho tem por objetivo identificar alterações na resistência ao cisalhamento de mistura solo-bentonita submetida a diferentes graus de contaminação por lixiviado de aterro sanitário. O campo experimental desse trabalho foi o Aterro Sanitário em Guarabira (PB), de onde foram coletadas amostras de lixiviado e dos solos de composição da camada de base do aterro. As amostras de solo e de lixiviado foram caracterizadas e a mistura de solos foi contaminada pela adição de lixiviado nas proporções de 5%, 12,5% e 20% em relação à massa seca das misturas de solo estudadas. As amostras de solo contaminadas foram submetidas a ensaios de limites de consistência, compactação, espectroscopia de raios-X por dispersão em energia, difração de raio-X e ensaio de cisalhamento direto. Os resultados obtidos mostram que o aumento da porcentagem de lixiviado adicionado às misturas de solo, em massa seca, resultou no aumento do limite de liquidez e no aumento do índice de plasticidade da mistura, esse comportamento justifica-se pela alta concentração de químicos e compostos orgânicos no lixiviado, o que resulta em floculação do material devido redução da dupla camada difusa do solo. O teor de umidade ótima das amostras contaminadas variou entre aproximadamente 15% e 17% e a massa específica seca máxima variou entre 1,88 g/cm³ com a amostra limpa e 1,70 g/cm³ para amostra contaminada com proporção de 20% de lixiviado adicionado à massa seca. Para tensão de 50 kPa, o aumento da porcentagem de lixiviado adicionado à mistura de solo gerou um aumento na resistência ao cisalhamento do solo dessa mistura. Para tensões acima de 200 kPa, o aumento da porcentagem de lixiviado adicionado à mistura de solo resultou em efeito de redução da resistência ao cisalhamento das amostras. De forma geral, a porcentagem de lixiviado adicionado às amostras de solo nas proporções escolhidas,

e seguindo a metodologia proposta, não demonstraram efeitos na química e mineralogia do solo, embora tenham alterado o comportamento dos limites de consistência das amostras. Por outro lado, o modelo obtido mostrou que as amostras de solo contaminadas com lixiviado apresentaram uma tendência de redução de sua resistência ao cisalhamento com o aumento da tensão normal aplicada, o que pode gerar problemas com o alteamento das Células do aterro.

Palavras-chave: Contaminação, Lixiviado, Resistência ao Cisalhamento

ABSTRACT

Municipal Solid Waste Landfill leachate poses a high risk to the environment because of its high contamination potential. In landfills, the percolation of this contaminant is contained through the liner. However, the compacted clay liner can have its properties changed, because of the leachate's high degree of alteration, and it can lead to the liner failure. Therefore, it is necessary to understand the effects of leachate on the liner materials to ensure that this constructive element fulfills its functions of load support and contaminant containment. This thesis aims to identify changes in the shear strength of a soil-bentonite mixture subjected to different degrees of contamination by landfill leachate. The research experimental field was the Sanitary Landfill in Guarabira (Brazil), where leachate samples and samples of soils that composed the Landfill liner were collected. The soil and leachate samples were characterized and the soil mixture was contaminated by the addition of leachate in proportions of 5%, 12.5% , and 20% to the dry mass of the studied soil mixtures. The contaminated soil samples were submitted to consistency limit tests, compaction, energy dispersion X-ray spectroscopy, X-ray diffraction, and direct shear strength tests. The results obtained show that the increase in the percentage of leachate added to the soil mixtures, in dry mass, resulted in an increase in the liquidity limit and an increase in the plasticity index of the mixture, this behavior is justified by the high concentration of chemicals and compounds organics in the leachate, which results in flocculation of the material due to the reduction of the diffuse double layer of the soil. The optimum moisture content of the contaminated samples ranged between approximately 15% and 17% and the maximum dry bulk density ranged between 1.88 g/cm³ with the clean sample and 1.70 g/cm³ for the contaminated sample with a proportion of 20% leachate added to the dry mass. For a normal tension of 50 kPa, the increase in the percentage of leachate added to the soil mixture generated an increase in the soil shear strength of this mixture. For tensions above 200 kPa, the increase in the percentage of leachate added to the soil mixture resulted in a reduction effect on the shear strength of the samples. In general, the percentage of leachate added to the soil samples in the chosen proportions, and following the proposed methodology, did not demonstrate significant effects on soil chemistry and mineralogy, although they changed the behavior of the consistency limits of the samples. On the other hand, the obtained model showed that

the soil samples contaminated with leachate presented a tendency to reduce their shear strength with the increase of the applied normal stress, which can generate problems with the embankment Cells heightening.

Keywords: Contamination, Leachate, Shear Strength

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Exemplo de camadas impermeabilizantes em Aterros Sanitários	20
Figura 2 - Processo de formação do lixiviado.....	22
Figura 3 - Modelo de contribuição de partículas granulares em relação ao volume de partículas finas	13
Figura 4 - Estruturas de silicatos mais comuns em argilominerais. (a) Estrutura básica. (b) Estrutura tetraédrica de silício e oxigênio e (c) Estrutura octaédrica de oxigênio, hidróxilas e alumínio.	15
Figura 5 - Formação e tipos de argilominerais	16
Figura 6 – Ilustração da dupla camada difusa nas argilas	17
Figura 7 - Variação dos parâmetros de resistência ao cisalhamento dos solos com a adição de lixiviado. (a) Intercepto coesivo efetivo e (b) ângulo de atrito interno efetivo.....	21
Figura 8 - Localização do ASG.....	23
Figura 9 - Municípios atendidos pelo ASG	23
Figura 10 - Célula 1 do ASG em operação	24
Figura 11 - Execução da camada de base das Células 2 e 3 do ASG.....	25
Figura 12 - Disposição das amostras de solo no entorno das Células do ASG	25
Figura 13 - Lagoa de Tratamento de Lixiviado do ASG	26
Figura 14 - Organograma dos métodos da pesquisa	27
Figura 15 - Curva Granulométrica da amostra de Solo 1	35
Figura 16 - Resultado da DRX da amostra de Solo 1	37
Figura 17- Resultado da Difração de Raio X da amostra de argila bentonítica	39
Figura 18 - Curva granulométrica da mistura de solos e do Solo 1.....	40
Figura 19 - Resultado do ensaio de DRX da mistura de solos	41
Figura 20 - Curva de compactação da mistura.....	43
Figura 21 - Resultado do ensaio de resistência ao cisalhamento direto da mistura..	44
Figura 22 - Envoltória de ruptura da mistura de solos.....	44
Figura 23 - Limites de consistência das amostras de mistura de solos contaminadas	45
Figura 24 - Ensaio de DRX das misturas contaminadas	47

Figura 25 - Curva de compactação das misturas contaminadas.....	48
Figura 26 - Ensaio de Resistência ao cisalhamento para as proporções de contaminação de 5% (a), de 12,5% (b) e 20% (c).....	49
Figura 27 - Envoltória de resistência das misturas contaminadas por lixiviado.....	50
Figura 28 - Gráfico de Pareto dos efeitos padronizados da DCC.....	51
Figura 29 - Superfície de resposta do DCC.....	53

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Caracterização físico-química de lixiviados de aterros brasileiros	8
Tabela 2- parâmetros de resistência ao cisalhamento de amostras de solo local e contaminadas por lixiviado em condição não inundada e inundada.....	20
Tabela 3 - Fatores e níveis propostos para o DCC	31
Tabela 4 - DCC para determinação dos resultados resistência ao cisalhamento do solo.....	31
Tabela 5 - Composição físico-química do Lixiviado da LTL do ASG	33
Tabela 6 - Fases Granulométricas do Solo 1	36
Tabela 7 - Composição química do solo bentonítico por Espectrometria de Raio-X.	38
Tabela 8 - Principais óxidos encontrados no mistura pelo ensaio de EDX	41
Tabela 9 - Frações granométricas da mistura de solo	42
Tabela 10 - Resultados dos ensaios de EDX das amostras de mistura de solo contaminadas	46
Tabela 11 - Parâmetros de resistência das misturas contaminadas por lixiviado	50
Tabela 12 - Resultados de resistência do DCC.....	51
Tabela 13 - p-valor para o modelo do DCC.....	52

LISTA DE ABREVIações

AS - Aterro Sanitário

ASG - Aterro Sanitário de Guarabira

CCL - Compacted Clay Liners

CH - Argila de alta plasticidade

CTC - Capacidade de Troca Cationica

DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio

DCC - Delineamento Experimental do Tipo Composto com Ponto Central

DCD - Dupla Camada Difusa

DQO - Demanda Química de Oxigênio

DRX - Difração de Raio-x

EDX - Eflorescência de Raio-X

GCL - Geosynthetic Clay Liner

IP - Índice de Plasticidade

LL - Limite de Liquidez

LP - Limite de Plasticidade

LTL - Lagoa de Captação e Tratamento do Lixiviado

NBR - Norma Brasileiras

RSU - Resíduos Sólidos Urbanos

SC - Areia Argilosa

SUCS - Sistema Unificado de Classificação de Solos

UFCG - Universidade Federal de Campina Grande

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	17
2. OBJETIVOS	19
2.1. Objetivo Geral	19
2.2. Objetivos Específicos	19
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	20
3.1. Camada de Impermeabilização de Aterros Sanitários	20
3.2. Lixiviado	22
3.3. Camadas de impermeabilização de argila compactada ou <i>Compacted Clay Liners</i> (CCLs).....	10
3.4. Misturas de solo-bentonita em camadas de base	11
3.5. Mineralogia das argilas	14
3.6. Contaminação de solos por RSU	17
3.7. Efeitos do lixiviado de aterro sanitário em propriedades geotécnicas de solos de base.....	19
4. MATERIAIS E MÉTODOS.....	22
4.1. Área de Estudo	22
4.2. Materias	24
4.2.1. Solo 1	25
4.2.2. Solo 2	25
4.2.3. Lixiviado.....	26
4.3. Métodos	26
4.3.1. Caracterização do Lixiviado.....	27
4.3.2. Caracterização das amostras de solo e da mistura	28
4.3.3. Preparação das amostras de solo	29
4.3.4. Planejamento experimental	31

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES	33
5.1. Caracterização do lixiviado	33
5.2. Caracterização das amostras de solo e da mistura	35
5.2.1. Solo 1	35
5.2.2. Solo 2	37
5.2.3. Mistura dos solos.....	39
5.2.4. Amostras de solo contaminado.....	44
5.2.5. Respostas do planejamento Experimental	50
6. CONCLUSÕES	55
6.1. Sugestões para trabalhos futuros	56
REFERÊNCIAS.....	53

1. INTRODUÇÃO

A eficiência das camadas de impermeabilização de aterros sanitários depende da sua capacidade de suporte de carga e de sua capacidade de retenção de contaminantes (SÁNCHEZ-JIMÉNEZ *et al.*, 2012). Entretanto, as propriedades dos materiais constituintes dessas camadas podem ser alteradas por ação do tipo de percolante, que no caso de lixiviado de aterros sanitários, possuem alto grau de alteração e contaminação ambiental (NAVEEN *et al.*, 2017a).

A partir da interação entre solo e lixiviado, a matriz do solo é alterada, o que pode resultar em variações em suas propriedades geotécnicas, como características de compactação, limites de Atterberg, resistência ao cisalhamento do solo e permeabilidade (KHODARY; NEGM; TAWFIK, 2018; OZTOPRAK; PISIRICI, 2011). Essa situação pode fragilizar a camada de base do aterro, e assim contribuir para o transporte de contaminantes às camadas de solo subjacentes e corpos hídricos superficiais e subterrâneos próximos a área de deposição de resíduos. Além dos impactos socioambientais, esses tipos de acidentes interferem negativamente no desenvolvimento urbano e econômico (THOMÉ *et al.*, 2019), o que reforça a necessidade de maior entendimento das propriedades geomecânicas do solo que interage com o lixiviado.

Além disso, o panorama da disposição de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) em países como Brasil, Índia e China, caracterizado por um histórico de despejo inadequado de parte significativa de seus resíduos em lixões (SHARMA; JAIN, 2018), somado à demanda urbana por áreas edificáveis, resulta na necessidade de restauração e uso de áreas previamente contaminadas. O que corrobora para análises de solos contaminados por lixiviados de resíduos sólidos.

Diante disso, diversos estudos foram desenvolvidos para investigação das consequências químicas e geomecânicas da interação solo-lixiviado. Nayak, Sunil & Shrihari (2007) estudaram a alteração nas propriedades hidráulicas de solos lateríticos contaminados por lixiviado. Sunil, Shrihari & Nayak (2009), utilizaram o mesmo material e analisaram a variação dos parâmetros de resistência ao cisalhamento do solo. Além desses, Al-Fares (2011), Harun *et al.* (2013) e Xu *et al.* (2018) também

analisaram amostras de solos coesivos contaminadas com lixiviado e identificaram variações nos parâmetros de resistência ao cisalhamento das amostras.

Dessa maneira, esse trabalho tem por objetivo identificar alterações na resistência ao cisalhamento de mistura solo-bentonita submetida a diferentes graus de contaminação por lixiviado de aterro sanitário. A partir disso, contribuir para o entendimento do comportamento de camadas de impermeabilização de aterros sanitários e para manutenção de suas funções diante da interação com o lixiviado.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo Geral

- Identificar possíveis alterações nas propriedades físicas, químicas e na composição mineralógica da mistura solo-bentonita submetida a diferentes graus de contaminação;

2.2. Objetivos Específicos

- Identificar alterações na resistência ao cisalhamento de mistura solo-bentonita submetida a diferentes graus de contaminação por lixiviado de aterro sanitário.
- Determinar a resistência ao cisalhamento de mistura solo-bentonita variando o grau de contaminação e tensão normal aplicada;
- Estabelecer correlações entre a resistência ao cisalhamento da mistura e os parâmetros físicos, químicos e mineralógicos.

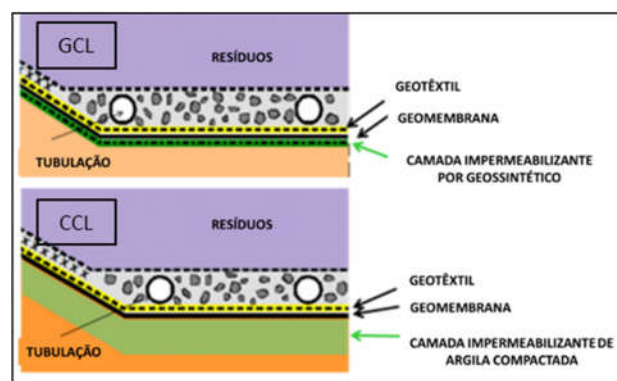
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. Camada de Impermeabilização de Aterros Sanitários

Aterros Sanitários (AS) são obras de engenharias complexas projetadas para destinação final ambientalmente adequada de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU). A disposição é realizada de forma controlada em camadas de resíduos e RSU compactas. Essa solução de engenharia é utilizada em escala mundial e subprodutos dos processos internos aos aterros podem ser utilizados para produção de energia, países como Estados Unidos, China, Espanha, México e Brasil destinam mais de 50% do RSU para AS (FENG *et al.*, 2017; SHARMA; JAIN, 2018).

Um dos principais requisitos para efetividade do aterro sanitário é seu sistema de impermeabilização e coleta de líquidos presentes. Esse elemento construtivo é fundamental para proteção das camadas subterrâneas de solo, águas superficiais e aquíferos próximos a esses empreendimentos (VALLERO; BLIGHT, 2019). As formas mais usuais de construção de camadas impermeabilizantes é o uso de geossintéticos (*Geosynthetic Clay Liner -GCL*) e/ou solos de baixa permeabilidade compactado (*Compacted Clay Liners - CCL*), usualmente argilas compactadas, como ilustrado na Figura 1 (LOCASTRO; LUIZ; ANGELIS, 2016; SHU; ZHU; SHI, 2019; XIE *et al.*, 2015).

Figura 1 - Exemplo de camadas impermeabilizantes em Aterros Sanitários



Fonte: Modificado de *Geoengineering Research Group –Cânada (2020)*

Do mesmo modo, Bouazza & Van Impe (1998) comentam os benefícios de sistemas de impermeabilização compostos por soluções em geossintéticos e camada de argila compactada. Por exemplo, em caso de geomembranas instaladas isoladamente, podem existir regiões de vulnerabilidade resultantes de falhas instalação do material. Posteriormente, essas regiões serão zonas preferenciais de fluxo de contaminante, o que reforça a necessidade de sistemas de drenagem e impermeabilização combinados concebidos de forma a assegurar o seu desempenho diante de eventuais falhas de algum elemento constitutivo.

Quanto ao dimensionamento de camadas de impermeabilização, deve-se considerar as diferentes propriedades dos materiais utilizados, visto que em alguns casos o tempo de ruína de cada um deles é diferente. Além disso, fatores como tipo de resíduo disposto, clima, geologia da região e mecanismos de transporte de contaminantes, devem ser considerados para a garantia do funcionamento da camada impermeabilizante à longo prazo (ROWE, 2005). Nesse sentido, Batchelder, Mather e Joseph (1998) e Montoro e Francisca (2010) destacam a mineralogia da camada de impermeabilização e as características físico-químicas do lixiviado como os principais fatores para contenção de contaminantes em *liners* de aterros sanitários.

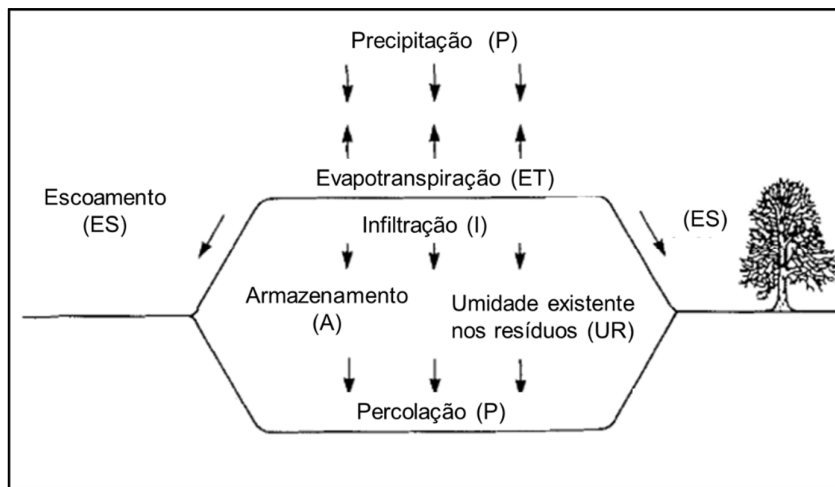
A escolha do tipo de camada de impermeabilização ainda passa por análises de custo, que dependem, principalmente, da disponibilidade de materiais na região do empreendimento. Arifin e Sambelum (2019) comentam que o uso de materiais locais pode ser uma alternativa para redução de custos, é nessa perspectiva que Beck-Broichsitter, Gerke e Horn (2019) também comentam que materiais naturais, combinados com geossintéticos, são comumente utilizados em regiões de menor poder econômico para atender as requisições técnicas de aterros sanitários.

Em situações em que não seja possível alcançar os parâmetros de solo recomendados para segurança ambiental do subsolo do aterro sanitário, pode-se recorrer a revestimentos de fundo alternativos, como por exemplo mistura de solo com bentonita, zeólitas ou microssílicas (BOSCOV, 2008).

3.2. Lixiviado

Da decomposição de resíduos sólidos, que é essencialmente resultada de processos microbiológicos, destacam-se dois subprodutos, o biogás e o lixiviado. O lixiviado é o líquido contaminante de coloração escura oriundo da combinação da degradação aeróbica da matéria orgânica dos RSU e percolação de águas pluviais (CAROLINE BAETTKER *et al.*, 2020; KURNIAWAN; LO; CHAN, 2006; LO, 1996). Seu processo de formação é ilustrado por Farquhar (1989) (Figura 2), que se baseia no balanço hídrico do sistema.

Figura 2 - Processo de formação do lixiviado



Fonte: modificado de Farquhar (1989)

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.

