



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL
MESTRADO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL**

OZIRES TALYSSON BATISTA DE LIMA PEQUENO

**INCORPORAÇÃO DE RESÍDUO INDUSTRIAL DE GRANITO NA
IMPERMEABILIZAÇÃO DA CAMADA DE BASE DO ATERRO SANITÁRIO EM
CAMPINA GRANDE-PB**

CAMPINA GRANDE-PB,

Dezembro de 2020

OZIRES TALYSSON BATISTA DE LIMA PEQUENO

**INCORPORAÇÃO DE RESÍDUO INDUSTRIAL DE GRANITO NA
IMPERMEABILIZAÇÃO DA CAMADA DE BASE DO ATERRO SANITÁRIO EM
CAMPINA GRANDE–PB**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba, em cumprimento às exigências para obtenção do título de Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental.

Área de concentração: Tecnologias de tratamento de água e resíduos

Orientador: Prof. Dr. William de Paiva

Coorientadora: Prof.^a Dra. Veruschka Escarião Dessoles Monteiro

CAMPINA GRANDE–PB,

Dezembro de 2020

É expressamente proibido a comercialização deste documento, tanto na forma impressa como eletrônica. Sua reprodução total ou parcial é permitida exclusivamente para fins acadêmicos e científicos, desde que na reprodução figure a identificação do autor, título, instituição e ano do trabalho.

P425i Pequeno, Ozires Talysson Batista de Lima.
Incorporação de resíduo industrial de granito na impermeabilização da camada de base do aterro sanitário em Campina Grande–PB [manuscrito] / Ozires Talysson Batista de Lima Pequeno. - 2020.
91 p. : il. colorido.
Digitado.
Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) - Universidade Estadual da Paraíba, Centro de Ciências e Tecnologia , 2021.
"Orientação : Prof. Dr. William de Paiva , Coordenação do Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental - CCT."
1. Aterro sanitário. 2. Resíduos sólidos urbanos. 3. Permeabilidade de aterros. 4. Resíduo de rocha ornamental. I.
Título

21. ed. CDD 628.3

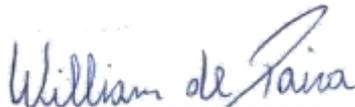
OZIRES TALYSSON BATISTA DE LIMA PEQUENO

**INCORPORAÇÃO DE RESÍDUO INDUSTRIAL DE GRANITO NA
IMPERMEABILIZAÇÃO DA CAMADA DE BASE DO ATERRO SANITÁRIO EM
CAMPINA GRANDE–PB**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba, em cumprimento às exigências para obtenção do título de Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental.

Aprovada em 21 de Dezembro de 2020.

BANCA EXAMINADORA:



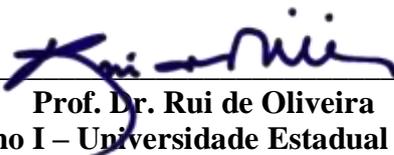
Prof. Dr. William de Paiva
(Orientador – Universidade Estadual da Paraíba – UEPB)



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



Prof. Dr. Gerson Marques dos Santos
(Examinador Externo – Universidade Federal do Vale do São Francisco – UNIVASF)



Prof. Dr. Rui de Oliveira
(Examinador Interno I – Universidade Estadual da Paraíba – UEPB)



Prof.^a Dra. Neyliane Costa de Souza
(Examinadora Interna II – Universidade Estadual da Paraíba – UEPB)

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus que permitiu que esse momento acontecesse, ao longo da minha vida, e não somente na vida acadêmica, mas que em todos os momentos está sempre comigo guiando meu caminho e me protegendo;

Aos meus pais Socorro e Gilberto, por terem me ensinado a aprender, pelo carinho e dedicação todos esses anos na luta na minha formação de vida. Ao meu irmão, Otoniel, pelo carinho e apoio mesmo estando distante e das circunstâncias difíceis;

À minha família, por estar presente em toda minha vida, e dedico “*in memoriam*” às minhas tias Fátima e Bernadete, que me ensinaram a ser uma pessoa do bem e ajudaram na minha criação;

À minha esposa, Jéssika, que sempre esteve ao meu lado nessa caminhada, não só nos momentos alegres, mas nos difíceis, me dando amor, carinho e sempre me ajudando a prosseguir, sendo meu leme;

À minha filha, Cecília, a minha força e determinação diária para poder fazer essa pesquisa se tornar realidade.

Ao meu orientador Prof. Dr William de Paiva, pelos ensinamentos e paciência desde quando me recebeu como orientando, meu muito obrigado pelos conselhos ao longo da pesquisa e pela disponibilidade e dedicação do seu tempo para a realização deste trabalho.

À minha coorientadora a Professora. Dra. Verusckha Escarião Dessoles Monteiro, pelos seus incansáveis ensinamentos. Pela quantidade de incentivos mencionados em laboratório e reuniões que levarei para vida, muito obrigado.

Ao Professor Gerson Marques dos Santos, por aceitar o convite de participar como examinador deste trabalho, pelo conhecimento e discussões que muito enriqueceram esta dissertação.

Ao Professor Dr. Rui de Oliveira, por aceitar o convite de participar como examinador deste trabalho, e por seus ensinamentos e contribuições valiosas para a construção final deste trabalho.

À Professora Dra. Neyliane Costa Souza, por aceitar o convite de participar como examinadora deste trabalho e por partilhar os ensinamentos e informações.

Ao Prof. Dr. Márcio Camargo de Melo pelo acolhimento e oportunidade de fazer parte do grupo de pesquisa. Meu agradecimento para sempre.

Ao Prof. Dr. Laércio Leal da Silva, pela orientação de estágio e por sempre estar contribuindo na pesquisa, obrigado.

Ao Técnico do Laboratório de Geotecnia Ambiental o Sr. Netinho, pela paciência comigo no ensinamento dos ensaios da pesquisa e que nunca mediu esforços para auxiliar os mesmos.

Aos amigos valiosos de turma que fiz durante o Mestrado: Fabiano, Fábio, Salomão, Ricardo e Jéssica, obrigado pelos ensinamentos, pelos momentos de alegria e aflições compartilhados, pela cooperação e boas conversas, e do apoio ao longo desses anos.

A Carlos (vovô) pela amizade, conversas, enfim pelos momentos ímpares compartilhados durante esses quase dois anos, muito obrigado. Que Deus abençoe sua caminhada no Doutorado e ilumine seus caminhos.

A Yago Rocha por estar sempre disposto a ensinar e dividir comigo a realização de ensaios.

Aos professores do PPGCTA/UEPB nas pessoas de Ana Roberta, Carlos Antônio, José Fideles, Laércio Leal, Lourivaldo Mota, Mônica Maria e Wilton e aos demais professores que contribuíram direta e indiretamente em minha formação, só tenho que agradecer pelos ensinamentos.

A todos que compõem o Grupo de Pesquisa GGA/UFCG, o meu muito obrigado, sem vocês teria sido mais difícil.

Ao Grupo de Pesquisa de Tecnologia Ambiental – GPTecA/UEPB, muito obrigado pelo compartilhamento de conhecimento.

Aos meus velhos amigos, que me apoiaram e entenderam a minha ausência neste período e que mesmo distantes e sem o conhecimento do tema da pesquisa me ouviram falar sobre.

E finalmente, a todos que fizeram parte dessa etapa na minha história, meu reconhecimento e meu muitíssimo OBRIGADO.

“O êxito da vida não se mede pelo caminho que você conquistou, mas sim pelas dificuldades que se superou no caminho”.