Dessa maneira, em aterros sanitários, o excesso desse material é contido, drenado e levado para tratamento. Para esses dois processos são necessário estudos de projeção da quantidade e das características do lixiviado (ABUNAMA; OTHMAN; YOUNES, 2018). A quantidade de lixiviado gerado e as características do lixiviado dependem principalmente das características dos resíduos sólidos urbanos, das condições climáticas da região de disposição, do modelo de operação do aterro e do

tempo de aterramento dos resíduos (FRIKHA; FELLNER; ZAIRI, 2017; MOHAMMAD-PAJOOH; WEICHHGREBE; CUFF, 2017). Entretanto, devido a constituição complexa do RSU e a variação de fatores externos, o lixiviado poderá ter características diferentes de acordo com período e localidade de estudo (CAROLINE BAETTKER *et al.*, 2020).

No Brasil, o RSU é composto majoritariamente por matéria orgânica, composição semelhante àquela de países em desenvolvimento como Nepal, México e Filipinas, por exemplo (ALFAIA; COSTA; CAMPOS, 2017; YANG, R.; XU; CHAI, 2018). No entanto, devido à grande variabilidade climática no país, as características do lixiviado variam de acordo com a localidade e a idade dos aterros sanitários. Costa, Alfaia e Campos (2019) revisaram as principais características do lixiviado de aterros brasileiros, a Tabela 1 ilustra as características físico-químicas dos lixiviados encontrados pelos autores e as seguintes referências.

De acordo com Renou *et al.* (2008), a caracterização do lixiviado é frequentemente realizada a partir de parâmetros de Demanda Química de Oxigênio (DQO), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), relação DBO/DQO, pH, Sólidos Voláteis, Nitrogênio Amoniacal e Nitrogênio Total. No entanto outras pesquisas utilizam outros parâmetros para uma caracterização mais completa, como Fenóis, Fósforo Total, Ferro Total, Coliformes Totais, *Escherichia. coli.* (AZIZ *et al.*, 2010), Alcalinidade, óleos e graxas, metais pesados (CAROLINE BAETTKER *et al.*, 2020).

Quanto aos grupos contaminantes no lixiviado, Luo *et al.* (2020), Bouzayany, Aydi & Abichou (2014) e Kjeldsen *et al.* (2002) dividem seus principais contaminantes em em quatro tipos: (1) matéria orgânica dissolvida, definida por Yang, Hur & Zhuang (2015) como uma mistura de elementos orgânicos, como hidrocarbonetos, polissacarídeos, proteínas, lipídios, substâncias húmicas e poluentes antropogênicos; (2) compostos inorgânicos (ex. cloretos, sulfatos, magnésio, potássio); (3) metais pesados (ex. zinco, níquel, cobre, cádmio); e (4) substâncias orgânicas xenofóbicas (ex. Fenóis, hidrocarbonetos aromáticos e pesticidas).

Devido a alta concentração de compostos orgânicos, metais pesados e componentes tóxicos no lixiviado, situações de falhas dos sistemas de impermeabilização, coleta e tratamento do lixiviado podem resultar em graves

problemas ambientais, atingindo solo e águas subterrâneas e/ou até contaminando sistemas de abastecimento de localidades próximas ao local de disposição. (LEÓN-GÓMEZ *et al.*, 2015; NAVEEN; SUMALATHA; MALIK, 2018).

Nesse sentido, estudos de caracterização de lixiviado periódicos são fundamentais para entendimento dos processos existentes dentro do aterro sanitário, para a escolha da estratégia de tratamento desse subproduto e para estudos de contaminação de solo.(CAROLINE BAETTKER *et al.*, 2020).

Tabela 1 - Caracterização físico-química de lixiviados de aterros brasileiros

Localização do Aterro (Cidades Brasileiras)								
Parâmetros	Bandeirantes (SP)	Piraí (RJ)	Rolândia (PR)	Florianópolis (SC)	Belo Horizonte (MG)	Seropédica (RJ)	Vitória (ES)	Muribeca (PE)
Idade do aterro (anos)*	30	4	11	9	9	5	10	27
pH	8.1	7.3	9.1	8.1	8.3	7.8	8.3	7.9
DBO ₅ (mg.L ⁻¹)	2,060	74	55	1,683	68	863	1,746	136
DQO (mg.L ⁻¹)	7,373	768	1,819	3,581	2,354	1,931	6,214	6,077
DBO ₅ /DQO	0.28	0.09	0.030	0.47	0.029	0.45	0.28	0.022
NH ₄ ⁺ -N(mg.L ⁻¹)	2,183	323	859	1,419	1,055	2,185	1,639	153.6
Cl ⁻ (mg.L ⁻¹)	-	1,362	-	-	2,190	1,597	-	20,095

Fonte: Traduzido de Costa, Alfaia e Campos (2019)

Tabela 1. (continuação)

Localização do Aterro (Cidades Brasileiras)								
Parâmetros	Bandeirantes (SP)	Piraí (RJ)	Rolândia (PR)	Florianópolis (SC)	Belo Horizonte (MG)	Seropédica (RJ)	Vitória (ES)	Muribeca (PE)
Alcalinidade (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	10,720	2,895	4,238	5,863	5,263	-	10,824	143.3
Sólidos Totais (mg.L ⁻¹)	-	-	6,556	-	8,801	-	-	10,386
Dimensão (ha)	140	2.5	726	-	133	200	-	60
Operação	Aterro sanitário	Aterro sanitário	Aterro sanitário	Aterro sanitário	Aterro sanitário	Aterro sanitário	Aterro sanitário	Aterro controlado
Referências	Queiroz <i>et al.</i> (2011)	Mannarino <i>et al.</i> (2006)	Kawahigashi <i>et al.</i> (2014)	Maia <i>et al.</i> (2015)	Moravia <i>et al.</i> (2011)	Costa (2016)	Couto <i>et al.</i> (2013)	Rodrigues Filho <i>et al.</i> (2012)

(-) Não foi medido.

Fonte: Traduzido de Costa, Alfaia e Campos (2019)

* no ano da publicação

516 **3.3. Camadas de impermeabilização de argila compactada ou *Compacted***
517 ***Clay Liners (CCLs)***

518

519 CCLs são definidos como barreiras impermeabilizantes construídas com solos
520 coesivos compactados com objetivo de impedir a passagem de líquidos
521 contaminantes. (MANITOBA GOVERNMENT, 2007). Esses elementos devem
522 atender critérios de projetos específicos de cada país. Sunil (2015) comenta que, em
523 termos gerais, esses materiais devem possuir baixa permeabilidade a água, alta
524 capacidade de adsorção e resistência química, biológica e mecânica suficiente para
525 as solicitações existentes.

526 As características de desempenho dessas camadas são reguladas por leis
527 específicas em cada país de implementação do aterro sanitário. Com objetivo de
528 garantir a estanqueidade das camadas, o parâmetro físico de condutividade hidráulica
529 das camadas é destacado e pode variar entre 10^{-8} m/s e 10^{-10} m/s, de acordo com a
530 legislação do país. O desempenho dessas camadas dependem fortemente das
531 características dos argilo-minerais existentes nos solos utilizados, utiliza-se
532 comumente solos ricos em mineral esmectita, uma vez que esse mineral possui
533 característica de baixa condutividade hidráulica. (WAGNER, 2013).

534 No entanto, no Brasil, a utilização de CCLs de aterros sanitários não possui
535 uma normatização que oriente, especificamente, sobre as características físicas da
536 camada de solo utilizada. (SILVA, 2017).O que se tem no Brasil são orientações
537 quanto às camadas de solo existentes para implementação do aterro sanitário. (ABNT,
538 1997, p. 6).

539 Embora a condutividade hidráulica seja um parâmetro essencial em projetos de
540 camadas de impermeabilização de aterros sanitários, o fluxo dos contaminantes
541 encontrados no percolante não se dá apenas por adveção. Dessa forma, é
542 fundamental estudos de fluxo difusivo e de adsorção de contaminantes nessas
543 camadas. (WAGNER, 2013). Além disso, a compreensão da capacidade de suporte e
544 compressibilidade é de extrema importância para o bom desempenho dessas
545 camadas.

546 Paralelamente, as características da camada impermeabilizante, também
547 dependem de execução da compactação das camadas de base no aterro sanitário,
548 como energia de compactação e grau de saturação, por exemplo (KIBRIA; HOSSAIN,
549 2015). Benson, Daniel & Boutwell (1999) analisaram a relação entre os parâmetros de
550 compactação de solo com o coeficiente de permeabilidade da camada e identificaram,
551 para seus dados, que umidade e espessura da camada compactada são os fatores
552 que afetam o coeficiente de permeabilidade da camada.

553 Além disso, Aldaeef & Rayhani (2014) estudaram o comportamento hidráulico
554 de CCLs expostas a lixiviado sintético com variação de temperatura, simulando a
555 situação real de elevação de temperatura no fundo do aterro sanitário. Esse estudo
556 identificou que a elevação da temperatura influencia os mecanismos de transporte de
557 contaminantes, uma vez que, essa variação também altera a viscosidade do
558 percolante. Os mesmos autores sugerem que temperaturas mais baixas são benéficas
559 para garantia das propriedades dos CCLs.

560

561 **3.4. Misturas de solo-bentonita em camadas de base**

562

563 Argila bentonítica é definida como uma argila adsorvente rica em filossilicato de
564 alumínio composta preponderantemente por argilominerais do grupo esmectita,
565 principalmente montmorilonita. (THANKAM; REKHA; SHANKAR, 2017). Que devido
566 suas características mineragógicas de alta capacidade de troca catiônica, grande
567 superfície específica, elevada capacidade de expansão e baixa condutividade à água,
568 é amplamente utilizada em melhoria de solos em obras de impermeabilização em
569 engenharia. (GLEASON; DANIEL; EYKHOLT, 1997).

570 A argila bentonítica pode ser classificada como a proporção de cátions Na^+ e
571 Ca^{2+} , Moreno & Peinado (2012) classificam como betonitas sódicas naturais aquelas
572 com moderada proporção entre íons Na^+ e Ca^{2+} , enquanto que argila bentoníticas
573 cálcicas naturais são aquelas em que a proporção do íon Na^+ é muito inferior com
574 relação a proporção de íon Ca^{2+} . Eisenhour & Brown (2009) caracterizam o
575 comportamento das argila bentoníticas cálcicas por sua baixa absorção de água,
576 baixa capacidade de expansão e incapacidade de manter-se suspensas em água.

577 Enquanto que argila bentoníticas sódicas são caracterizadas pela sua alta capacidade
578 de absorção de água, formando suspensões tixotrópicas viscosas.

579 Quanto ao uso de argila bentonítica para aprimoramento das propriedades
580 geomecânicas da camada de solo de base de aterro sanitário, Firoozfar & Khosroshiri
581 (2017) comentam que a proporção de adição de argila bentonítica pode variar de
582 acordo com o solo utilizado na mistura e exemplificam que a argila bentonítica pode
583 ser adicionada em proporções de até 6%, para solos bem graduados, e, de 10%-15%,
584 para solos granulares com elevado coeficiente de uniformidade. Gueddouda *et al.*
585 (2016) também comentam que alguns autores apontam porcentagens de 5-8% para
586 argila bentoníticas sódicas e de 9-15% para argila bentoníticas cálcicas para misturas
587 de argila bentonítica e solos arenosos.

588 Da mesma maneira, Arifin & Sambelum (2019) reportam diminuição
589 significativa do coeficiente de permeabilidade à água, do solo estudado, com a
590 adição de argila bentonítica entre 1-5%. Esses autores também identificaram que a
591 adição de argila bentonítica em proporções superiores a 20% também influenciaram
592 significativamente os parâmetros de compactação do solo. Além disso, Ye *et al.* (2017)
593 comenta que a adição de argila bentonítica em valores superiores a 20% pode se
594 tornar inviável financeiramente para a maioria das aplicações em engenharia, salvo
595 em casos de barreiras de material radioativo, que pode requerer valores entre 10% e
596 30%.

597 No entanto, Silva (2017), estudou a proporção de acréscimo de argila
598 bentonítica em solo classificado como areia argilosa pelo Sistema Unificado (SUCS)
599 para utilização em base de aterros sanitários, e identificou que para o solo utilizado
600 na pesquisa a proporção ideal era de aproximadamente 30%, e identificou que o
601 acréscimo de argila bentonítica diminuiu a permeabilidade do solo.

602 Nguyen, Chu & Ho (2019) também analisaram o melhoramento de solo argiloso
603 com argila bentonítica e cal, no estudo identificou-se que o acréscimo de 10% de argila
604 bentonítica ao solo utilizado era suficiente para alcançar os parâmetros de segurança
605 para camadas de base em aterros sanitários, no Vietnã, país de origem da pesquisa.

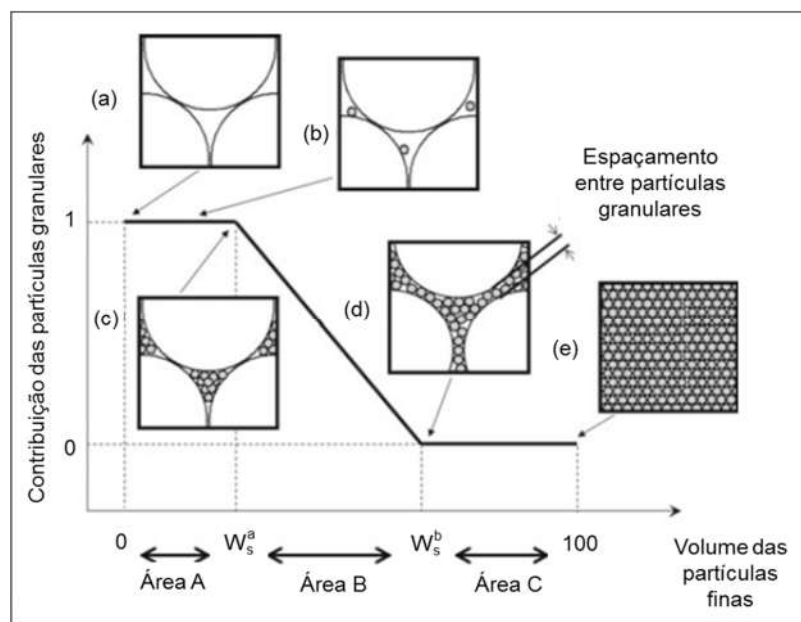
606 Além disso, o melhoramento de camadas de base com argila bentonítica
607 também resulta em acréscimo da capacidade de adsorção do solo. Amadi & Odedede

608 (2019) estudaram o efeito da adição de argila bentonítica à camadas de base de
609 aterros sanitários constituídas com solos lateríticos, segundo essa pesquisa, quanto
610 maior foi o acréscimo de argila bentonítica, maior foi a quantidade de contaminantes
611 adsorvido.

612 Por outro lado, embora a capacidade de adsorção possa estar relacionada com
613 a proporção de argila bentonítica adicionada, a elevada capacidade de
614 expansão/contração da argila bentonítica pode contribuir para formação de trincas nas
615 camadas de solo compactado. (HE *et al.*, 2015; TAY; STEWART; COUSENS, 2001).

616 Com relação à resistência ao cisalhamento de misturas de solo granulares e
617 solos finos, Kim, Nam e Youn (2018) avaliaram os efeitos na resistência ao
618 cisalhamento de amostras com adição de 0-30% de argila bentonítica à uma areia. Os
619 autores identificaram que, o ângulo de atrito interno das misturas de solo cresceram e
620 alcançaram um pico em 10% de adição de argila bentonítica. A partir desse valor o
621 ângulo de atrito interno teve tendência à diminuição. Isso pode se justificar pelo
622 processo de diminuição de vazios do solo com as partículas pequenas até que se
623 chega um ponto em que as partículas granulares não possuem mais contato entre
624 elas, como ilustrado no modelo de Ueda, Matsushima, Yamada (2011) (Figura 3).

625 Figura 3 - Modelo de contribuição de partículas granulares em relação ao volume de
626 partículas finas



627

628

Fonte: Modificado de Ueda, Matsushima, Yamada (2011)

629 Além disso, Yuan *et al.* (2018) identificaram, em ensaios de cisalhamento direto
630 em misturas de argila bentonítica, quartzo e feldspato, que o incremento do percentual
631 de argila bentonítica resultou em redução na resistência ao cisalhamento do solo,
632 embora houvesse um aumento no intercepto coesivo. Os autores justificam esse
633 resultado na capacidade adsortiva da argila bentonítica, conseqüentemente, a
634 resistência ao cisalhamento das partículas dá-se por esforços na camada de água
635 adsorvida, diferentemente que em solos com área superficial menor, menor espessura
636 dessa camada adsortiva de água e maior contato entre as partículas.

637 Dessa maneira, compreende-se que a adição de argila bentonítica é
638 reconhecidamente eficaz no aperfeiçoamento de solos utilizados em camadas de
639 base de aterros sanitários. A proporção ideal de bentonita adicionada dependerá das
640 propriedades do solo utilizado nessa mistura. Além disso, essas propriedades podem
641 sofrer alterações à medida que o solo interage com os componentes químicos e
642 biológicos do lixiviado.

643

644 **3.5. Mineralogia das argilas**

645

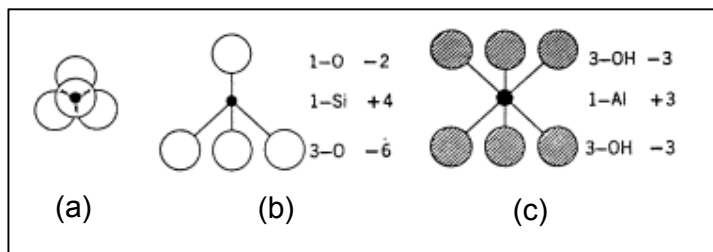
646 A mineralogia influencia de forma significativa no comportamento dos solos,
647 como tamanho, formato e propriedades das partículas. Dentre os minerais estudados
648 na mecânica dos solos, os argilominerais pertencem a família de minerais chamada
649 de filosilicatos. Ocorrem em forma de pequenas partículas e suas unidades celulares
650 possuem, ordinariamente, carga residual negativa que é balanceada por meio de
651 adsorção de cátions das soluções em que estão imersos (MITCHELL; SOGA, 2005).

652 Quanto a suas propriedades químicas, pode-se destacar duas principais
653 propriedades: Capacidade de Troca Cationica (CTC) e superfície específica.
654 Capacidade de troca cationica é definida como a capacidade do solo em trocar cátion
655 livre no solo e pode indicar a presença de argilominerais específicos. Por exemplo,
656 valores elevados de CTC indica predominância de argilomineral montmorilonita,
657 enquanto que baixa CTC indica a presença de argilominerais como caulinita
658 (CHITTOORI; PUPPALA, 2011). A superfície específica é a área total das partículas,
659 também considerada a área reativa e varia de acordo com o argilomineral

660 predominante no solo. Argilominerais como caulinita e illita possuem superfície
661 específica inferior a argilominerais do tipo esmectita e atapulgita (OTUNOLA;
662 OLOLADE, 2020), por exemplo.

663 A composição química das frações argilas são organizadas, basicamente,
664 como combinações de duas estruturas. Uma delas são cristais de silicatos de
665 estrutura tetraédrica justaposta em planos, ilustrados na Figura 4a; e estruturas
666 octaédricas compostos por alumínio ou magnésio com oxigênios e hidróxilas,
667 ilustrados na Figura 4b.

668 Figura 4 - Estruturas de silicatos mais comuns em argilominerais. (a) Estrutura
669 básica. (b) Estrutura tetraédrica de silício e oxigênio e (c) Estrutura octaédrica de
670 oxigênio, hidróxilas e alumínio.