Abraham Lincoln

RESUMO

A produção de resíduos, especialmente de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU), tem aumentado significativamente nas últimas décadas. Os aterros sanitários são sistemas complexos com processos inter-relacionados e é fundamental levar em consideração todas essas interdependências para prever com precisão o comportamento dos RSU. Os resíduos depositados nos aterros sanitários podem produzir poluentes com alta concentração de componentes complexos de degradação química e biológica, com potencial para contaminar os lençóis freáticos e afetar a qualidade das águas superficiais. Alguns aterros sanitários utilizam a camada impermeabilizante composta por três tipos de materiais distintos, a instalação desse sistema é necessária para controlar e isolar o lixiviado do ambiente circundante, mas esse é um sistema caro, como alternativa para redução de custo surgiu a camada formada com solo compactado. Atualmente, o solo encontrado no Aterro Sanitário em Campina Grande é misturado com a bentonita, uma argila absorvente expansiva, o que prejudica a recirculação do lixiviado, pois, a mesma cria um gel impermeabilizante, além de adicionar custo ao processo. A indústria de rochas ornamentais, principalmente aquelas que produzem granito, gera grandes quantidades de resíduos no seu processo industrial. Praticamente todo esse resíduo não é reciclado sendo depositados em locais inadequados, provocando sérios problemas ambientais e sociais. Diante disso, o presente estudo tem por finalidade analisar a viabilidade técnica da utilização do resíduo de beneficiamento de rochas ornamentais (granito), misturado ao solo, para impermeabilização da camada de base do aterro sanitário, localizado em Campina Grande-PB. Inicialmente, foram definidos valores máximos e mínimos do percentual de mistura do resíduo de granito ao solo e umidade de compactação. Um planejamento fatorial definiu, o número e os ensaios a serem realizados. Foram realizados também ensaios para a caracterização geotécnica, físico-química e mineralógica do solo. Os experimentos para a determinação da permeabilidade da mistura foram dados seguindo as especificações estabelecidas pela norma NBR 14545/2000. Os resultados mostraram que, o solo natural é uma areia argilosa siltosa (SC), apresentando índice de plasticidade (IP) de 9,78% e peso específico médio de $25,94 \text{ kN.m}^{-3}$. Obteve-se no ensaio de compactação uma umidade ótima de 13,58% e massa específica aparente seca máxima de $18,00 \text{ kN.m}^{-3}$. Diante dos estudos realizados foi verificada a viabilidade do uso do resíduo de granito para redução da permeabilidade à água da camada de base do aterro sanitário em Campina Grande, tendo sido obtidos os valores mínimos do coeficiente de permeabilidade recomendados pela NBR 13896/1997 para as misturas analisadas.

PALAVRAS-CHAVE: *Liners*. RSU. Permeabilidade de aterros. Resíduo de rocha ornamental.

ABSTRACT

Waste production, especially the Municipal Solid Waste (MSW), has increased significantly in the last decades. Municipal waste landfills are complex systems with interrelated processes. It is necessary to consider all interdependences to precisely predict the MSW behavior. The waste deposited in municipal waste landfills can produce pollutants with a high concentration of complex components of chemical and biological degradation, that have the potential to contaminate the groundwater and affect superficial waters. Some municipal waste landfills use a bottom layer composed of three types of different materials. Bottom layers are necessary to control and isolate the landfill leachate from the environment around the landfill. However, this type of layer is expensive, a cheaper alternative to building bottom layers is using compacted soil layers. The soil found at the waste landfill in Campina Grande is mixed with bentonite which is an expansive absorbent clay, that diminishes the leachate circulation because this clay creates an impermeabilization gel and expenses the process. The industry of ornamental rocks, mainly those industry which produce granite, generate a huge quantity of waste in their industrial process. Practically all of this waste is not recycled and is disposed of at inappropriate locations, resulting in serious social and environmental problems. Therefore, the present thesis aims to analyze the technical viability utilization of waste from processing ornamental stones (granite) mixed with soil to municipal waste landfill bottom layer impermeabilization of municipal waste landfill in Campina Grande-PB. Initially, it was defined maximum and minimum values of percentage of mixture of waste from the waste of granite, and soil, and compaction water content. A factorial experimental design defined the number and the experiments. It was also realized experiments to geotechnical characterization, physical-chemical and mineralogical characterization. The mixture permeabilities were obtained following the specifications of Brazilian Standard NBR 14545/2000. The results showed that the natural soil is a silty clayey sand (SC), with a Plasticity Index (IP) of around 9.78% and an average specific weight of 25.94 kN.m⁻³. Optimum moisture of 13.58% and a maximum dry density of 18.00 kN.m⁻³ were obtained in the compaction test. Given the studies carried out, the feasibility of using granite waste to reduce the water permeability of the base layer or landfill in Campina Grande was observed. Minimum values of the permeability coefficient recommended by NBR 13896/97 can be obtained for the analyzed mixtures.