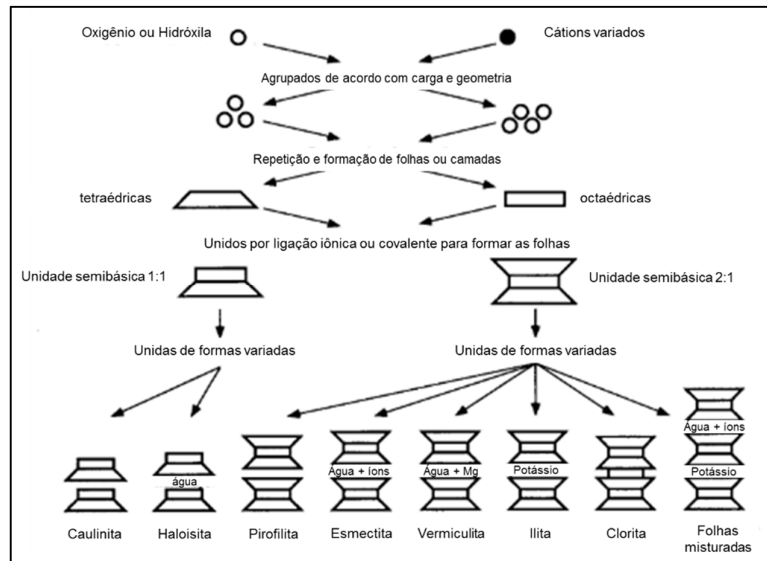
671
672

Fonte: Lambe e Whitman (1969)

673 Essas estruturas podem se organizar em formato de folhas e combinar-se de
674 formas variadas, resultando na formação de argilominerais diversos, ilustrados na
675 Figura 5. As combinações mais comuns seguem duas proporções: de uma folha de
676 estruturas octaédricas ligada a uma folha octaédrica, denominados de grupo 1:1, em
677 que se destacam as caulinitas e haloisitas; e de uma folha octaédrica ligada entre
678 duas folhas tetraédricas, denominados grupo 2:1, em que destacam-se vermiculitas e
679 montmorilonitas.

680

Figura 5 - Formação e tipos de argilominerais



681

682

Fonte: Modificado de Mitchell & Soga (2005)

683

684

685

686

687

688

689

690

Substituições isomórficas podem ocorrer nas camadas tetraédricas ou octaédricas, desbalanceando-as e resultando em uma carga residual negativa. Essa carga residual negativa é balanceada pela adsorção de cátions hidratados localizados na região entre camadas (TEICH-MCGOLDRICK *et al.*, 2015). Fora desse agrupamento de cátions forma-se uma camada difusa eletricamente neutra, essa estrutura iônica, que descreve o potencial elétrico próximo da superfície das estruturas de argila é denominada Dupla Camada Difusa (DCD) (MOJID, 2011), ilustrada na Figura 6.

691

692

693

694

695

Segundo a teoria da DCD, as interações entre partículas de argila e as DCD resultam em forças de repulsão entre partículas (BHARAT; SRIDHARAN, 2015). A medida que a espessura dessa DCD depende de fatores como temperatura, pH do sistema, concentração da solução, tipo de íons e tipo do solo, ao variar o percolante, na maior parte das vezes a água, varia-se a resposta do solo.

696

697

698

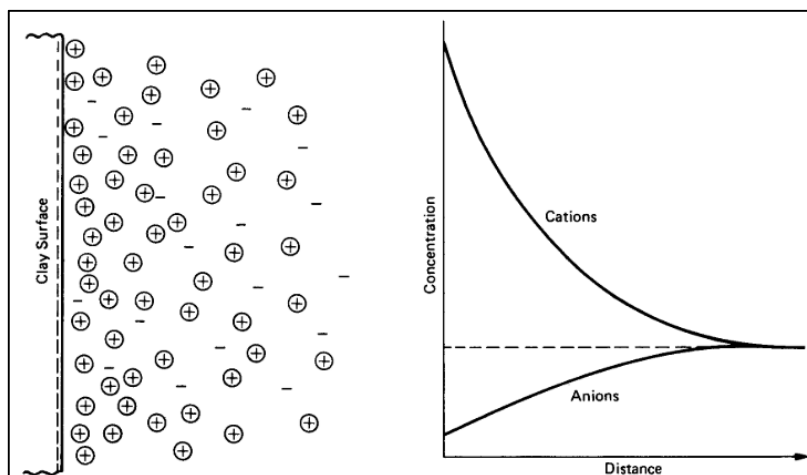
699

700

Assim, teoria da Dupla Camada Difusa é amplamente utilizada para auxiliar nas explicações da propriedade plástica, de compressibilidade, permeabilidade e do comportamento expansivo de algumas argilas, em especial aquelas ricas em esmectita. Além disso, também é utilizada no entendimento da interação entre solos e contaminantes (BHARAT; SRIDHARAN, 2015; KHODARY; NEGM; TAWFIK, 2018).

701

Figura 6 – Ilustração da dupla camada difusa nas argilas



702

703

Fonte: Traduzido de Mitchell e Soga (2005)

704

705 3.6. Contaminação de solos por RSU

706

707 A Contaminação de solo é definida como a alterações das características
708 naturais do solo geradas pela inserção de agentes externos (seres patogênicos ou
709 substâncias químicas), resultantes de processos antropogênicos, em níveis que
710 inviabilizam seu uso para uma ou mais funções desejadas (EEA, 2014). Diante disso,
711 áreas contaminadas representam a perda do valor social, econômico e ambiental do
712 solo.

713 No caso de contaminação de solo em regiões de disposição inapropriada de
714 RSU, o contaminante predominante, proveniente do lixiviado, percolante nas camadas
715 subterrâneas da região dependerá, diretamente das características dos resíduos
716 depositados no local. Dessa forma, o entendimento das formas com que a
717 contaminação ocorre no solo é fundamental para dimensionamento de elementos
718 construtivos de proteção e operações de recuperação/remediação de áreas
719 contaminadas.

720 O transporte desses compostos no solo dá-se de forma complexa, e é
721 modelado por meio do transporte de massa em meios porosos. Yu *et al.* (2018) e
722 Boscov (2008) destacam como principais mecanismos de transporte de

723 contaminantes a advecção, dispersão mecânica, difusão, dispersão hidrodinâmica e
724 adsorção.

725 Thomé & Knop (2006) definem como advecção o transporte de poluentes
726 através do fluxo de água no solo. Dessa maneira esse mecanismo de transporte de
727 poluente depende exclusivamente da velocidade e direção do movimento do fluxo de
728 água no solo, e é regida pela Lei de Darcy para meios porosos, ilustrada de forma
729 simplificada na Equação 1.

$$730 \quad v = k \times i \quad (\text{Eq. 1})$$

731 Sendo: v é velocidade de percolação do fluido, k é a constante de
732 permeabilidade do solo e i é o gradiente hidráulico.

733 Enquanto isso, difusão é definida como a migração de poluentes devido a
734 diferença de concentração de soluto no meio, onde o contaminante migra para regiões
735 de menor concentração, e é regida pela primeira lei de Fick, ilustrada na Equação 2.

$$736 \quad F = -D_o \times \frac{\partial C}{\partial x} \quad (\text{Eq. 2})$$

737 Sendo: F é o fluxo de soluto por unidade de tempo; D_o é o coeficiente de
738 Difusão e $\partial C / \partial x$ é o gradiente de concentração.

739 O processo de dispersão é definido com o espalhamento do contaminante
740 devido a variação de velocidade de fluxo dentro dos canais. Isso deve-se às
741 tortuosidades dos canais de fluxo em meios porosos. A situação de espalhamento na
742 direção do fluxo denomina-se dispersão longitudinal, e o espalhamento na direção
743 perpendicular dispersão transversal.

744 A Adsorção é conceituada por Boscov (2008) como “o processo físico-químico
745 no qual uma substância é acumulada em uma interface entre fases”. Considerando-
746 se o solo como o meio poroso, a adsorção dá-se entre a fase líquida e as partículas
747 do solo. Chen *et al.* (2019) comenta que considerando-se os processos de transporte
748 contaminantes no solo, em destaque metais pesados, é fundamental que materiais
749 utilizados em camadas de impermeabilização possuam alta adsorção.

750 Além disso, processos geomecânicos também podem influenciar a forma com
751 que contaminantes movem-se no solo. Zhang *et al.* (2013) identificou que o processo

752 de adensamento das camadas de base também influencia no transporte de
753 contaminantes em solos. A medida que o solo passa pelo processo de adensamento,
754 seus vazios são reduzidos, o que restringe os canais de migração de contaminantes,
755 enfraquecendo os efeitos da advecção e difusão.

756 Outro fator que contribui no processo de espalhamento da pluma de
757 contaminação no solo é a temperatura do lixiviado. Segundo Arasan (2010), a
758 temperatura do lixiviado pode alterar a espessura da dupla camada de difusa de solos
759 finos, o que pode resultar flocculação das partículas e aumento dos vazios da matriz
760 do solo, facilitando assim a passagem de contaminantes. Além disso, a temperatura
761 interfere na viscosidade do lixiviado, que quando diminuída, pode aumentar o fluxo
762 contaminantes pelo solo (ALDAEEF; RAYHANI, 2014).

763 Contudo, a variabilidade de solos utilizados e a complexidade dos tipos de
764 contaminantes resulta na necessidade de estudos específicos, de acordo com a
765 finalidade das camadas de solo utilizadas, do tipo de solo utilizado e das
766 características do lixiviado estudado. Assim, também se faz necessário entender
767 como o lixiviado de aterro sanitário influencia a eficiência de camadas de base.

768

769 **3.7. Efeitos do lixiviado de aterro sanitário em propriedades geotécnicas** 770 **de solos de base**

771

772 A medida que o solo interage com o lixiviado, sua estrutura é modificada, o que
773 resulta em alterações nas suas propriedades geomecânicas. Du *et al.* (2015)
774 denominam como compatibilidade química o grau de variação dessas propriedades
775 quando o solo está em contato com contaminantes, e atribuem essas mudanças a
776 processos de alterações geoquímicas e mineralógicas do solo. Soltani *et al.* (2017)
777 comenta que essa variação depende, principalmente, da matriz mineralógica do solo
778 utilizado, e exemplifica que para argilominerais, montmorilonita são mais sensíveis a
779 contaminação que illita e caulinita.

780 Nesse sentido, Oztoprak & Pisirici (2011) investigaram os efeitos do lixiviado
781 na microestrutura de argilas, identificando consideráveis variações mineralógicas no
782 solo exposto ao lixiviado e um aumento na quantidade de material coloidal na análise

783 granulométrica. Por meio de análises de difração de raio-x, esses autores
784 identificaram diminuições dos minerais illita/esmectita na ordem de 10%. Além disso,
785 identificou-se que o lixiviado colapsou a estrutura do solo, resultando em um aparente
786 aumento da porosidade.

787 Li *et al.* (2013) também analisaram as propriedades de um solo silte argiloso
788 contaminado por lixiviado proveniente do aterro sanitário de Wuhan (China) e
789 identificaram variações nas propriedades geomecânicas do solo contaminado. Na
790 análise mineralógica dessa pesquisa, verificou-se uma mudança dos argilominerais
791 após a contaminação do solo, ilustrado pelo aumento o mineral albita em detrimento
792 da diminuição dos minerais quartzo e montmorilonita.

793 Amadi (2013) analisou o potencial de variação volumétrica de misturas de solo
794 laterítico e argila bentonítica contaminados com três tipos de lixiviado, e identificou
795 redução na magnitude dos parâmetros de expansividade da mistura. Ramírez,
796 Gonzalez & Valencia (2017) estudaram a contaminação por lixiviados em solos
797 tropicais nas proximidades do aterro sanitário do município de El Santuario
798 (Colombia), e também identificaram laboratorialmente mudanças no comportamento
799 geomecânico do solo compactado, como a diminuição dos parâmetros da resistência
800 ao cisalhamento do solo contaminado em comparação ao solo limpo, ilustrado na
801 tabela 1.

802 Tabela 2- parâmetros de resistência ao cisalhamento de amostras de solo local e
803 contaminadas por lixiviado em condição não inundada e inundada

	Intercepto coesivo (kPa)	Ângulo de atrito interno (kPa)
Solo local condição não inundada	54	29
Solo local condição inundada	27	32
Solo contaminado condição não inundada	36	31
Solo contaminado condição inundada	22	31

804 Fonte:Alterado de Ramírez, González & Valencia (2017)

805

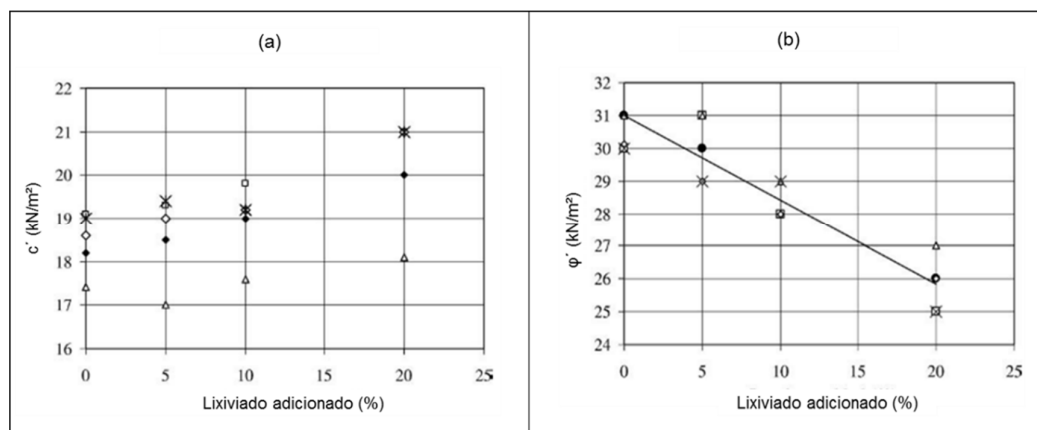
806 Nayak, Sunil & Shrihari (2007) estudaram a alteração nas propriedades
807 hidráulicas de solos lateríticos contaminados por lixiviado, numa proporção de 5%,

808 10% e 20% de contaminante e identificaram um aumento da condutividade hidráulica
809 das amostras contaminadas. Sunil, Shrihari & Nayak (2009), utilizaram o mesmo
810 material e analisaram a variação dos parâmetros de resistência ao cisalhamento do
811 solo, identificando um aumento no intercepto coesivo efetivo (c') e uma diminuição no
812 ângulo de atrito interno efetivo (ϕ'), ilustrado nas Figura 7. Esse comportamento foi
813 justificado pelo aumento da fração argila resultado da interação com lixiviado.

814 Al-Fares (2011) analisou amostras de solo siltoso contaminadas com lixiviado
815 a uma proporção de 5%, 10%, 15% e 20%. Esse estudo indicou um aumento no
816 intercepto coesivo do solo e uma redução no valor do ângulo de atrito interno, da
817 mesma forma que um aumento na condutividade hidráulica de, no máximo, 144%.
818 Harun *et al.* (2013) estudaram solo argiloso contaminado numa proporção de 5%, 10%
819 e 20% de lixiviado, identificou a diminuição da resistência ao cisalhamento do solo.

820 Xu *et al.* (2018) trabalhou com solo argiloso e percolou durante 30 dias uma
821 solução de água destilada e lixiviado, diluído 0, 1, 2 e 5 vezes e identificou que o
822 aumento da porcentagem de lixiviado no solo diminui o valor de resistência ao
823 cisalhamento do solo. Ao diluir-se o lixiviado em 5 vezes, identificou-se um aumento
824 do valor do intercepto coesivo na ordem de 30 kPa, enquanto que o ângulo de atrito
825 interno do solo aumentou em torno de 5° .

826 Figura 7 - Variação dos parâmetros de resistência ao cisalhamento dos solos com a
827 adição de lixiviado. (a) Intercepto coesivo efetivo e (b) ângulo de atrito interno
828 efetivo.



829

830 Fonte: modificado de Sunil, Shrihari & Nayak (2009)

831 O período de exposição ao lixiviado também é relevante na análise de
832 resistência de solos contaminados por lixiviado. Xu *et al.* (2019) analisaram a

833 diferença em termos de resistência e mineralogia de amostras deformadas e
834 indeformadas em contato com lixiviado por período de até 90 dias. Esse estudo
835 identificou que a resistência ao cisalhamento de amostras contaminadas diminuiu à
836 medida que se aumentou o tempo de contato com o lixiviado. Para esse período de
837 90 dias, observou-se variações do intercepto coesivo da amostra em torno de 80 kPa
838 e variações do ângulo de atrito interno de 15°.

839

840 **4. MATERIAIS E MÉTODOS**

841

842 **4.1. Área de Estudo**

843

844 A área de estudo dessa pesquisa é o Aterro Sanitário em Guarabira (ASG),
845 localizado no Município de Guarabira, Paraíba (Figura 8). A região em que o ASG está
846 localizado é caracterizada por Arruda (2008) como uma região com temperaturas
847 variando entre 20°C e 36°C, umidade relativa do em torno de 78% e pluviosidade
848 média de 1000mm/ano. A região também é caracterizada pelo clima quente e seco no
849 verão (mês de Outubro ao mês de Abril) e úmido no inverno (mês de Junho ao mês
850 de Agosto) (Departamento de Ciências Atmosféricas – UFCG, 2006).

851 Esse aterro sanitário iniciou suas atividades em 2020 e, no período de
852 desenvolvimento dessa pesquisa, recebe aproximadamente 300 toneladas de
853 resíduos por dia oriundos de 35 municípios e 2 empresas privadas da região
854 circunvizinha ao Município de Guarababira (Figura 9).

855 O ASG possui uma Célula de resíduos sólidos urbanos finalizada (Figura 10),
856 opera uma segunda Célula e possui a camada de base de uma terceira Célula
857 finalizada. Em projeto, cada célula tem formato piramidal com 70 m² de base e 10 m
858 de altura. A camada de impermeabilização dessas Células é executada com uma
859 mistura de solo compactada. Esta mistura é composta por solo do entorno do aterro e
860 argila bentonítica nas proporções de volume de 6 volumes de solo local para 1 volume
861 de argila bentonítica. Esses dois solos foram coletados e utilizados nessa pesquisa.

862

Figura 8 - Localização do ASG



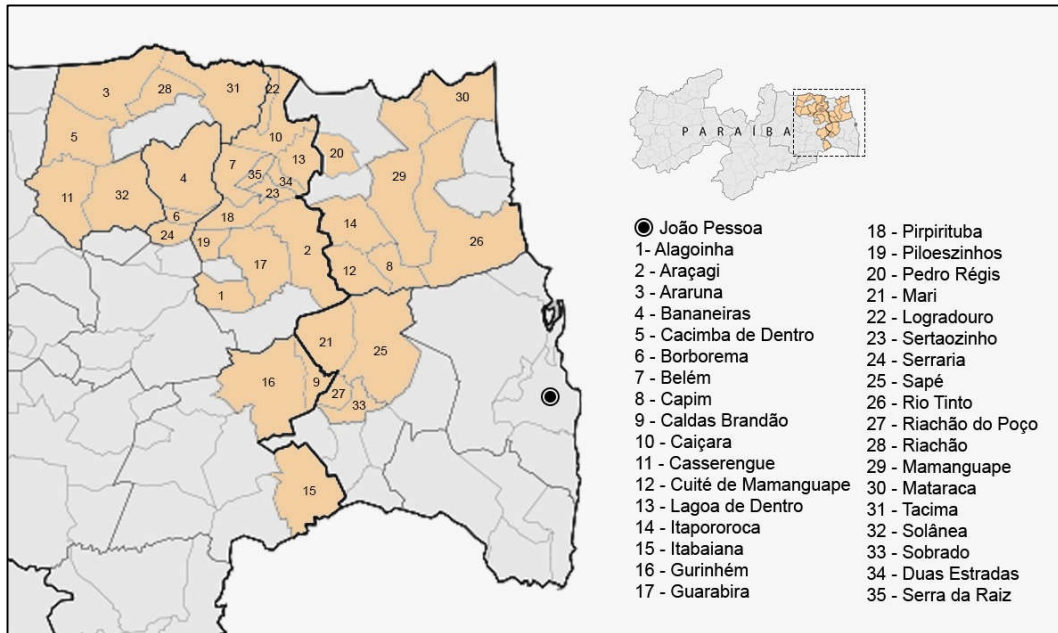
863

864

Fonte: Grupo de Geotecnia Ambiental (2021)

865

Figura 9 - Municípios atendidos pelo ASG



866

867

Figura 10 - Célula 1 do ASG em operação



868

869 O ASG ainda conta com uma Lagoa de Captação e Tratamento do Lixiviado
870 (LTL) produzido. Essa lagoa possui dimensões de 29 m x 8 m e 4,30 m de
871 profundidade. A vazão média de lixiviado que a LTL recebe é de, aproximadamente,
872 2378 litros por dia. O lixiviado adicionado às amostras de solo estudadas nessa
873 pesquisa foi coletado da LTL.