KEYWORDS: Liners. MSW. Landfill permeability. Ornamental rock waste.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Projeção da geração total de RSU por determinadas regiões mundiais.	23
Figura 2 – Geração de resíduos sólidos urbanos no Brasil durante 2008 a 2018.	24
Figura 3 – Esquema de corte lateral de estrutura de um aterro sanitário.	26
Figura 4 – Vista aérea da macro célula do Aterro Sanitário em Campina Grande.	28
Figura 5 – Representação estrutural de um aterro sanitário.	29
Figura 6 – Modelo ilustrativo de revestimento de fundo de camada de base.	32
Figura 7 – Diferentes configurações de camadas de base para aterro segundo regulamentações de diferentes países.	39
Figura 8 – Principais países produtores de rochas ornamentais.	41
Figura 9 – Principais países importadores de rochas ornamentais do Brasil.	42
Figura 10 – Principais estados brasileiros exportadores.	43
Figura 11 – Distribuição das aglomerações produtivas de rochas ornamentais e de revestimento no Brasil.	44
Figura 12 – Municípios Paraibanos que produzem rochas ornamentais.	45
Figura 13 – Principais etapas de produção de Rochas Ornamentais.	46
Figura 14 – Principais técnicas para extração dos blocos de rochas.	47
Figura 15 – Diversidade de cores do granito.	48
Figura 16 – Resíduo do beneficiamento de rochas ornamentais.	50
Figura 17 – Depósito de lama abrasiva.	51
Figura 18 – Planejamento de experimento fatorial com dois fatores.	54
Figura 19 – Localização do município de Campina Grande – PB.	56
Figura 20 – Vista aérea e localização do aterro sanitário em Campina Grande.	57
Figura 21 – Vista lateral da Célula 1 do Aterro Sanitário.	58
Figura 22 – Junções das Célula 1, 2, 3 e 4.	59
Figura 23 – Projeto inicial da camada impermeabilizante de base.	59
Figura 24 – Equipamento de fluorescência de raio-X (EDX).	61
Figura 25 – Equipamento de difração de raios-X (DRX).	62
Figura 26 – Carta de plasticidade do SUCS.	67
Figura 27 – Curva de compactação do Proctor Normal para o solo natural.	68
Figura 28 – Curva granulométrica do solo do ASCG. (Escala ASTM)	69
Figura 29 – Difratoograma da amostra do solo natural da camada de base.	72
Figura 30 – Gráfico de Pareto.	74
Figura 31 – Superfície de resposta do DCC.	75

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Valores típicos de condutividade hidráulica de solos.....	36
Tabela 2 – Valores mínimos para obtenção da condutividade hidráulica adequada.....	37
Tabela 3 – Matriz de planejamento com fatores e níveis do DCC.....	63
Tabela 4 – Matriz de planejamento com fatores e níveis do DCCR.....	64
Tabela 5 – Normas nacionais e internacionais de valores de permeabilidade a 20°C.....	64
Tabela 6 – Composições do solo e do resíduo de granito.....	65
Tabela 7 – Composição granulométrica do solo.....	69
Tabela 8 – Composição química do solo e do resíduo de granito.....	71
Tabela 9 – DCC para o coeficiente de permeabilidade a 20°C.....	73
Tabela 10 – Análise de variância do modelo estatístico.....	75
Tabela 11 – DCCR para o coeficiente de permeabilidade à 20°C.....	76

LISTA DE QUADRO

Quadro 1 – Classificação dos resíduos de acordo com a NBR 10004/2004.	19
Quadro 2 – Caracterização física do Solo.	60

LISTA DE ABREVIACÕES SIMBOLOS E SIGLAS

- ABIROCHAS – Associação Brasileira da Indústria de Rochas Ornamentais
- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas
- ABRELPE – Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
- AESA – Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba
- ASTM – *American Society for Testing and Materials* (Sociedade Americana para Testes e Materiais)
- c* – Coesão
- CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
- CCL – *Compacted Clay Liner*
- cm* – Centímetro
- COV – Compostos orgânicos voláteis
- DBO – Demanda bioquímica de oxigênio
- DCC – Delineamento composto central
- DCCR – Delineamento composto central rotativo
- EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
- EUA – Estados Unidos da América
- DRX – Difração de raios-X
- EDX – Fluorescência de raios-X
- FEAM – Fundação Estadual de Meio Ambiente de Minas Gerais
- g* – Unidade de Grama
- GCL – Geocomposto argiloso para barreira impermeável
- i* – Gradiente hidráulico
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
- IFPB – Instituto Federal da Paraíba
- IP – Índice de plasticidade
- K – Coeficiente de permeabilidade
- k* – Prefixo para unidade de multiplicação por mil
- km* – Quilômetro
- INEA – Instituto Estadual do Meio Ambiente do Rio de Janeiro
- LEP – Laboratório de Engenharia e Pavimentação
- LGA – Laboratório de Geotecnia Ambiental
- LL – Limite de liquidez

LP – Limite de plasticidade
LTDA – Limitada
Mt – Milhões de toneladas
m – Unidade de Metro
m³ – Unidade de Metro cúbico
mm – Unidade de Milímetro
n – Porosidade do solo
MO – Matéria orgânica
NBR – Norma Brasileira
PB – Paraíba
pH – Potencial hidrogeniônico
PE – Pernambuco
PEAD – Polietileno de alta densidade
PNRS – Política Nacional de Resíduos Sólidos
ps – Peso do solo seco após secagem a 100° C
pss – Peso do solo seco após secagem a 550° C
ρs – Massa específica seca do solo
τ – Resistência ao cisalhamento
RBRO – Resíduo de beneficiamento de rochas ornamentais
RCG – Resíduo de corte de granito
RECESA – Rede de Compactação e Extensão Tecnológica em Saneamento Ambiental
RSU – Resíduos Sólidos Urbanos
SINDROCHAS – Sindicato da Indústria de Rochas Ornamentais, Cal e Calcários do Espírito Santo
SUCS – Sistema Unificado de Classificação dos Solos
S – Grau de saturação
s – Unidade de Segundo
SV – Sólidos voláteis
UEPB – Universidade Estadual da Paraíba
UFMG – Universidade Federal de Campina Grande
USEPA – United States Environmental Protection Agency
v – Velocidade de percolação
v_p – Velocidade de percolação intersticial
w – Peso específico

σ – Tensão vertical

φ – Ângulo de atrito

$^{\circ}C$ – Grau *Celsius*

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	16
2. OBJETIVOS	18
2.1. Objetivo geral	18
2.2. Objetivos específicos	18
3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	19
3.1. Resíduos sólidos urbanos	19
3.1.1. Conceitos e Classificação dos RSU	19
3.1.2. Geração de RSU no Brasil e no Mundo	22
3.1.3. Destinação Final dos RSU	24
3.2. Legislação	25
3.3. Aterro sanitário	26
3.3.1. Projeto de Aterros Sanitários de RSU	27
3.3.2. Sistema de tratamento de camada de base de Aterro	30
3.3.3. Sistema de drenagem de líquidos	32
3.4. Camada de impermeabilizante de base	33
3.5. Rochas ornamentais	40
3.5.1. Rochas ornamentais no Brasil e no mundo	40
3.5.2. Produção de granito na Paraíba	45
3.5.3. Processo produtivo de rochas ornamentais	46
3.5.4. Granito	47
3.5.5. Resíduo de beneficiamento de rochas ornamentais (RBRO)	49
3.5.6. Impactos ambientais na produção de rochas ornamentais	49
3.6. Emprego de resíduo de granito em diversas finalidades	52
3.7. Planejamento fatorial	53
4. METODOLOGIA	55
4.1. Descrição do campo experimental	55
4.2. Experimentos	60
4.2.1. Ensaio de caracterização do solo	60
4.2.2. Caracterização química	60

4.2.3. Caracterização mineralógica	62
4.3. Planejamento experimental	62
4.3.1. Ensaio de permeabilidade	64
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	65
5.1. Ensaios de caracterização geotécnica do solos	65
5.1.1. Distribuição granulométrica	68
5.2. Caracterização química	70
5.2.1. pH	70
5.2.2. Sólidos suspensos voláteis	70
5.2.3. Análise química do solo e do resíduo de granito	71
5.3. Caracterização mineralógica	72
5.4. Coeficiente de permeabilidade e estatística	73
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS	77
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	78

1. INTRODUÇÃO

O crescente aumento populacional vem causando uma série de alterações ambientais que acabam prejudicando a qualidade de vida em áreas urbanas. Tal crescimento, em grandes centros urbanos, eleva significativamente a produção de resíduos sólidos urbanos (RSU), gerando problemas ambientais ocasionados pela disposição final inadequada desse grande volume de resíduos.