874

875 **4.2. Materiais**

876

877 Os solos utilizados nessa pesquisa compõe a mistura de solos utilizada para
878 execução da camada de base das Célula 1, Célula 2 e Célula 3 do ASG (Figura 11).
879 Essa camada tem o objetivo de impermeabilizar a base dessas Células. Para
880 identificação o solo oriundo da região do ASG será denominado de Solo 1 e, a argila
881 bentonítica receberá a denominação de Solo 2. No ASG, os solos foram transportados
882 e dispostos no entorno das Células à céu aberto, como ilustrado na Figura 12. Dos
883 materiais indicados na figura 12, foram coletados 60 kg do Solo 1 e 40 kg do solo 2,
884 para obter-se amostras representativas para execução dos ensaios. A coleta das
885 amostras de solos para a pesquisa se deu a partir dessas pilhas de solo expostas no
886 ASG.

887

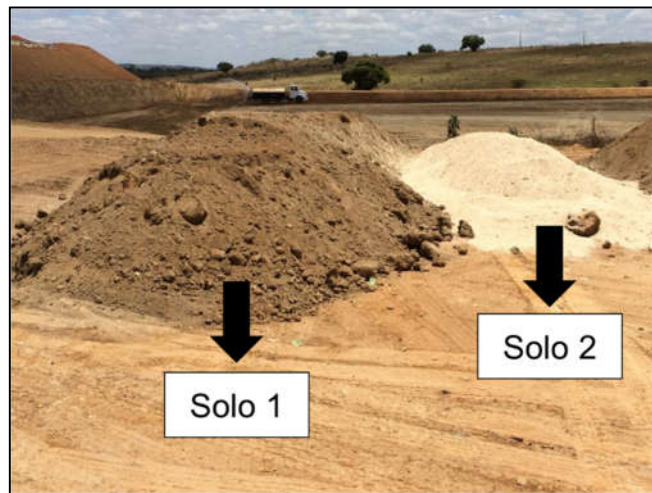
Figura 11 - Execução da camada de base das Células 2 e 3 do ASG



888

889

Figura 12 - Disposição das amostras de solo no entorno das Células do ASG



890

891

892 **4.2.1. Solo 1**

893

894 O Solo 1 foi extraído do entorno das Células de resíduos do ASG. Esse material
895 foi transportado para proximidade das Células, disposto à céu aberto e misturado ao
896 Solo 2 para compactação da camada de base das Células 1, 2 e 3.

897

898 **4.2.2. Solo 2**

899

900 O Solo 2 é uma argila bentonítica natural originaria da região de Catolé da Boa
901 Vista/PB, região abundante em solos com elevada quantidade de esmectita (73,9% -
902 96,1%) (GOPINATH; SCHUSTER; SCHUCKMANN, 1988).

903

904 **4.2.3. Lixiviado**

905

906 O lixiviado utilizado foi proveniente da LTL do ASG, ilustrada na Figura 13. A
907 Lagoa recebe constantemente lixiviado das Células de resíduos.

908 Figura 13 - Lagoa de Tratamento de Lixiviado do ASG



909

910 Fonte: Grupo de Geotecnia Ambiental (2021)

911

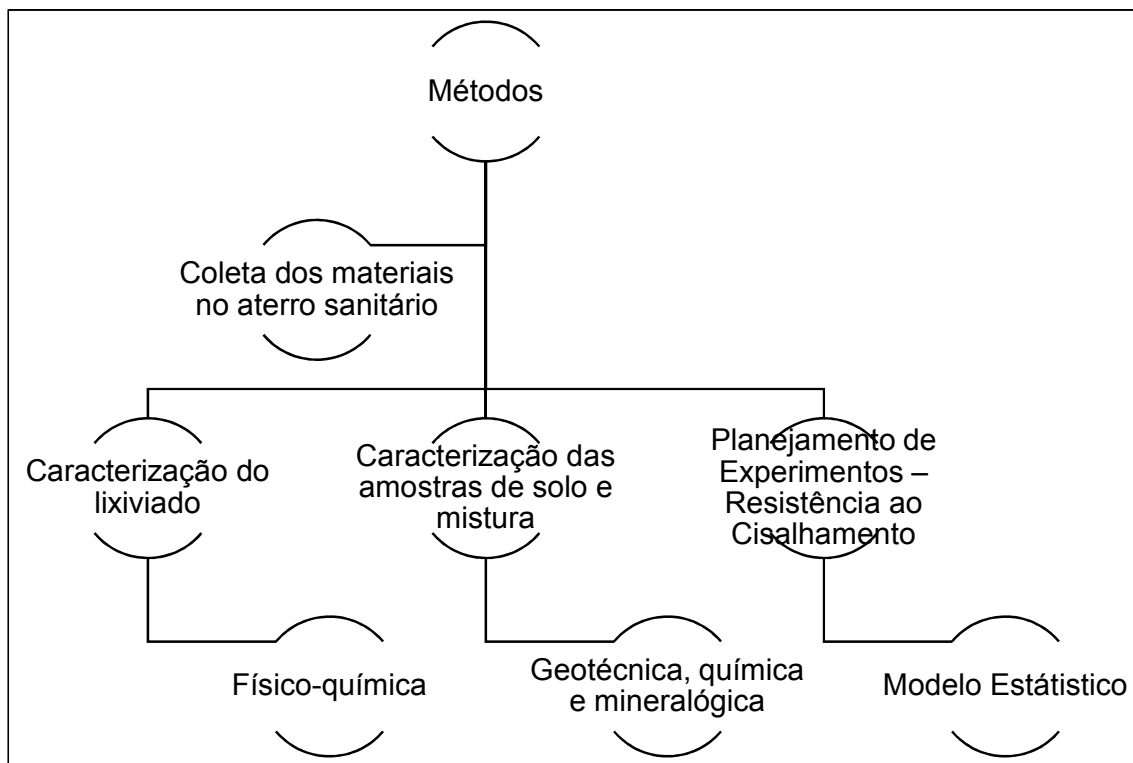
912 **4.3. Métodos**

913

914 Os métodos utilizados nessa pesquisa estão apresentados de forma
915 esquemática na Figura 14.

916

Figura 14 - Organograma dos métodos da pesquisa



917

918

919 4.3.1. Caracterização do Lixiviado

920

921 A caracterização do lixiviado foi realizada no Laboratório de Geotecnia
922 Ambiental da UFCG. As seguintes análises foram realizadas seguindo as normas da
923 APHA (2017):

924

- pH;
- Demanda Química de Oxigênio (DQO);
- Nitrogênio amoniacal;
- Alcalinidade;
- Sólidos Totais
- Cloretos;
- Sulfetos.

925

926

927

928

929

930

931 O lixiviado foi coletado da LTL do ASG, acondicionado em garrafas plásticas
932 de 500 mL e colocado em geladeiras para caracterização e uso na contaminação das
933 amostras de solo.

934

935 **4.3.2. Caracterização das amostras de solo e da mistura**

936

937 A caracterização geomecânica do Solo 1 foi realizada de acordo com as
938 seguintes normas brasileiras vigentes:

- 939 • Preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização
940 (ABNT NBR 6457:2016)
- 941 • Análise granulométrica (ABNT NBR 7181:2016)
- 942 • Limite de Plasticidade e Limite de Liquidez (ABNT NBR 7180:1984,
943 ABNT NBR 6459:1984)

944 A caracterização geomecânica do Solo 2 foi realizada de acordo com as
945 seguintes normas brasileiras vigentes:

- 946 • Preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização
947 (ABNT NBR 6457:2016)
- 948 • Limite de Plasticidade e Limite de Liquidez (ABNT NBR 7180:1984,
949 ABNT NBR 6459:1984)

950 A caracterização da mistura de solos foi realizada seguindo as orientações das
951 seguintes normas:

- 952 • Preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização
953 (ABNT NBR 6457:2016)
- 954 • Análise granulométrica (ABNT NBR 7181:2016)
- 955 • Limite de Plasticidade e Limite de Liquidez (ABNT NBR 7180:1984,
956 ABNT NBR 6459:1984)
- 957 • Determinação da massa específica (ABNT NBR 6508:1984)
- 958 • Ensaio de Compactação (ABNT NBR 7182:2016)

959 As propriedades específicas de Permeabilidade do solo e de Resistência ao
960 cisalhamento dos solos foram determinadas por meio das orientações das seguintes
961 normas:

- 962 • Determinação do coeficiente de Permeabilidade do solo (ABNT NBR
963 13292:2021)
- 964 • Resistência ao cisalhamento do solo (ASTM D3080:2011)

965 A caracterização mineralógica do Solo 1, Solo 2 e da mistura foi realizada por
966 meio de ensaios de Difração de Raio-x (DRX) em amostras secas e passadas na
967 peneira de 0,075mm e a estrutura da mistura de solos foi obtida por meio de ensaios
968 de Microscopia Eletrônica de Varredura. A amostra foi seca em estufa à 110°C,
969 desintegrada, moída e passada em peneira ABNT N° 200 (0,074 mm). Em seguida foi
970 prensada manualmente em porta amostra de Al para análise por DRX, em
971 equipamento XRD 6000 da Shimadzu. A radiação utilizada foi K α do Cu (40kV/30mA);
972 a velocidade do goniômetro de 2°/min e passo de 0,02°.

973 Para as análises de Eflorescência de Raio-X (EDX), as amostras foram
974 moldadas na forma de pastilha. Foi utilizado para determinação semi quantitativa dos
975 elementos presentes na forma de óxidos um equipamento de EDX 720 da Shimadzu.

976

977 **4.3.3. Preparação das amostras de solo**

978

979 As amostras de solo foram coletadas na forma deformada *in situ*, no aterro
980 sanitário em Guarabira/PB e acondicionadas em sacolas no Laboratório de Geotecnia
981 Ambiental da UFCG. Cada amostra passou por secagem ao ar livre, destorroamento,
982 homogeneização e quarteamento, de acordo com a norma de Preparação para ensaios
983 de compactação e ensaios de caracterização - NBR 6457 (ABNT, 2016).

984 A mistura de solos foi feita de forma semelhante à mistura realizada em campo
985 para camada de impermeabilização das Células do aterro sanitário em Guarabira/PB.
986 A mistura é executada em proporção de 6 volumes de solo local da região do aterro
987 para 1 volume de argila bentonítica adquirido pela empresa responsável pelo
988 empreendimento.

989 Para os ensaios de resistência ao cisalhamento direto, as amostras da mistura
990 de solo foram compactadas na energia normal e umidade ótima em um cilindro de
991 compactação, de acordo com os resultados de compactação das misturas de solo. Da
992 amostra compactada no cilindro, foram talhadas amostras retangulares de 6 cm x 6
993 cm, a partir dos amostradores padrão do equipamento de cisalhamento direto de
994 solos.

995 A contaminação das amostras de solo foi realizada por asperção de lixiviado
996 sobre a massa da mistura previamente destorroada. A quantidade de lixiviado
997 adicionado à mistura foi calculada com base na massa seca do solo nas proporções
998 de 5,0%, 12,5% e 20,0%. A porcentagem de lixiviado que foi adicionada às amostras
999 de mistura de solo e a forma de mistura foram desenvolvidas com base nos trabalhos
1000 de Nayak, Sunil & Shrihari (2007), Nayak, Synil & Shrihari (2009) e Al-Fares (2011),
1001 que também trabalharam com efeitos do lixiviado nas propriedades de amostras de
1002 solos. O limite inferior, de 5%, não interferiu, visualmente, nas características do solo.
1003 Enquanto que o trabalho com as amostras de solo contaminadas com o limite superior
1004 de 20%, foi dificultada, pois o solo se comportou como uma lama no primeiro dia. Nos
1005 dias seguintes o solo contaminado com 20% secou formando torrões de solo que
1006 foram destorroados antes dos ensaios posteriores.

1007 Durante a asperção, homogeneizou-se o solo para garantir que o contaminante
1008 se espalhasse de forma similar em toda massa. O método de asperção foi utilizado
1009 com base na metodologia utilizada no ensaio de compactação de solos, regido pela
1010 NBR 7182/2016, por entender que esse método garante a melhor homogenização das
1011 mistura de solos e lixiviado, promovendo, dessa forma, a melhor interação entre os
1012 componentes estudados.

1013 Ao fim do processo, a mistura de solos contaminada foi deixada ao ar livre
1014 durante 3 dias para garantir a interação entre os constituintes do lixiviado de aterro
1015 sanitário e a matriz do solo. Esse período foi escolhido com base nos períodos
1016 utilizados nos trabalhos de Al-Fares (2011), que utilizou 2 dias, e Harun *et al.* (2013),
1017 que utilizaram 7 dias. O período de 3 dias foi escolhido para estar dentro do período
1018 desses dois trabalhos.

1019

1020 **4.3.4. Planejamento experimental**

1021

1022 A análise do comportamento físico do solo contaminado foi realizada por meio
1023 de delineamento experimental do tipo composto com ponto central (DCC). A variável
1024 dependente será a resistência ao cisalhamento do solo, a ser determinada por meio
1025 da ASTM D3080 (2011). As variáveis independentes serão grau de contaminação e
1026 carregamento aplicado no ensaio de cisalhamento direto (dois fatores), organizado
1027 em três níveis, para contaminação foi 5%, 12,5% e 20%, enquanto que para
1028 carregamento foi 50 kPa, 125 kPa e 200 kPa. Os limites superiores e inferiores dos
1029 carregamentos foram escolhidos para garantir uma simulação dos carregamentos
1030 existentes no aterro sanitário. Os fatores e níveis propostos para o delineamento e a
1031 matriz de planejamento são apresentados, respectivamente, na Tabela 3 e Tabela 4.

1032 Os limites dos níveis de contaminação utilizados no DCC basearam-se nos
1033 limites utilizados nos trabalhos de Nayak, Sunil & Shrihari (2007), Sunil, Shrihari &
1034 Nayak (2009), Al-Fares (2011) e Harun *et al.* (2013). Os limites para os carregamentos
1035 buscaram seguir uma combinação de limite inferior e superior de forma a garantir que
1036 os carregamentos quase dobrassem de valor, encontrando 50 kPa, 125 kPa (próximo
1037 de 100 kPa) e 200 kPa.

1038 Tabela 3 - Fatores e níveis propostos para o DCC

Variáveis	Nível		
	-1	0	+1
Tensão normal aplicada (kPa)	50	125	200
Lixiviado adicionado à mistura de solo (%)	5	12,5	20

1039

1040 Tabela 4 - DCC para determinação dos resultados resistência ao cisalhamento do
1041 solo

Experimentos	Contaminação (%)	Carregamento (kPa)	Resistência (kPa)
1	5 (-1)	50 (-1)	R1
2	5 (-1)	200 (+1)	R2
3	20 (+1)	50 (-1)	R3

4	20 (+1)	200 (+1)	R4
5(C)	12,5 (0)	125 (0)	R5
6(C)	12,5 (0)	125 (0)	R6
7(C)	12,5 (0)	125 (0)	R7

1042

C – Ponto central; R - Resposta

1043 **5. RESULTADOS E DISCUSSÕES**

1044

1045 **5.1. Caracterização do lixiviado**

1046

1047 A Tabela 5 apresenta os parâmetros físico-químicos do lixiviado oriundo da LTL
1048 do ASG. Os parâmetros físico-químicos do lixiviado estudado são semelhantes aos
1049 de lixiviados de aterros jovens compilados por Kjeldsen *et al.* (2002) e por Costa, Alfaia
1050 e Campos (2019), com exceção dos parâmetros de pH e alcalinidade.

1051 Tabela 5 - Composição físico-química do Lixiviado da LTL do ASG

Parâmetros (mg/L)	ASG	0-5	0-5
pH	7,8	3 – 6	4,5 - 7,5
DQO	42647,0	15000 - 40000	6000 - 60000
Nitrogênio Amoniacal	1890	1500 - 4250	-
Alcalinidade	3750	10000 - 15000	-
Sólidos Totais	14300	10000 - 25000	-
Cloretos	2599,2	1000 - 3000	-
Sulfetos	974	500 - 2000	70 - 1750
Ácidos Voláteis	1860	-	-
Sólidos Voláteis	5600	10000 - 25000	-
Fósforo Total	2,6	-	-
Turbidez	482	-	-
Referência	Material coletado nessa pesquisa	(COSTA; ALFAIA; CAMPOS, 2019)	(KJELDSEN <i>et al.</i> , 2002)

1052

1053 O pH do lixiviado coletado foi de 7,8, valor que se encontra em torno do neutro
1054 e um pouco alcalino. De acordo com (Alver & Altas (2017), o valor do pH do lixiviado
1055 tende a variar com a idade do aterro sanitário e está diretamente ligado a relação de
1056 sulfato e cloreto. Esses autores também reforçam a importância desse parâmetro
1057 como indicador dos processos internos do maciço, visto que bactérias metanogênicas
1058 (responsáveis pela produção de metano) são sensíveis à faixa de pH inferiores a 6,8

1059 e superiores a 7,2. Além disso, o pH influencia nos processos de dissolução de metais
1060 e na capacidade de sorção de matéria orgânica (CAROLINE BAETTKER *et al.*, 2020).

1061 O pH do percolante atua no comportamento das partículas finas do solo.
1062 Mitchell & Soga (2005) comentam sobre esse efeito em solos argilosos. Segundo
1063 esses autores, quando em ambientes de baixo pH, argilas tendem a floculação,
1064 enquanto que um pH alto resulta em um comportamento de suspensão das argilas. O
1065 estado floculado das argilas é menos favorável à retenção de contaminantes, devido
1066 ao efeito de aglomeração de partículas e a formação de vazios.

1067 Ribeiro (2019) define a Demanda Química de Oxigênio como um indicador da
1068 quantidade de oxigênio necessário para oxidação química da matéria orgânica. Os
1069 valores elevados de DQO indicam uma alta quantidade de matéria orgânica no maciço
1070 de resíduos sólidos dispostos. Isso se justifica devido haver um continuo aterramento
1071 de resíduos novos na Célula 2 durante a coleta do lixiviado. Destro *et al.* (2020)
1072 também que um lixiviado com valor elevado de DQO apresenta um maior potencial de
1073 poluição.

1074 Ribeiro (2019) também relaciona o Nitrogênio com o percentual de matéria
1075 orgânica existente na constituição dos resíduos. O valor de nitrogênio amoniacal
1076 encontrado na amostra de lixiviado coletada está dentro dos limites encontrados por
1077 Costa, Alfaia e Campos (2019) para aterros sanitários jovens.

1078 De acordo com Naveen *et al.* (2017), a alcalinidade do lixiviado é proveniente
1079 da decomposição bioquímica e dos processos de dissolução dentro do maciço de
1080 resíduos. O valor de alcalinidade encontrado foi inferior aos reportados para aterros
1081 sanitários jovens em outros trabalhos,

1082 Kulikowska & Klimiuk (2008) comentam que o lixiviado produzido em aterros
1083 jovens são caracterizados por elevada quantidade de ácidos voláteis devido a fase
1084 ácida da fermentação que ocorre no interior do maciço. No entanto, devido os valores
1085 de pH estarem numa faixa neutra, acredita-se que o aterro sanitário esteja no numa
1086 fase de transição para a fase ácida, quando há uma diminuição do pH devido a
1087 formação de ácidos orgânicos.

1088 De forma geral, as características físico-químicas do lixiviado utilizado nessa
1089 pesquisa se enquadram em um perfil de lixiviado produzido em aterros jovens, como

1090 esperado, e são resultados da elevada taxa de decomposição de matéria orgânica no
1091 ASG. As características do lixiviado utilizado na pesquisa sugerem um potencial efeito
1092 de dispersão da fração argilosa dos solos estudados, estado natural desses materiais.
1093 No entanto, com o aumento dos processos de fermentação, esse lixiviado tenderá a
1094 um pH ácido, e, conseqüentemente, resultará na floculação da fase argilosa, que
1095 favorece a passagem de contaminantes. Dessa forma, embora esse lixiviado não
1096 tenha um grau de alteração tão preponderante, com o tempo, espera-se que os
1097 materiais da camada de base sofram alterações de forma mais rápida.