Com a implantação da PNRS – Política Nacional dos Resíduos Sólidos a Lei 12.305/2010, os municípios brasileiros foram obrigados a desenvolver seus planos de resíduos sólidos, estabelecendo metas para a proteção do meio ambiente, a não geração de resíduos, sua redução e reutilização, e incentivando a reciclagem, além de buscarem a implantação de aterros sanitários para a disposição final de seus resíduos sólidos, pois o aterro acaba sendo uma das tecnologias mais viáveis financeira e tecnicamente. Esse processo envolve a execução da obra, operação e monitoramento, além de estudos de impactos ambientais, projetos e planos para a área (BRASIL, 2010; JACOBI e BESEN, 2011; SILVA, 2014; VAN ELK e BOSCOV, 2016).

Conseqüentemente, para que o aterro sanitário tenha desempenho satisfatório é necessário, um sistema de camada de base eficiente e duradouro, com isso o aterro terá uma permeabilidade adequada. A ausência de cuidados com os revestimentos oferece risco à biodiversidade e à saúde pública, pois o lixiviado contém alto potencial poluidor, sendo geralmente tóxico, o que pode causar a contaminação do solo, dos aquíferos e corpos hídricos superficiais (GUNEY *et al.*, 2014).

De acordo com Marler e Huse (2015), muitos solos disponíveis nas proximidades dos aterros sanitários não atingem uma impermeabilidade aceitável para camadas de base. Portanto, a utilização de uma mistura com outro material, como o resíduo industrial de rochas ornamentais, como granito, para essa camada foi mencionada em outros estudos (ZORLUER e TASPOLAT, 2009); OLIVEIRA; RIBEIRO; MOREIRAS, 2016); MARLER e HUSE, 2015).

A permeabilidade é a propriedade que o solo apresenta de permitir que os fluidos (água, lixiviado) passem através de seus vazios de um ponto mais alto de energia para um de menor energia. O coeficiente de permeabilidade é o principal parâmetro que é utilizado para analisar a impermeabilização de solos em aterros sanitários, levando em consideração que diversos fatores influenciam nesse parâmetro.

Segundo Araújo *et al.*, (2014), o emprego de solo como material impermeabilizante sobre os resíduos depositados em aterros sanitários torna-se economicamente viável quando há

disponibilidade de matéria-prima que atenda às exigências das normas, apresentando menor custo em relação ao uso de materiais sintéticos.

Sendo assim, estudar as interações entre os fatores que afetam a permeabilidade dos solos, por meio de métodos estatísticos, pode fornecer resultados satisfatórios desde que apresentem um alto nível de confiança. Os resultados desta pesquisa podem redirecionar as operações do aterro sanitário em Campina Grande – PB, com relação à escolha do material para a impermeabilização da camada de base, evitando os danos ambientais consequentes da migração dos fluidos de contaminação para as camadas mais profundas do solo e para o lençol freático.

Dentro deste contexto, este trabalho visa avaliar o desempenho da composição do solo local do Aterro Sanitário com a incorporação do Resíduo de Corte de Granito (RCG), na camada de base, tendo como foco a impermeabilização adequada, contribuindo com o aperfeiçoamento das técnicas de disposição de RSU na região estudada ou locais que apresentem solos com características geotécnicas e físico-químicas semelhantes.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo geral

Determinar uma composição adequada entre resíduo de granito e solo para camada impermeabilização de base de aterro sanitário segundo o critério de permeabilidade.

2.2. Objetivos específicos

- ✓ Quantificar as porcentagens da mistura do resíduo de granito/solo com diferentes teores de umidade por meio do planejamento experimental;
- ✓ Determinar os parâmetros geotécnicos, físico-químicos e mineralógicos do solo e do resíduo de granito e;
- ✓ Propor uma alternativa para a destinação final ambientalmente adequada do resíduo de granito para uso em camada de base de aterro sanitário.

3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Nesta seção é apresentada uma revisão bibliográfica dos estudos e pesquisas científicas onde serão englobados conceitos, propriedades e estudos voltados para a utilização de resíduos sólidos urbanos, desde a definição, geração até a destinação final, e enfatizando o resíduo de beneficiamento de rochas ornamentais (RBRO) em especial o granito e a sua viabilidade para camada de base de aterros sanitários.