1098

1099 **5.2. Caracterização das amostras de solo e da mistura**

1100

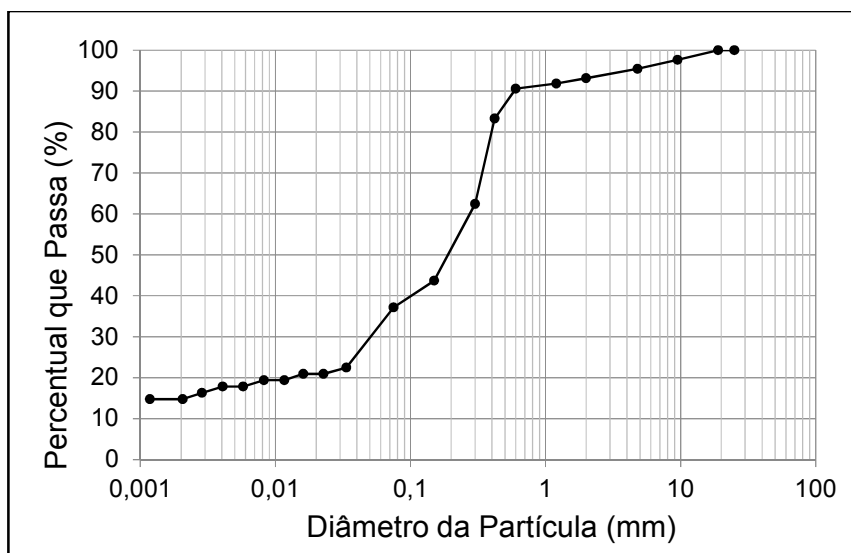
1101 **5.2.1. Solo 1**

1102

1103 O Solo 1, oriundo da região do ASG, utilizado na mistura para camada de base
1104 foi classificado, segundo a SUCS, como areia argilosa (SC), com mais
1105 aproximadamente 37% do seu material passante na peneira #200 (0,074 mm),
1106 ilustrado na curva granulométrica na Figura 15 e Tabela 6. Os valores de limites de
1107 Atterberg foram de 29% para o Limite de Liquidez (LL), 21% para o Limite de
1108 Plasticidade (LP) e um Índice de Plasticidade (IP) de 8%.

1109

Figura 15 - Curva Granulométrica da amostra de Solo 1



1110

1111

Tabela 6 – Frações Granulométricas do Solo 1 segundo a ABNT

Ensaio	Fração Granulométrica	Porcentagem
Granulometria	Pedra	4%
	Pedregulho	1%
	Areia Grossa	2%
	Areia Média	4%
	Areia Fina	59%
	Silte	12%
	Argila	18%

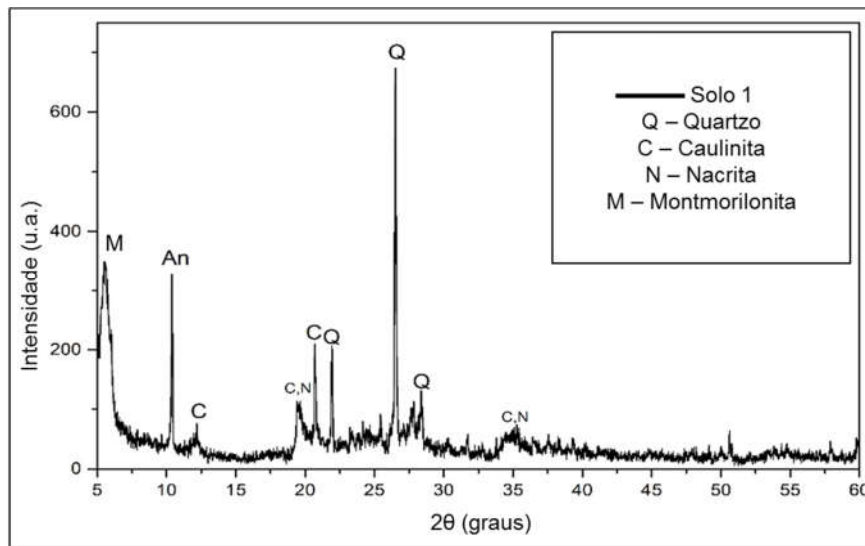
1112

1113 A distribuição granulométrica do Solo 1 evidencia uma predominância de areia
 1114 fina em sua constituição com uma considerável porção de finos. Essa proporção de
 1115 areia e finos é favorável às propriedades de resistência ao cisalhamento e
 1116 permeabilidade à água do solo, visto que os vazios formados pela estrutura de grãos
 1117 de areia é ocupada pelas frações mais finas do solo.

1118 A partir da Análise por Difração de Raio-X, identificou-se as seguintes fases
 1119 cristalinas na amostra de Solo 1: quartzo (SiO_2), caulinita ($\text{Al}_2\text{H}_4\text{O}_9\text{Si}_2$), nacrita
 1120 ($\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4$) e montmorilonita ($\text{Al}_2\text{Ca}_{0.5}\text{O}_{12}\text{Si}_4$), ilustrado na Figura 16. A
 1121 identificação de picos de quartzo era esperada uma vez que o solo tem predominância
 1122 da fração areia e por esse mineral ser um dos mais abundantes na crosta terrestre. A
 1123 nacrita é um polimorfo da caulinita, esses argilominerais do tipo 1:1 e apresentam uma
 1124 característica não-expansiva. Embora não tenha sido possível quantificar esses
 1125 minerais, devido a amostra de solo ser um material com muitas fases, houve o
 1126 aparecimento de um pico de Montmorilonita. Esse argilomineral do tipo 2:1, do grupo
 1127 das esmectitas, possui uma característica de expansão.

1128

Figura 16 - Resultado da DRX da amostra de Solo 1



1129

1130

1131 Solos ricos em montmorilonita tendem a apresentar uma baixa permeabilidade,
1132 característica procurada em solos utilizados em camadas de base. Dessa maneira, a
1133 presença dessa montmorilonita pode ser um indicativo da possibilidade de utilização
1134 apenas do Solo 1 na camada de compactação da base do ASG.

1135

1136 5.2.2. Solo 2

1137

1138 O Solo 2 é uma argila bentonítica semi-ativada distribuída por uma empresa
1139 local. Com granulometria passante em sua totalidade na peneira nº 40 (0,42 mm) Sua
1140 classificação segundo o Sistema Unificado de Classificação de Solos (SUCS) foi argila
1141 de alta plasticidade (CH). Esse material apresentou limite de liquidez igual a 236%,
1142 Limite de Plasticidade igual a 38% e um Índice de Plasticidade igual a 198%. Esses
1143 valores sugerem o predomínio de argilominerais montmorilonitas, caracterizados por
1144 limites de liquidez que variam entre 100%-900% e limites de plasticidade que viram
1145 entre 50%-100% (MITCHELL; SOGA, 2005).

1146 A empresa que distribui a argila bentonítica classifica o material como argila
1147 bentonítica sódica. No entanto, de acordo com a predominância de óxido de cálcio em
1148 comparação ao óxido de sódio obtidos do ensaio de Espectroscopia de raios X por

1149 dispersão em energia (Tabela 7), sugere-se que esse material poderia ser classificado
1150 como argila bentonítica cálcica.

1151

1152
1153
1154

Tabela 7 - Composição química do solo bentonítico por Espectrometria de Raio-X

Composição Química	
SiO ₂	55.944%
Al ₂ O ₃	26.058%
Fe ₂ O ₃	8.873%
MgO	3.182%
CaO	1.764%
K ₂ O	1.331%
TiO ₂	1.083%
Na ₂ O	0.923%
BaO	0.400%
SO ₃	0.235%

1155

1156

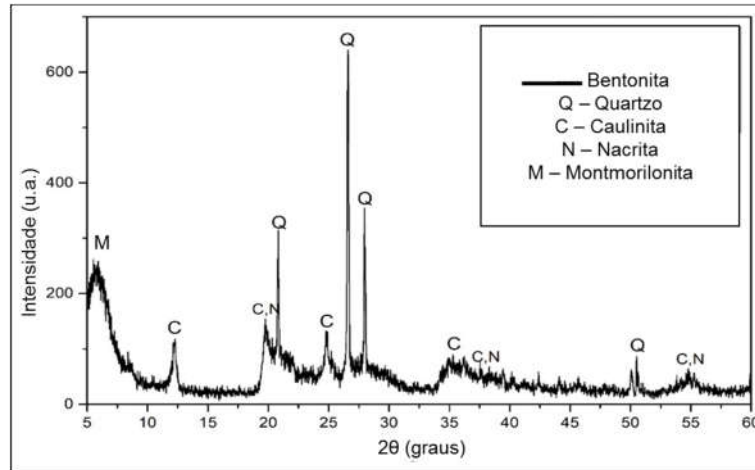
1157 A diferença entre esses dois tipos de argila bentonítica é explícita
1158 primariamente na sua capacidade de expansão, que é importante no processo de
1159 selagem dos vazios das camadas de impermeabilização. Argilas bentoníticas sódicas
1160 são conhecidas por seu alto potencial de expansão, enquanto argila bentoníticas
1161 cálcicas por um potencial de expansão reduzido (MUHAMMAD; SIDDIQUA, 2021).
1162 Entretanto, o material apresentou elevada capacidade de retenção de água, como os
1163 elevados resultados de limites de consistência já evidenciaram.

1164 Com relação à caracterização por difração de raio-x do solo bentonítico
1165 estudado, ilustrado na Figura 17, identificou-se que as principais fases cristalinas na
1166 amostra foram o quartzo (SiO₂), Caulinita (Al₂H₄O₉Si₂), Nacrita (Al₂O₉Si₂), Vermiculita
1167 (Al_{0.57}H_{1.4}Mg_{1.705}O_{7.86}Si_{1.43}) e montmorilonita (Al₂Ca_{0.5}O₁₂Si₄).

1168

1169
1170

Figura 17- Resultado da Difração de Raio X da amostra de argila bentonítica



1171
1172
1173
1174

1175 5.2.3. Mistura dos solos

1176

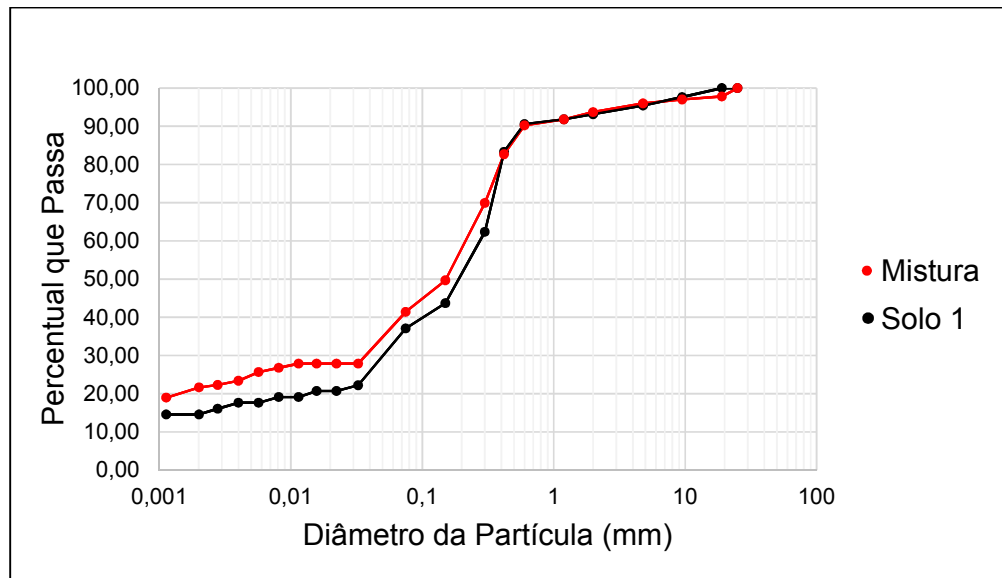
1177 A mistura de solos foi realizada em proporção de seis volumes de Solo 1 e um
1178 volume de Solo 2. A curva granulométrica da mistura, apresentada na Figura 18,
1179 demonstra uma distribuição granulométrica semelhante ao Solo 1, com um aumento
1180 nos finos. Esse comportamento era esperado, visto que a composição granulométrica
1181 do Solo 2 é, em sua totalidade, de finos passantes na peneira nº40 (0,42 mm).

1182 Os valores dos limites de consistência da mistura determinados foram 40%
1183 para Limite de Liquidez (LL), 21% para Limite de Plasticidade (LP) e um Índice de
1184 Plasticidade (IP) de 19%. O aumento no LL e IP da mistura, quando comparados ao
1185 Solo 1 isoladamente, é resultado da adição do Solo 2. O Solo 2, uma argila com alta
1186 plasticidade tende a governar o comportamento dos finos da mistura, exatamente pela
1187 predominância da montmorilonita em sua composição. Esse aumento nos índices de
1188 plasticidade também foi encontrado por Morandini & Leite (2015) na adição de argila
1189 bentonítica à solos tropicais. Karakan & Demir (2020) também identificaram uma
1190 tendência linear de crescimento do LL e LP de solos arenosos com adição de
1191 bentonitas e caulinitas. Esses autores identificaram que essa tendência é mais

1192 acentuada para adição de argila bentoníticas, semelhante ao aumenta da mistura
1193 estudada.

1194 De acordo com o SUCS, a mistura foi classificada como uma areia argilosa
1195 (SC), com aproximadamente 40% de material passante na peneira #200 (0,074 mm),
1196 ilustrado na curva granulométrica do material (Figura 18).

1197 Figura 18 - Curva granulométrica da mistura de solos e do Solo 1



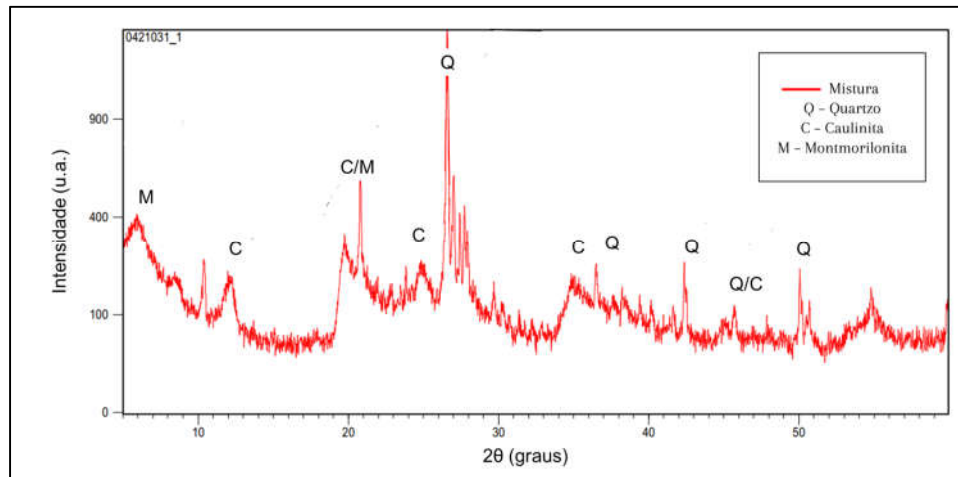
1198

1199

1200 O ensaio de DRX, ilustrado na Figura 19, apresentou em termos qualitativos a
1201 presença de minerais presentes nas duas partes da mistura, o que era esperado. O
1202 ensaio de EDX apresentou majoritariamente óxidos de silício, óxidos de alumínio e
1203 óxidos de ferro. A presença de óxidos de ferro auxilia na retenção de metais pesados
1204 da liner (CORREA *et al.*, 2008), o que é de extrema importância no funcionamento
1205 dessas estruturas de contenção. Os óxidos de Ferro também conferem a esses solos
1206 uma coloração avermelhada escura, que pode ser observado na região de extração
1207 das amostras.

1208

Figura 19 - Resultado do ensaio de DRX da mistura de solos



1209

1210

Tabela 8 - Principais óxidos encontrados no mistura pelo ensaio de EDX

Mistura	
Óxido	Resultado
SiO ₂	52,66%
Al ₂ O ₃	24,45%
Fe ₂ O ₃	14,48%
MgO	2,35%
CaO	1,90%
TiO ₂	1,58%
K ₂ O	1,49%

1211

1212

1213

1214

1215

1216

1217

1218

1219

Do resultado do ensaio de determinação da massa específica dos grãos obteve-se um valor de massa específica de 2,65 g/cm³. Do ensaio de compactação obteve-se valores de umidade ótima ($W_{ótima}$) de 17,5% e massa específica seca aparente máxima ($\rho_{d,máx}$) de 1,88 g/cm³, ilustrados na Figura 20. Esses valores estão em proximidade com os valores identificados por Howell *et al.* (1997), Morandini & Leite (2015) e Karakan & Demir (2020) para misturas de areias e solos argilosos nas proporções entre 10% e 15%.

1220

Tabela 9 - Frações granométricas da mistura de solo segundo a ABNT

Ensaio	Fração Granométrica	Porcentagem
Granulometria	Pedra	3%
	Pedregulho	2%
	Areia Grossa	10%
	Areia Média	48%
	Areia Fina	9%
	Silte	26%
	Argila	3%

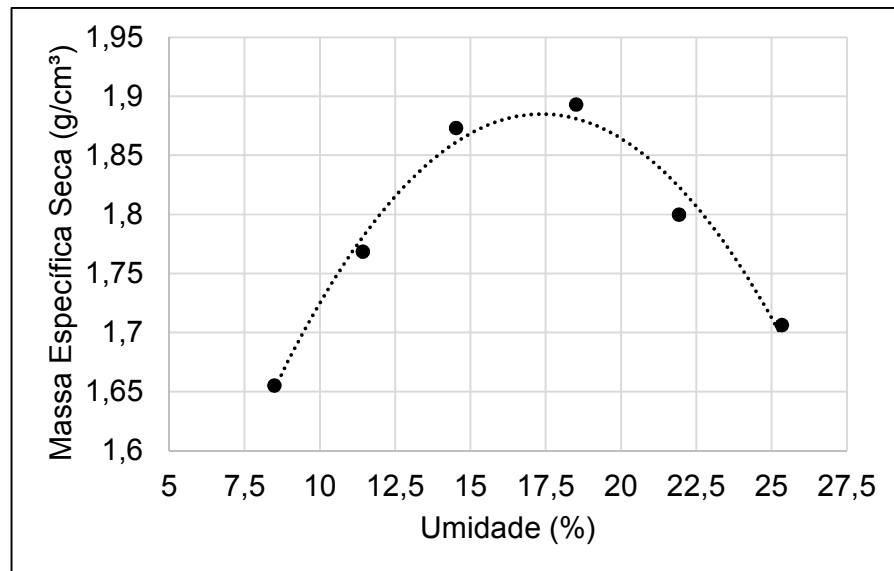
1221

1222 A mistura apresentou um coeficiente de permeabilidade à água de $3,84 \times 10^{-8}$
 1223 m/s. Esse valor atende os requisitos de segurança brasileiros para camadas de base
 1224 de aterros sanitários, que é, segundo a NBR 13896 (1997), um coeficiente de
 1225 permeabilidade à água de 10^{-8} m/s. Entretanto, misturas de solos arenosos com argila
 1226 bentonítica apresentam valores inferiores a esse em literatura. Kenney *et al.* (1992)
 1227 encontraram valores de coeficiente de permeabilidade inferiores a 10^{-9} m/s para
 1228 misturas de areia e argila bentonítica com proporção de aproximadamente 12% de
 1229 argila bentonítica. Akgün & Koçkar (2018) também identificaram valores inferiores de
 1230 coeficiente de permeabilidade à água no estudo de misturas de areias e argilas
 1231 bentoníticas.

1232 Com relação a propriedade de permeabilidade à água, esses tipos de mistura
 1233 de solo funcionam em conjunto. A fração granular dessas misturas funciona como um
 1234 esqueleto, oferecendo estrutura ao solo, enquanto que a argila bentonítica ocupa os
 1235 vazios do solo, principalmente devido sua propriedade de expansão (KENNEY *et al.*,
 1236 1992). Dessa maneira, esse valor pode estar atrelado à capacidade de expansão do
 1237 Solo 2, sendo passível de futuras análises.

1238

Figura 20 - Curva de compactação da mistura



1239

1240

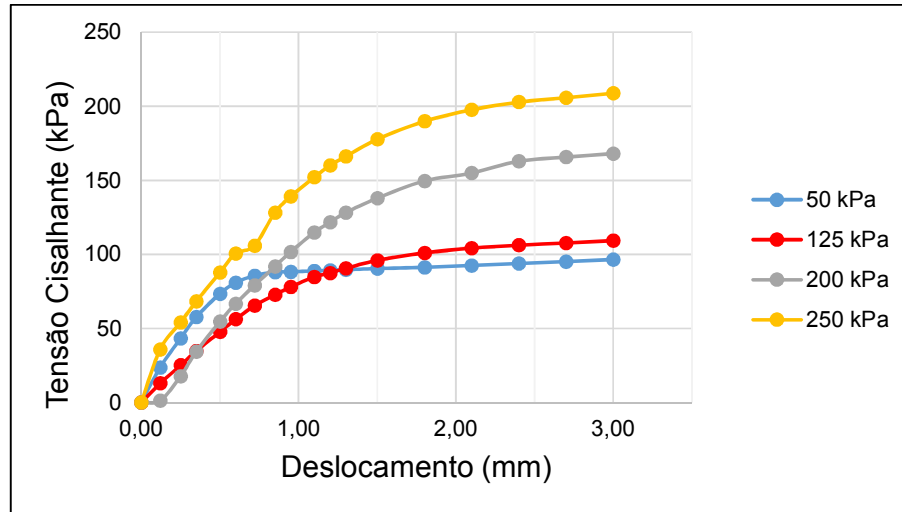
1241 O resultado dos ensaios de resistência ao cisalhamento direto da mistura estão
1242 apresentados na Figura 21. Esses resultados indicam um aumento da resistência ao
1243 cisalhamento do solo com o aumento da tensão normal aplicada. A envoltória de
1244 ruptura de Mohr-Coulomb da mistura está apresentada na Figura 22. Os parâmetros
1245 de resistência do solo foram obtidos a partir de uma regressão linear das tensões
1246 cisalhantes e tensões normais. O ângulo de atrito encontrado foi de 30,4° e um
1247 intercepto coesivo de 53,1 kPa.

1248 O ângulo de atrito da mistura está próximo dos valores reportados pela
1249 literatura. Chalermyanont & Arrykul (2005) encontraram valores de 33° para o ângulo
1250 de atrito e 24,9 kPa de misturas de areia e argila bentonítica na proporção de 9%. Al-
1251 Fares (2011) reportou valores de ângulos de atrito de 35° e 10 kPa. Kim, Nam & Youn
1252 (2018) encontrou valores em torno de 36° e considerou zero o valor de intercepto
1253 coesivo de suas misturas de areia e argila bentonítica.

1254 Em comparação com os valores da literatura, a mistura de solos utilizada nessa
1255 pesquisa apresentou valores de ângulo de atrito interno próximo da faixa de 30°, não
1256 diferindo razoavelmente. Entretanto o intercepto coesivo obtido não coincide com os
1257 apresentados pelos autores citados, essa resposta pode ser consequência da

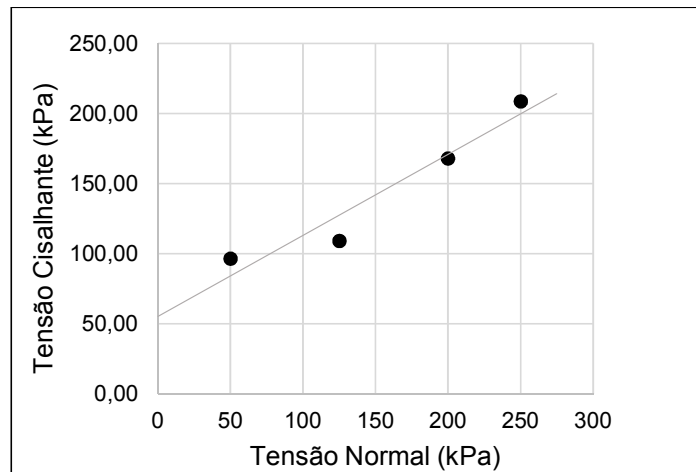
1258 existência de uma matriz argilosa no Solo 1, que pode criar uma tendência de
1259 comportamento de solo argiloso na amostra.

1260 Figura 21 - Resultado do ensaio de resistência ao cisalhamento direto da mistura



1261

1262 Figura 22 - Envoltória de ruptura da mistura de solos



1263

1264

1265 5.2.4. Amostras de solo contaminado

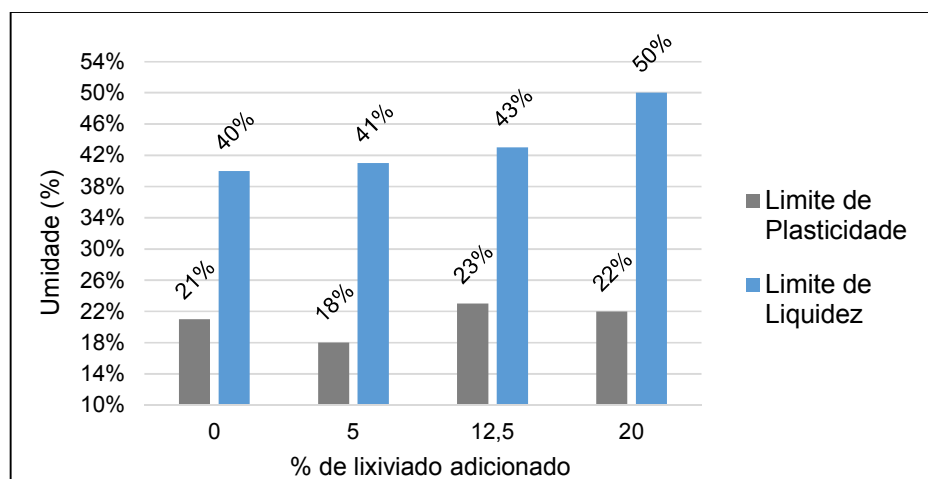
1266

1267 Os resultados dos ensaios de limites de consistência das amostras
1268 contaminadas são ilustrados na Figura 23. Os resultados de limite de plasticidade das
1269 amostras demonstraram uma tendência de estabilidade com o aumento da
1270 porcentagem de lixiviado adicionado à amostra. Dos valores de limites de liquidez,

1271 houve um aumento de 25% entre as amostras com 0% de lixiviado adicionado e 20%
1272 de lixiviado adicionado.

1273 Sunil, Shrihari & Nayak (2009) identificaram uma tendência de aumento nos
1274 limites de liquidez e índice de plasticidade de solos lateríticos contaminados por
1275 lixiviado de resíduos sólidos urbanos. Por outro lado, Harun *et al.* (2013) identificaram
1276 uma tendência de redução desses valores para amostras de solo arenoso com teores
1277 consideráveis de fração argila. Esses autores relacionaram essa variação nos limites
1278 de consistência com as reações que ocorrem em escala microscópica. Como por
1279 exemplo a variação da camada dupla difusa, que no caso da argila bentonítica é o que
1280 mobiliza o comportamento expansivo.

1281 Figura 23 - Limites de consistência das amostras de mistura de solos contaminadas



1282

1283 Khodary, Negm & Tawfik (2018), em seu artigo de revisão, constataram que
1284 solos com características argilosas apresentaram uma tendência de diminuição de
1285 seus limites de liquidez e seus índices de plasticidade. Esse comportamento é
1286 justificado pela alta concentração de químicos e compostos orgânicos no lixiviado, o
1287 que resulta na redução da dupla camada difusa do solo e, conseqüentemente, uma
1288 tendência de floculação. Já em solos lateríticos como o efeito da dupla camada difusa
1289 é irrisório, segundo os autores, há uma tendência de aumento. A mistura estudada
1290 nessa pesquisa, embora caracterizada como uma SC, comportou-se diferente do que
1291 a literatura reporta.

1292 As análises de EDX das amostras contaminadas, ilustradas na Tabela 10,
1293 demonstraram que não houve alteração nos óxidos presentes nas amostras. O único

1294 óxido que apresentou uma redução de aproximadamente 15% foi o óxido de cálcio.
 1295 Com relação as mudanças nos minerais do solo estudados através do ensaio de DRX
 1296 (Figura 24) , o aumento da quantidade de lixiviado adicionado ao solo não resultou em
 1297 alteração nos picos do ensaio DRX. Conseqüentemente, entende-se que não houve
 1298 alteração qualitativa dos minerais das amostras, para a metodologia utilizada.

1299 Xu *et al.* (2018) contaminaram o solo através de diluições de lixiviado em água,
 1300 esses autores encontraram uma diminuição considerável nos picos do DRX referentes
 1301 ao mineral montmorilonita. Esperava-se esse comportamento na mistura de solo
 1302 dessa pesquisa, visto essa foi contaminada com lixiviado em seu estado natural e
 1303 mais concentrado. Li *et al.* (2013) também reportaram alterações mineralógicas de
 1304 amostras contaminadas através de um processo de saturação durante um período de
 1305 7 dias.

1306 Acredita-se que essa divergência com os resultados da literatura pode ser
 1307 decorrente do período de exposição do material, igual a 3 dias. Sugere-se em futuros
 1308 estudos nessa área utilização de períodos de exposição superiores a 7 dias ou a
 1309 completa saturação das amostras e variação de concentração do lixiviado em termos
 1310 de diluição.

1311 Tabela 10 - Resultados dos ensaios de EDX das amostras de mistura de solo
 1312 contaminadas

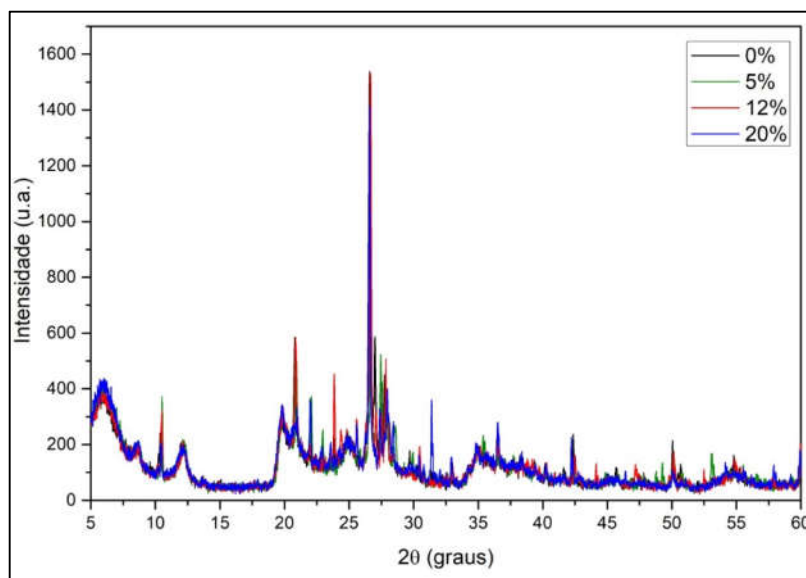
Óxido	0%	5%	12,5%	20%
	Resultado	Resultado	Resultado	Resultado
SiO ₂	52,66%	52,83%	53,09%	53,12%
Al ₂ O ₃	24,45%	24,75%	24,85%	25,06%
Fe ₂ O ₃	14,48%	14,35%	14,18%	14,15%
MgO	2,35%	2,05%	2,06%	2,10%
CaO	1,90%	1,88%	1,82%	1,64%
TiO ₂	1,58%	1,68%	1,55%	1,55%
K ₂ O	1,49%	1,45%	1,52%	1,53%
BaO	0,66%	0,49%	0,52%	0,49%
SO ₃	0,12%	0,22%	0,14%	0,12%

MnO	0,14%	0,12%	0,12%	0,14%
ZrO2	0,08%	0,08%	0,08%	0,07%
Cr2O3	0,04%	0,03%	0,04%	0,02%
SrO	0,02%	0,02%	0,02%	0,01%
Y2O3	0,01%	0,01%	0,01%	0,01%
ZnO	0,01%	0,01%	0,01%	0,01%
C	0,00%	0,01%	0,01%	0,00%

1313

1314

Figura 24 - Ensaio de DRX das misturas contaminadas



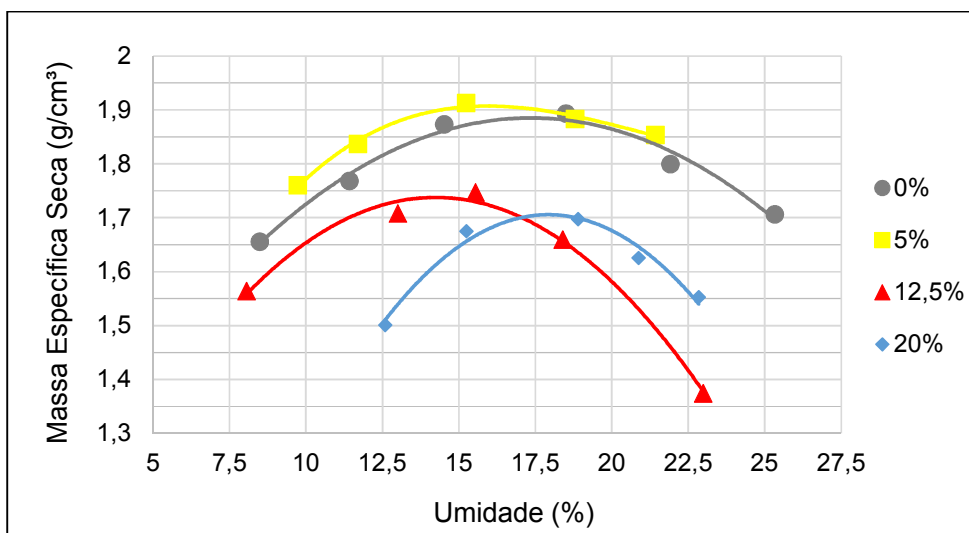
1315

1316 A Figura 25 ilustra os resultados dos ensaios de compactação das amostras
 1317 contaminadas por lixiviado. Esses resultados demonstram uma tendência de
 1318 diminuição da massa específica aparente seca máxima com o aumento da
 1319 porcentagem de lixiviado adicionada a massa de solo. Esse parâmetro variou de 1,88
 1320 g/cm³, na amostra com 0% de lixiviado adicionado, para 1,70 g/cm³, na amostra com
 1321 20% de lixiviado adicionado. A umidade ótima dessas curvas de compactação se
 1322 mantiveram dentro de uma faixa de valores entre 15% e 17% e não apresentou uma
 1323 tendência clara com o aumento do lixiviado adicionado à mistura.

1324 Harun *et al.* (2013) também encontrou essa tendência de redução da massa
 1325 específica aparente seca máxima. Esses autores justificaram esse comportamento
 1326 como um efeito de reações químicas entre o lixiviado e o solo. Que pode ser

1327 observado com maior clareza nas amostras contaminadas por 20% de lixiviado
1328 adicionado, em contraste com as amostras contaminadas com 5% de lixiviado
1329 adicionado. Entende-se que a adição de 5% de lixiviado nas misturas de solo não
1330 foram suficientes para alterar o comportamento da mistura de solo.

1331 Figura 25 - Curva de compactação das misturas contaminadas



1332

1333 A Figura 26 resultados de resistência ao cisalhamento das amostras
1334 contaminadas por lixiviado apresentaram um comportamento semelhante ao
1335 comportamento da amostra sem adição de lixiviado. Em nenhum dos ensaios
1336 identificou-se a formação de uma resistência de pico.

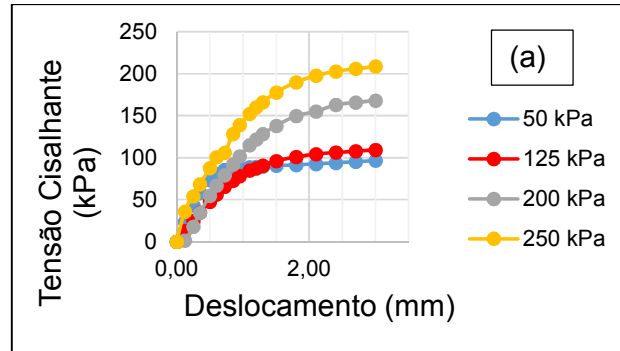
1337 As envoltórias de resistência e os parâmetros de resistência das amostras
1338 contaminadas estão ilustrados na Figura 27 e Tabela 11, respectivamente. Com
1339 relação aos parâmetros de resistência das amostras contaminadas, identificou-se uma
1340 tendência de aumento do intercepto coesivo das amostras com o aumento da
1341 porcentagem de lixiviado adicionado a amostra de solos. Além disso, o ângulo de atrito
1342 interno não variou de forma conclusiva, mantendo-se próximo de valores entre 30° e
1343 35°.

1344 Al-Fares (2011) encontrou resultados semelhantes aos resultados encontrados
1345 para as amostras contaminadas nessa pesquisa. Essa autora identificou uma
1346 tendência de aumento do intercepto coesivo e uma leve redução no ângulo de atrito
1347 interno com o aumento na porcentagem de lixiviado adicionado. Khodary, Negm e
1348 Tawfik (2018) reportaram resultados de resistência de solos contaminados por

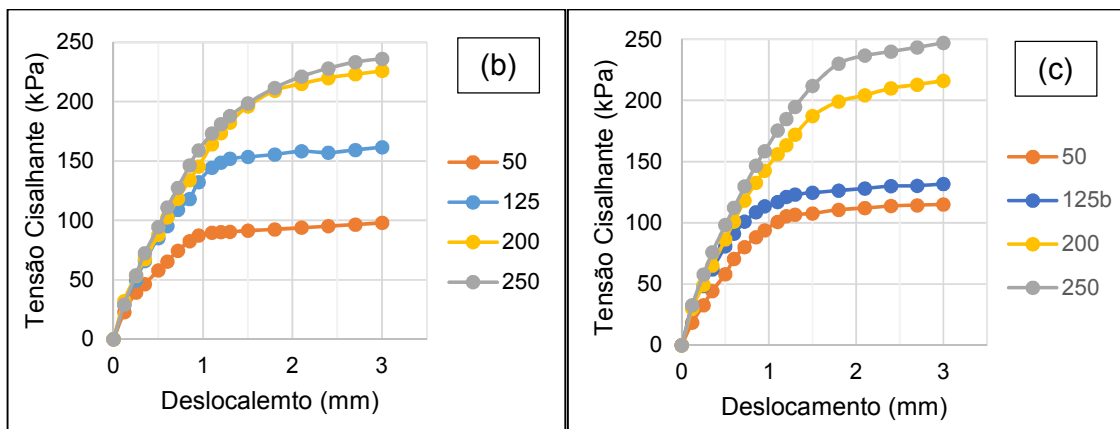
1349 lixiviado de aterro sanitário, os resultados reportados por esses autores ilustram que
1350 o comportamento da resistência de amostras contaminadas tende a diminuir com a
1351 contaminação devido os processos químicos de interação entre solo e lixiviado.

1352

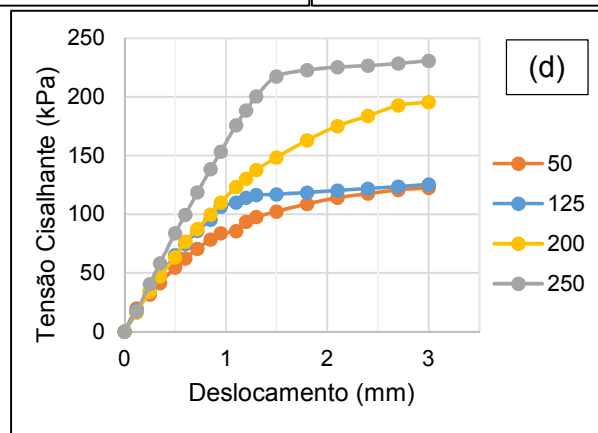
1353 Figura 26 - Ensaio de Resistência ao cisalhamento para as proporções de
1354 contaminação de 0% (a), 5% (b), de 12,5% (c) e 20% (d).



1355

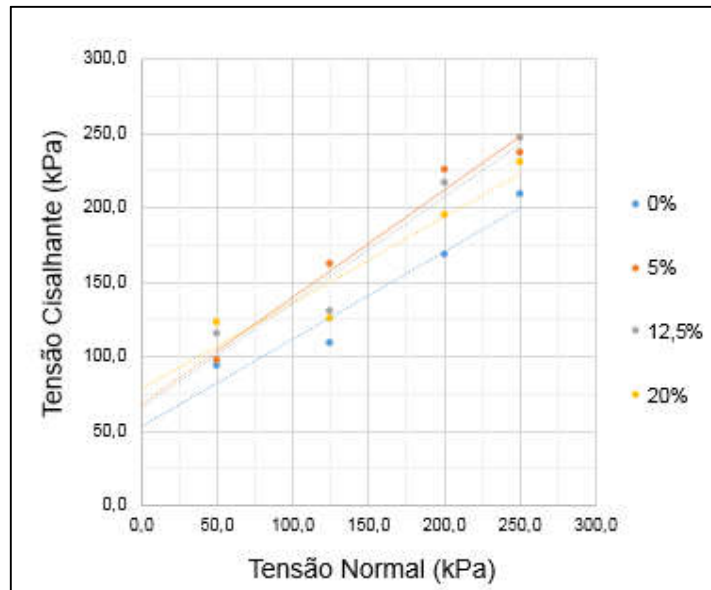


1356



1357

1358 Figura 27 - Envoltória de resistência das misturas contaminadas por lixiviado



1359

1360 Tabela 11 - Parâmetros de resistência das misturas contaminadas por lixiviado

% lixiviado adicionado	ângulo de atrito	Intercepto coesivo
0%	30,4	53,14
5%	35,8	67,79
12,5%	35,4	66,03
20%	30,0	78,39

1361

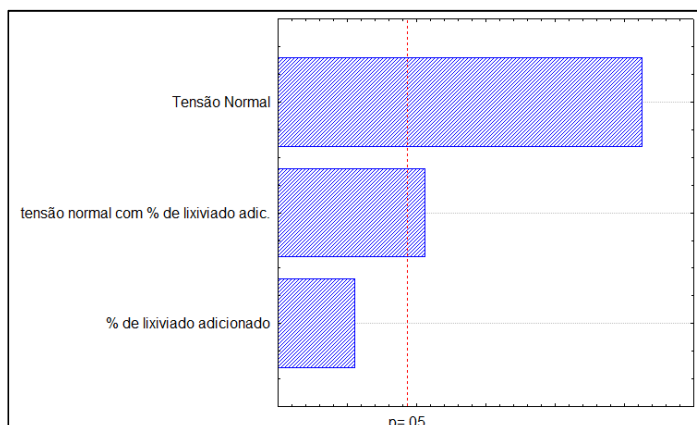
1362 5.2.5. Respostas do planejamento Experimental

1363 O planejamento experimental fatorial desenvolvido teve como respostas os
1364 valores apresentados na Tabela 12. Os valores encontrados variam entre 98 kPa e
1365 225 kPa. O gráfico de pareto, ilustrado na Figura 28, mostra com 95% de certeza
1366 estatística que a tensão normal é a variável que tem maior influência no
1367 comportamento da resistência ao cisalhamento das amostras contaminadas para esse
1368 modelo. No entanto, a porcentagem de lixiviado adicionado as amostras não foi
1369 significativo para alteração na resistência ao cisalhamento no modelo desenvolvido.

1370

1371

Figura 28 - Gráfico de Pareto dos efeitos padronizados da DCC



1372

1373

1374 O que pode justificar essa relação não significativa entre a porcentagem de
 1375 lixiviado adicionado a amostra e a resistência ao cisalhamento do solo é o tempo de
 1376 exposição da amostra ao lixiviado. Essa resposta sugere que o lixiviado não influencia
 1377 a resistência ao cisalhamento dessa amostra em curta escala de tempo e quando o
 1378 lixiviado é pulverizado sobre o solo. No entanto, dada a toxicidade desse material e a
 1379 complexidade das interações químicas que ocorrem no solo, é necessário ressaltar
 1380 que em longo período há a possibilidade de alteração estrutural e, conseqüentemente,
 1381 perda de resistência do solo.

1382

Tabela 12 - Resultados de resistência do DCC

Experimentos	Contaminação (%)	Carregamento (kPa)	Resistência (kPa)
1	5 (-1)	50 (-1)	98,0
2	5 (-1)	200 (+1)	225,9
3	20 (+1)	50 (-1)	122,5
4	20 (+1)	200 (+1)	195,5
5(C)	12,5 (0)	125 (0)	130,0
6(C)	12,5 (0)	125 (0)	132,0
7(C)	12,5 (0)	125 (0)	123,0

1383

C – Ponto central; R – Resposta

1384

1385

A Tabela 13 - p-valor para o modelo do DCC apresenta o p-valor resultante de uma análise de variância para o DCC. De acordo com a análise, o modelo apresentou

1386 um coeficiente de determinação de 0,86, o que sugere com 5% de significância que
1387 aproximadamente 86% da variabilidade do processo pode ser explicada pelo modelo.
1388 O p-valor da variável porcentagem de lixiviado adicionado foi menor que 0,05,
1389 indicando que essa variável não influencia no processo, de acordo com a análise.

1390

1391

Tabela 13 - p-valor para o modelo do DCC

Variáveis	Grau de liberdade (GL)	p-valor
Tensão Normal	1	0,0022
% de lixiviado adic.	1	0,6496
Tensão normal com % de lixiviado adic.	1	0,0303
Falta de ajuste	1	0,0125

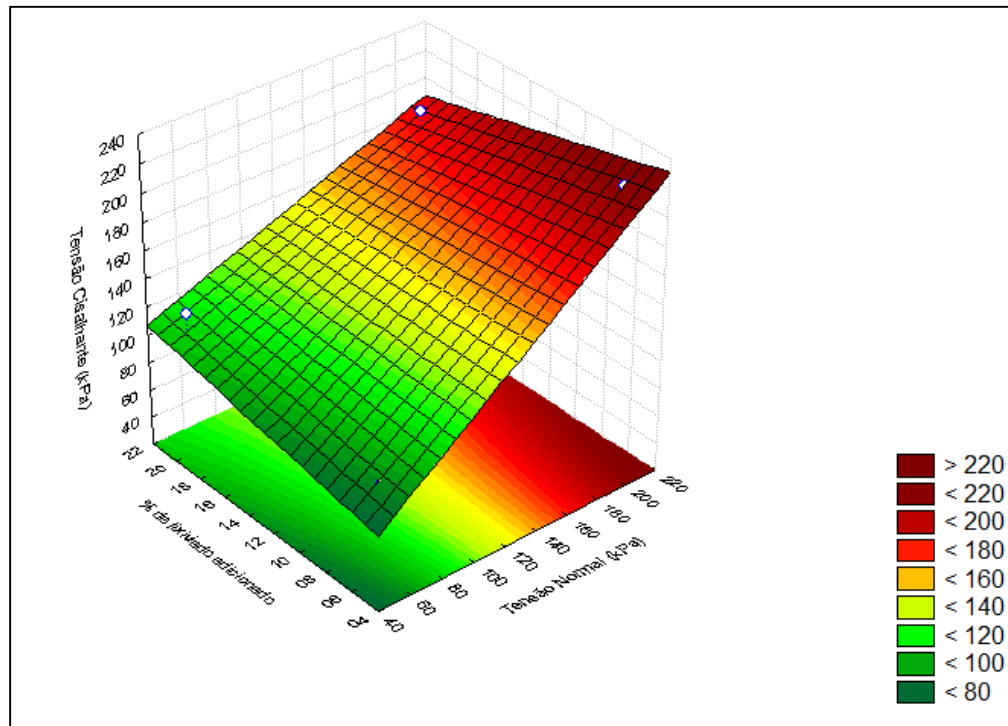
1392

1393

1394 A superfície resposta do DCC para as variáveis estudadas (tensão normal,
1395 porcentagem de lixiviado adicionado e resistência ao cisalhamento) está ilustrada na
1396 Figura 29. Essa superfície resposta evidencia o comportamento de aumento da
1397 resistência ao cisalhamento do solo com o aumento da porcentagem de lixiviado
1398 adicionado para tensões de próximas a 50 kPa. Por outro lado, para tensões
1399 superiores a 200 kPa, há uma tendência de redução da resistência ao cisalhamento do
1400 solo com o aumento da porcentagem de lixiviado adicionado.

1401

Figura 29 - Superfície de resposta do DCC



1402

1403

1404 De acordo com os resultados encontrados, a interação do lixiviado com a
1405 mistura de solos estudada tende a fragilizar a camada de impermeabilização do aterro
1406 sanitário a medida que esse lixiviado interage com a camada, e com o aumento do
1407 carregamento aplicado sobre essa camada (alçamento). O que ressalta a importância
1408 de compreender como a camada de impermeabilização se comporta a medida que as
1409 Células do aterro sanitário são alteadas, pois, o material estudado nessa pesquisa
1410 indicou uma redução da resistência ao cisalhamento do solo com o aumento do
1411 lixiviado adicionado e com o aumento do carregamento aplicado sobre as amostras.

1412 Em termos gerais, sugere-se que os projetos de camadas de base de aterros
1413 sanitários usem como fundamentação, além dos resultados de ensaios realizados
1414 para obras de geotecnia tradicionais, ensaios em que seja utilizado o lixiviado (in
1415 natura ou sintético) como percolante, uma vez que esse percolante possui alta
1416 capacidade de alteração.

1417

1418

1419

6. CONCLUSÕES

1420

1421

- Para a metodologia utilizada nessa pesquisa, identificou-se uma tendência de aumento do limite de liquidez e índice de plasticidade com o aumento da porcentagem do lixiviado adicionado às amostras;

1422

1423

1424

- O aumento da porcentagem de lixiviado adicionado nas amostras não alterou a proporção de óxidos determinadas por análise de EDX, nem interferiu nos picos de DRX;

1425

1426

1427

- O aumento da porcentagem de lixiviado adicionado as amostras de solo resultou numa diminuição da massa específica seca máxima das amostras. O teor de umidade ótima dessas amostras variou entre 15% e 17% com o aumento da porcentagem de lixiviado adicionado;

1428

1429

1430

1431

- As curvas de compactação da amostra contaminada com 5% e da amostra sem contaminação (0%) não variaram consideravelmente, o que implica que para esse nível o solo não sofreu variações nas propriedades de compactação;

1432

1433

1434

- Os resultados dos ensaios de resistência ao cisalhamento do solo não apresentaram uma formação de resistência de pico e sua resistência residual cresceu proporcionalmente como a tensão normal aplicada;

1435

1436

1437

- As envoltórias de resistência das amostras contaminadas apresentaram ângulo de atrito interno próximos de 30° e variaram seus interceptos coesivos proporcionalmente com a porcentagem de lixiviado adicionado as amostras.

1438

1439

1440

- O gráfico de Pareto do DCC e o p-valor do modelo evidenciaram que, para essa metodologia e para esse modelo, apenas a tensão normal aplicada e relação entre tensão normal e porcentagem de lixiviado adicionado interferiram no processo;

1441

1442

1443

1444

- A superfície de resposta do modelo estudado evidencia o comportamento de aumento da resistência ao cisalhamento do solo com o aumento da porcentagem de lixiviado adicionado para tensões de próximas a 50 kPa. Por outro lado, para tensões superiores a 200 kPa, há uma tendência de redução da resistência ao cisalhamento do solo com o aumento da porcentagem de lixiviado adicionado;

1445

1446

1447

1448

1449

- 1450 • O modelo obtido mostrou que as amostras de solo contaminadas com lixiviado
1451 apresentaram uma tendência de redução de sua resistência ao cisalhamento
1452 com o aumento da tensão normal aplicada, o que pode gerar problemas com o
1453 alteamento das Células do aterro.
- 1454 • De forma geral, a porcentagem de lixiviado adicionado as amostras de solo nas
1455 proporções escolhidas e seguindo a metodologia proposta não demonstraram
1456 efeitos na química e mineralogia do solo, embora tenham alterado o
1457 comportamento dos limites de consistência das amostras. Por outro lado, as
1458 propriedades físicas de compactação e resistência ao cisalhamento, estudadas
1459 por meio de ensaios geotécnicos, apresentaram alterações com o aumento da
1460 proporção de lixiviado adicionado.

1461 **6.1. Sugestões para trabalhos futuros**

1462

- 1463 • Identificar possíveis alterações nas propriedades físicas, químicas e na
1464 composição mineralógica da mistura solo-bentonita submetida a diferentes
1465 graus de contaminação utilizando-se uma metodologia de saturação dos
1466 corpos de prova com lixiviado por submersão das amostras e compactação dos
1467 corpos de prova para resistência ao cisalhamento no molde;
- 1468 • Avaliar as alterações das propriedades químicas, mineralógicas e físicas do
1469 solo estudado em termos de contaminação por lixiviado há longo prazo;
- 1470 • Desenvolver análises técnico-financeiras de misturas de diferentes tipos de
1471 solos do entorno do aterro sanitário em Guarabira para aplicação na camada
1472 de base desse empreendimento;
- 1473 • Avaliar o comportamento das propriedades de permeabilidade à água e ao
1474 lixiviado da mistura de solo estudada nessa pesquisa.

1475

1476 **REFERÊNCIAS**

1477

1478 ABUNAMA, T.; OTHMAN, F.; YOUNES, M. K. Predicting sanitary landfill leachate
1479 generation in humid regions using ANFIS modeling. *Environmental Monitoring and*
1480 *Assessment*, v. 190, n. 10, 2018.

1481 AKGÜN, H.; KOÇKAR, M. K. Evaluation of a sand bentonite mixture as a
1482 shaft/borehole sealing material. *Applied Clay Science*, v. 164, n. January, p. 34–43,
1483 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.clay.2017.12.043>>.

1484 AL-FARES, R. Effects of leachate-soil interaction on shear strength, permeability,
1485 compaction, and chemical characteristics. *Journal of Environmental Systems*, v. 33,
1486 n. 1, p. 1–18, 2011.

1487 ALDAEEF, A. A.; RAYHANI, M. T. Hydraulic performance of Compacted Clay Liners
1488 (CCLs) under combined temperature and leachate exposures. *Waste Management*,
1489 v. 34, n. 12, p. 2548–2560, 2014. Disponível em:
1490 <<http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2014.08.007>>.

1491 ALFAIA, R. G. DE S. M.; COSTA, A. M.; CAMPOS, J. C. Municipal solid waste in
1492 Brazil: A review. *Waste Management and Research*, v. 35, n. 12, p. 1195–1209,
1493 2017.

1494 ALVER, A.; ALTAŞ, L. Characterization and electrocoagulative treatment of landfill
1495 leachates: A statistical approach. *Process Safety and Environmental Protection*, v.
1496 111, p. 102–111, 2017.

1497 AMADI, A. A. Swelling characteristics of compacted lateritic soil-bentonite mixtures
1498 subjected to municipal waste leachate contamination. *Environmental Earth Sciences*,
1499 v. 70, n. 6, p. 2437–2442, 2013.

1500 AMADI, A.; ODEDEDE, O. Attenuation of contaminants in landfill leachate by lateritic
1501 soil enhanced with bentonite. *Geomechanics and Geoengineering*, v. 00, n. 00, p. 1–
1502 11, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1080/17486025.2019.1670872>>.

1503 ARASAN, S. Effect of chemicals on geotechnical properties of clay liners: A review.
1504 *Research Journal of Applied Sciences, Engineering and Technology*, v. 2, n. 8, p.

- 1505 765–775, 2010.
- 1506 ARIFIN, Y. F.; SAMBELUM. Bentonite Enhanced Soil as an Alternative Landfill Liner
1507 in Rikut Jawa, South Barito. *IOP Conference Series: Earth and Environmental*
1508 *Science*, v. 239, n. 1, 2019.
- 1509 ARRUDA, Luciene Vieira de. Caracterização de ambientes agrícolas e dos principais
1510 solos do município de Guarabira – PB. 2008. 88 f. Tese (Doutorado em Agronomia) -
1511 Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal da Paraíba, Areia, 2008.
- 1512 ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 13896: Aterros de
1513 resíduos não perigosos - Critérios para projeto, implantação e operação. Rio de
1514 Janeiro, 1997. 12 p.
- 1515 AZIZ, S. Q. *et al.* Leachate characterization in semi-aerobic and anaerobic sanitary
1516 landfills: A comparative study. *Journal of Environmental Management*, v. 91, n. 12, p.
1517 2608–2614, dez. 2010. Disponível em:
1518 <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0301479710002380>>.
- 1519 BATCHELDER, M.; MATHER, J. D.; JOSEPH, J. B. Mineralogical and chemical
1520 changes in mineral liners in contact with landfill leachate. *Waste Management and*
1521 *Research*, v. 16, n. 5, p. 411–420, 1998.
- 1522 BECK-BROICHSITTER, S.; GERKE, H. H.; HORN, R. Effect of compaction on soil
1523 physical properties of differently textured landfill liner materials. *Geosciences*
1524 (*Switzerland*), v. 9, n. 1, p. 1–20, 2019.
- 1525 BENSON, C. H.; DANIEL, D. E.; BOUTWELL, G. P. Field Performance of
1526 Compacted Clay Liners. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*,
1527 v. 125, n. May, p. 390–403, 1999.
- 1528 BHARAT, T. V.; SRIDHARAN, A. Prediction of compressibility data for highly plastic
1529 clays using diffuse double-layer theory. *Clays and Clay Minerals*, v. 63, n. 1, p. 30–
1530 42, 2015.
- 1531 BOSCOV, M. E. G. Geotecnia Ambiental. São Paulo: Oficina de Textos. 2008
- 1532 BOUAZZA, A.; VAN IMPE, W. F. Liner design for waste disposal sites. *Environmental*
1533 *Geology*, v. 35, n. 1, p. 41–54, 1998.

- 1534 CAROLINE BAETTKER, E. *et al.* Applicability of conventional and non-conventional
1535 parameters for municipal landfill leachate characterization. *Chemosphere*, v. 251, p.
1536 126414, 2020. Disponível em:
1537 <<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126414>>.
- 1538 CHALERMYANONT, T.; ARRYKUL, S. Compacted sand-bentonite mixtures for
1539 hydraulic containment liners. *Songklanakarin Journal of Science and technology*, v.
1540 27, n. 2, p. 313–323, 2005. Disponível em: <[http://rdo.psu.ac.th/sjstweb/journal/27-](http://rdo.psu.ac.th/sjstweb/journal/27-2/09bentonite.pdf)
1541 [2/09bentonite.pdf](http://rdo.psu.ac.th/sjstweb/journal/27-2/09bentonite.pdf)>.
- 1542 CHEN, Y. G. *et al.* Adsorption Property of Pb(II) by the Laterite-Bentonite Mixture
1543 Used as Waste Landfill Liner. *Advances in Civil Engineering*, v. 2019, 2019.
- 1544 CHITTOORI, B.; PUPPALA, A. J. Quantitative estimation of clay mineralogy in fine-
1545 grained soils. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, v. 137, n.
1546 11, p. 997–1008, 2011.
- 1547 CORREA, M. M. *et al.* Caracterização de óxidos de ferro de solos do ambiente
1548 tabuleiros costeiros. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 32, n. 3, p. 1017–1031,
1549 2008.
- 1550 COSTA, A. M.; ALFAIA, R. G. DE S. M.; CAMPOS, J. C. Landfill leachate treatment
1551 in Brazil – An overview. *Journal of Environmental Management*, v. 232, n. April 2018,
1552 p. 110–116, 2019.
- 1553 Departamento de Ciências Atmosféricas – UFCG (Brasil, Paraíba).. TEMPERATURA
1554 COMPENSADA MENSAL E ANUAL DA PARAIBA. In: UFCG (Brasil, Paraíba).
1555 Departamento de Ciências Atmosféricas. TEMPERATURA COMPENSADA MENSAL
1556 E ANUAL DA PARAIBA. [S. l.], 2006. Disponível em:
1557 <http://www.dca.ufcg.edu.br/clima/tmedpb.htm>. Acesso em: 14 abr. 2020.
- 1558 DESTRO, G. E. *et al.* Characterization of leachate produced by a landfill and its
1559 influence on a sewage treatment plant. *Environmental Quality Management*, v. 30, n.
1560 1, p. 15–23, 2020.
- 1561 DU, Y.-J. *et al.* Impacts of presence of lead contamination in clayey soil–calcium
1562 bentonite cutoff wall backfills. *Applied Clay Science*, v. 108, p. 111–122, 2015.
- 1563 EISENHOUR, D. D.; BROWN, R. K. Bentonite and its impact on modern life.

- 1564 *Elements*, v. 5, n. 2, p. 83–88, 2009.
- 1565 EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY. *Progress in management of contaminated*
1566 *sites*. [S.l: s.n.], 2014. Disponível em: <[http://www.eea.europa.eu/data-and-](http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/progress-in-management-of-contaminated-sites-3/assessment#toc-0)
1567 [maps/indicators/progress-in-management-of-contaminated-sites-3/assessment#toc-](http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/progress-in-management-of-contaminated-sites-3/assessment#toc-0)
1568 [0](http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/progress-in-management-of-contaminated-sites-3/assessment#toc-0)>.
- 1569 FARQUHAR, G. J. Leachate: Production and characterization. *Canadian Journal of*
1570 *Civil Engineering*, v. 16, n. 3, p. 317–325, 1989.
- 1571 FENG, S. J. *et al.* Geotechnical properties of municipal solid waste at Laogang
1572 Landfill, China. *Waste Management*, v. 63, p. 354–365, 2017. Disponível em:
1573 <<http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2016.09.016>>.
- 1574 FIROOZ FAR, A.; KHOSROSHIRI, N. Kerman Clay Improvement by Lime and
1575 Bentonite to Be Used as Materials of Landfill Liner. *Geotechnical and Geological*
1576 *Engineering*, v. 35, n. 2, p. 559–571, 2017.
- 1577 FRIKHA, Y.; FELLNER, J.; ZAIRI, M. Leachate generation from landfill in a semi-arid
1578 climate: A qualitative and quantitative study from Sousse, Tunisia. *Waste*
1579 *Management and Research*, v. 35, n. 9, p. 940–948, 2017.
- 1580 GLEASON, M. H.; DANIEL, D. E.; EYKHOLT, G. R. Calcium and sodium bentonite
1581 for hydraulic containment applications. *Journal of Geotechnical Engineering*, v. 123,
1582 n. 5, p. 438–445, 1997.
- 1583 GOPINATH, T. R.; SCHUSTER, H. D.; SCHUCKMANN, W. K. Clay mineralogy and
1584 geochemistry of continental bentonite and their geological implications, Boa Vista,
1585 Campina Grande, PB. *Revista Brasileira de Geociências*, v. 18, n. 3, p. 345–352,
1586 1988.
- 1587 GUEDDOUDA, M. K. *et al.* Hydraulic properties of dune sand–bentonite mixtures of
1588 insulation barriers for hazardous waste facilities. *Journal of Rock Mechanics and*
1589 *Geotechnical Engineering*, v. 8, n. 4, p. 541–550, 2016. Disponível em:
1590 <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jrmge.2016.02.003>>.
- 1591 HARUN, S. N. *et al.* Effects of leachate on geotechnical characteristics of sandy clay
1592 soil. 2013, [S.l: s.n.], 2013. p. 530–536.

- 1593 HE, J. *et al.* Effects of leachate infiltration and desiccation cracks on hydraulic
1594 conductivity of compacted clay. *Water Science and Engineering*, v. 8, n. 2, p. 151–
1595 157, 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.wse.2015.04.004>>.
- 1596 HOWELL, J. L. *et al.* Compaction of Sand-Processed Clay Soil Mixtures.
1597 *Geotechnical Testing Journal*, v. 20, n. 4, p. 443–458, 1997.
- 1598 KARAKAN, E.; DEMIR, S. Observations and findings on mechanical and plasticity
1599 behavior of sand-clay mixtures. *Arabian Journal of Geosciences*, v. 13, n. 19, 2020.
- 1600 KENNEY, T. C. *et al.* Hydraulic conductivity of compacted bentonite–sand mixtures.
1601 *Canadian Geotechnical Journal*, v. 29, n. 3, p. 364–374, 1 jun. 1992. Disponível em:
1602 <<http://www.nrcresearchpress.com/doi/10.1139/t92-042>>.
- 1603 KHODARY, S. M.; NEGM, A. M.; TAWFIK, A. *Geotechnical properties of the soils*
1604 *contaminated with oils, landfill leachate, and fertilizers*. *Arabian Journal of*
1605 *Geosciences*. [S.l.]: Springer Verlag. , 1 jan. 2018
- 1606 KIBRIA, G.; HOSSAIN, M. S. Investigation of degree of saturation in landfill liners
1607 using electrical resistivity imaging. *Waste Management*, v. 39, p. 197–204, 2015.
1608 Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2015.02.015>>.
- 1609 KIM, D.; NAM, B. H.; YOUN, H. Effect of clay content on the shear strength of clay–
1610 sand mixture. *International Journal of Geo-Engineering*, v. 9, n. 1, 2018. Disponível
1611 em: <<https://doi.org/10.1186/s40703-018-0087-x>>.
- 1612 KJELDSEN, P. *et al.* Present and long-term composition of MSW landfill leachate: A
1613 review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, v. 32, n. 4, p.
1614 297–336, 2002.
- 1615 KULIKOWSKA, D.; KLIMIUK, E. The effect of landfill age on municipal leachate
1616 composition. *Bioresource Technology*, v. 99, n. 13, p. 5981–5985, 2008.
- 1617 KURNIAWAN, T. A.; LO, W. H.; CHAN, G. Y. S. Physico-chemical treatments for
1618 removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate. *Journal of Hazardous*
1619 *Materials*, v. 129, n. 1–3, p. 80–100, 2006.
- 1620 LEÓN-GÓMEZ, H. DE *et al.* Impacto del lixiviado generado en el relleno sanitario
1621 municipal de Linares (Nuevo León) sobre la calidad del agua superficial y

1622 subterrânea. *Revista mexicana de ciencias geológicas*, v. 32, n. 3, p. 514–526, 2015.
1623 Disponível em: <[http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1026-](http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1026-87742015000300514)
1624 [87742015000300514](http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1026-87742015000300514)>.

1625 LI, JIANG-SHAN *et al.* Influence of leachate pollution on mechanical properties of
1626 compacted clay: A case study on behaviors and mechanisms. *Engineering Geology*,
1627 v. 167, p. 128–133, 17 dez. 2013. Disponível em:
1628 <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0013795213002871>>. Acesso
1629 em: 13 nov. 2019.

1630 LI, JIANG SHAN *et al.* Influence of leachate pollution on mechanical properties of
1631 compacted clay: A case study on behaviors and mechanisms. *Engineering Geology*,
1632 v. 167, p. 128–133, 2013. Disponível em:
1633 <<http://dx.doi.org/10.1016/j.enggeo.2013.10.013>>.

1634 LO, I. M. C. Characteristics and treatment of leachates from domestic landfills.
1635 *Environment International*, v. 22, n. 4, p. 433–442, 1996.

1636 LOCASTRO, J. K.; LUIZ, B.; ANGELIS, D. DE. Barreiras de impermeabilização:
1637 configurações aplicadas em aterros sanitários. *Revista Eletrônica em Gestão,*
1638 *Educação e Tecnologia Ambiental*, v. 20, n. 1, p. 200–210, 2016.

1639 LUO, H. *et al.* Recent advances in municipal landfill leachate: A review focusing on
1640 its characteristics, treatment, and toxicity assessment. *Science of The Total*
1641 *Environment*, v. 703, p. 135468, fev. 2020. Disponível em:
1642 <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135468>>.

1643 MANITOBA GOVERNMENT (Canadá). Technical reference document for liquid
1644 manure storage structures: Compacted Clay Liners. Manitoba, 2007. 8 p. Dispon?vel
1645 em: <[http://https://www.gov.mb.ca/sd/envprograms/livestock/pdf/clay_liner_feb-](http://https://www.gov.mb.ca/sd/envprograms/livestock/pdf/clay_liner_feb-2007.pdf)
1646 [2007.pdf](http://https://www.gov.mb.ca/sd/envprograms/livestock/pdf/clay_liner_feb-2007.pdf)>. Acesso em: 03 apr. 2020

1647 MITCHELL, J. K.; SOGA, K. *Fundamentals of Soil Behavior*. [S.l.: s.n.], 2005. v. 158.

1648 MOHAMMAD-PAJOOH, E.; WEICHHREBE, D.; CUFF, G. Municipal landfill leachate
1649 characteristics and feasibility of retrofitting existing treatment systems with
1650 deammonification – A full scale survey. *Journal of Environmental Management*, v.
1651 187, p. 354–364, 2017.

1652 MOJID, M. A. Diffuse Double Layer (DDL). In: GLIŃSKI, J.; HORABIK, J.; LIPIEC, J.
1653 (Org.). . *Encyclopedia of Agrophysics*. Dordrecht: Springer Netherlands, 2011. p.
1654 213–214. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/978-90-481-3585-1_41>.

1655 MONTORO, M. A.; FRANCISCA, F. M. Soil Permeability Controlled by Particle-Fluid
1656 Interaction. *Geotechnical and Geological Engineering*, v. 28, n. 6, p. 851–864, 2010.

1657 MORANDINI, T. L. C.; LEITE, A. DO L. Characterization and hydraulic conductivity of
1658 tropical soils and bentonite mixtures for CCL purposes. *Engineering Geology*, v. 196,
1659 p. 251–267, 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.enggeo.2015.07.011>>.

1660 MORENO, J.; PEINADO, R. Wine Colloids. *Enological Chemistry*. [S.l.]: Elsevier,
1661 2012. p. 323–354. Disponível em:
1662 <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/B9780123884381000194>>.

1663 MUHAMMAD, N.; SIDDIQUA, S. Calcium bentonite vs sodium bentonite: The
1664 potential of calcium bentonite for soil foundation. *Materials Today: Proceedings*, n.
1665 xxxx, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.matpr.2021.02.386>>.

1666 NAVEEN, B. P. *et al.* Physico-chemical and biological characterization of urban
1667 municipal landfill leachate. *Environmental Pollution*, v. 220, p. 1–12, 2017a.
1668 Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2016.09.002>>.

1669 NAVEEN, B. P. *et al.* Physico-chemical and biological characterization of urban
1670 municipal landfill leachate. *Environmental Pollution*, v. 220, p. 1–12, 2017b.
1671 Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2016.09.002>>.

1672 NAVEEN, B. P.; SUMALATHA, J.; MALIK, R. K. A study on contamination of ground
1673 and surface water bodies by leachate leakage from a landfill in Bangalore, India.
1674 *International Journal of Geo-Engineering*, v. 9, n. 1, 2018. Disponível em:
1675 <<https://doi.org/10.1186/s40703-018-0095-x>>.

1676 NAYAK, S.; SUNIL, B. M.; SHRIHARI, S. Hydraulic and compaction characteristics of
1677 leachate-contaminated lateritic soil. *Engineering Geology*, v. 94, n. 3–4, p. 137–144,
1678 2007.

1679 NGUYEN, L. C.; CHU, H. L.; HO, L. S. Soil treatment by bentonite and fly ash for
1680 liners of waste landfill: A case study in Vietnam. *International Journal of GEOMATE*,
1681 v. 17, n. 63, p. 315–322, 2019.

- 1682 OTUNOLA, B. O.; OLOLADE, O. O. A review on the application of clay minerals as
1683 heavy metal adsorbents for remediation purposes. *Environmental Technology and*
1684 *Innovation*, v. 18, p. 100692, 2020. Disponível em:
1685 <<https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.100692>>.
- 1686 OZTOPRAK, S.; PISIRICI, B. Effects of micro structure changes on the macro
1687 behaviour of Istanbul (Turkey) clays exposed to landfill leachate. *Engineering*
1688 *Geology*, v. 121, n. 3–4, p. 110–122, 10 ago. 2011.
- 1689 RAMÍREZ, A. Q.; GONZÁLEZ, Y. V.; VALENCIA, L. A. L. Effect of solid wastes
1690 leachates on a tropical soil. *DYNA (Colombia)*, v. 84, n. 203, p. 283–290, 1 dez.
1691 2017.
- 1692 RENO, S. *et al.* Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *Journal of*
1693 *Hazardous Materials*, v. 150, n. 3, p. 468–493, 2008.
- 1694 RIBEIRO, V. R. A. Análise comparativa do lixiviado bruto gerado em um aterro
1695 sanitário e o acumulado em uma lagoa de tratamento por evaporação natural. 2019.
1696 88 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental), Programa de Pós-
1697 graduação em Engenharia Civil e Ambiental, Centro de Tecnologia e Recursos
1698 Naturais, Universidade Federal de Campina Grande - Paraíba - Brasil, 2019.
- 1699 ROWE, R. K. Long-term performance of contaminant barrier systems. *Géotechnique*,
1700 v. 55, n. 9, p. 631–678, nov. 2005. Disponível em:
1701 <<http://www.icevirtuallibrary.com/doi/10.1680/geot.2005.55.9.631>>.
- 1702 SÁNCHEZ-JIMÉNEZ, N. *et al.* Clayey materials as geologic barrier in urban landfills:
1703 Comprehensive study of the interaction of selected quarry materials with heavy
1704 metals. *Applied Clay Science*, v. 56, p. 23–29, fev. 2012.
- 1705 SHARMA, K. D.; JAIN, S. Overview of Municipal Solid Waste Generation,
1706 Composition, and Management in India. *Journal of Environmental Engineering*, v.
1707 145, n. 3, p. 04018143, 2018.
- 1708 SHU, S.; ZHU, W.; SHI, J. A new simplified method to calculate breakthrough time of
1709 municipal solid waste landfill liners. *Journal of Cleaner Production*, v. 219, p. 649–
1710 654, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.02.050>>.
- 1711 SILVA, T. F. DA. *ESTUDO DE MISTURA DE SOLOS PARA IMPERMEABILIZAÇÃO*

- 1712 *EFICIENTE DE CAMADA DE BASE DE ATERROS SANITÁRIOS*. 2017. 399–404 f.
1713 Universidade Federal de Campina Grande, 2017. Disponível em:
1714 <[http://www.ppgeca.ufcg.edu.br/dissertacoes-menu/dissertacoes-2017/send/17-
dissertacoes-2017/34-estudo-de-mistura-de-solos-para-impermeabilizacao-eficiente-
de-camada-de-base-de-aterros-sanitarios](http://www.ppgeca.ufcg.edu.br/dissertacoes-menu/dissertacoes-2017/send/17-
1715 dissertacoes-2017/34-estudo-de-mistura-de-solos-para-impermeabilizacao-eficiente-
1716 de-camada-de-base-de-aterros-sanitarios)>.
- 1717 SOLTANI, A. *et al.* Experiments and dimensional analysis of contaminated clay soils.
1718 *Environmental Geotechnics*, v. 6, n. 7, p. 434–449, 21 dez. 2017.
- 1719 SUNIL, B. M. Review on performance of geosynthetic liners in municipal solid waste
1720 landfills. 2015, [S.I.]: Asian Regional Conference on Soil Mechanics and
1721 Geotechnical Engineering, 2015. p. 2368–2372.
- 1722 SUNIL, B. M.; SHRIHARI, S.; NAYAK, S. Shear strength characteristics and chemical
1723 characteristics of leachate-contaminated lateritic soil. *Engineering Geology*, v. 106, n.
1724 1, p. 20–25, 2009.
- 1725 TAY, Y. Y.; STEWART, D. I.; COUSENS, T. W. Shrinkage and desiccation cracking
1726 in bentonite-sand landfill liners. *Engineering Geology*, v. 60, n. 1–4, p. 263–274,
1727 2001.
- 1728 TEICH-MCGOLDRICK, S. L. *et al.* Swelling Properties of Montmorillonite and
1729 Beidellite Clay Minerals from Molecular Simulation: Comparison of Temperature,
1730 Interlayer Cation, and Charge Location Effects. *Journal of Physical Chemistry C*, v.
1731 119, n. 36, p. 20880–20891, 2015.
- 1732 THANKAM, N. S.; REKHA, V.; SHANKAR, U. Use of lateritic soil amended with
1733 bentonite as landfill liner. *Rasayan Journal of Chemistry*, v. 10, n. 4, p. 1431–1438,
1734 2017.
- 1735 THOMÉ, A. *et al.* Remediation technologies applied in polluted soils: New
1736 perspectives in this field. *Environmental Science and Engineering*, n. May 2002, p.
1737 186–203, 2019.
- 1738 UEDA, T.; MATSUSHIMA, T.; YAMADA, Y. Effect of particle size ratio and volume
1739 fraction on shear strength of binary granular mixture. *Granular Matter*, v. 13, n. 6, p.
1740 731–742, 2011.
- 1741 VALLERO, D. A.; BLIGHT, G. The Municipal Landfill. *Waste*. 2. ed. [S.I.]: Elsevier,

1742 2019. p. 235–258. Disponível em: <[http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-815060-](http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-815060-3.00012-8)
1743 3.00012-8>.

1744 WAGNER, J. F. *Clay Liners and Waste Disposal*. 2. ed. [S.l.]: Elsevier Ltd., 2013. v.
1745 5. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-08-098259-5.00023-8>>.

1746 XIE, H. *et al.* An analytical model for diffusion of chemicals under thermal effects in
1747 semi-infinite porous media. *Computers and Geotechnics*, v. 69, p. 329–337, 2015.
1748 Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.compgeo.2015.06.012>>.

1749 XU, S. *et al.* An experimental study on the microstructure and triaxial shear of
1750 structured clay in contact with landfill leachate. *Bulletin of Engineering Geology and*
1751 *the Environment*, v. 78, n. 6, p. 4611–4622, 1 set. 2019.

1752 XU, S. *et al.* Microstructure and Triaxial Shear Testing of Compacted Clay Presented
1753 in Landfill Leachate. *Proceedings of GeoShanghai 2018 International Conference:*
1754 *Geoenvironment and Geohazard*. [S.l.]: Springer Singapore, 2018. p. 289–297.

1755 YANG, L.; HUR, J.; ZHUANG, W. Occurrence and behaviors of fluorescence EEM-
1756 PARAFAC components in drinking water and wastewater treatment systems and
1757 their applications: A review. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 22, n.
1758 9, p. 6500–6510, 2015.

1759 YANG, R.; XU, Z.; CHAI, J. A review of characteristics of landfilled municipal solid
1760 waste in several countries: Physical composition, unit weight, and permeability
1761 coefficient. *Polish Journal of Environmental Studies*, v. 27, n. 6, p. 2425–2435, 2018.

1762 YE, W. M. *et al.* Membrane behavior of compacted GMZ bentonite and its granite
1763 mixture. *Environmental Earth Sciences*, v. 76, n. 20, p. 1284–1299, 2017.

1764 YU, C. *et al.* Semi-analytical solution to one-dimensional advective-dispersive-
1765 reactive transport equation using homotopy analysis method. *Journal of Hydrology*, v.
1766 565, n. April, p. 422–428, 2018. Disponível em:
1767 <<https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.08.041>>.

1768 YUAN, J. *et al.* Experimental Analysis of the Influence of Soil Composition on
1769 Strength Characteristics. *Soil Mechanics and Foundation Engineering*, v. 55, n. 5, p.
1770 325–332, 2018.

1771 ZHANG, Z. H. *et al.* Impact of consolidation pressure on contaminant migration in
1772 clay liner. *Water Science and Engineering*, v. 6, n. 3, p. 340–353, 2013.

1773

1774