3.1. Resíduos sólidos urbanos

Nesse tópico serão apresentados os principais temas referentes a resíduos sólidos urbanos (RSU), conceitos, geração global, comportamento e características, e a disposição dos resíduos.

3.1.1. *Conceitos e Classificação dos RSU*

De acordo com NBR 10004 da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT, 2004), resíduos sólidos são definidos como estando nos estados sólido e semissólido, que resultam de atividades de origem industrial, doméstica, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Dessa maneira, estão incluídos os lodos que provêm de sistemas de tratamentos de água, gerados em equipamentos e instalações de controle e poluição, assim como determinados líquidos que não podem ser lançados na rede pública ou corpo de água devido às suas particularidades e cujas soluções técnicas são inviáveis economicamente, em relação à melhor tecnologia disponível (ABIROCHAS, 2018).

Segundo Teixeira (2015), um resíduo pode ser definido como qualquer material descartado que se origina de atividades comerciais, domésticas e afins, ou seja, é um produto em que nele não exista mais demanda econômica e, conseqüentemente, o mesmo necessita de uma destinação final adequada.

A classificação de resíduos envolve a identificação do processo ou atividade que lhe deu origem, e de seus constituintes e características, e a comparação destes constituintes com listagens de resíduos e substâncias cujo impacto ao meio ambiente e à saúde sejam conhecidos ABNT (2004), conforme descrito no Quadro 1.

Quadro 1 – Classificação dos resíduos de acordo com a NBR 10004/2004.

Classificação dos RSU	Características	Exemplos de Resíduos
-----------------------	-----------------	----------------------

Classe I	Perigosos	São resíduos que apresentam características intrínsecas de inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade ou patogenicidade, além de apresentarem risco à saúde pública através do aumento da mortalidade ou morbidade, ou ainda provocam efeitos adversos ao meio ambiente quando dispostos de forma inadequada.	Óleo lubrificante usado ou contaminado; Óleo de corte e usinagem usado; Lodos de galvanoplastia; Aerossóis; Baterias e pilhas; Lâmpadas fluorescentes; Óleo; Hospitalar (farmacêutico); Contaminados (óleo, produtos químicos).
Classe II	Não Perigosos	Aqueles resíduos que não se classificam na Classe I – Perigosos e na Classe IIB – Inertes.	
Classe IIA	Não Inertes	São os resíduos que podem apresentar características de combustibilidade biodegradabilidade ou solubilidade, com possibilidade de acarretar riscos à saúde ou ao meio ambiente, não se enquadrando nas classificações de resíduos de Classe I ou na subdivisão Classe IIB.	Cartuchos e toners para impressão; Embalagens plásticas (bombonas); Lâmpadas incandescentes; Lixo comum; Papel/Papelão; Plástico; Resto de alimentos; Óleo de cozinha; Sucata eletrônica.

Classe IIB	Inertes	São aqueles que, por suas características intrínsecas, não oferecem riscos à saúde e ao meio ambiente, e que, quando amostrados de forma representativa, e submetidos a um contato estático ou dinâmico com água destilada ou deionizada, a temperatura ambiente, não tiveram nenhum de seus constituintes solubilizados a concentrações superiores aos padrões de potabilidade da água, excetuando-se os padrões de aspectos, cor, turbidez e sabor.	Rochas; Tijolos; vidros; Certos plásticos e borrachas que não são facilmente decompostos; Madeira; Sucata de metais ferrosos e não ferrosos.
------------	---------	---	--

Fonte: ABNT (2004).

A PNRS apresenta a classificação dos resíduos considerando sua origem e os identifica da seguinte forma:

- ✓ Resíduos domiciliares;
- ✓ Resíduos de limpeza urbana;
- ✓ Resíduos sólidos urbanos;
- ✓ Resíduos de estabelecimentos comerciais e prestadores de serviços;
- ✓ Resíduos dos serviços públicos de saneamento básico;
- ✓ Resíduos industriais;
- ✓ Resíduos de serviços de saúde;
- ✓ Resíduos da construção civil;
- ✓ Resíduos agrossilvopastoris;
- ✓ Resíduos de serviços de transportes e;
- ✓ Resíduos de mineração.

3.1.2. Geração de RSU no Brasil e no Mundo

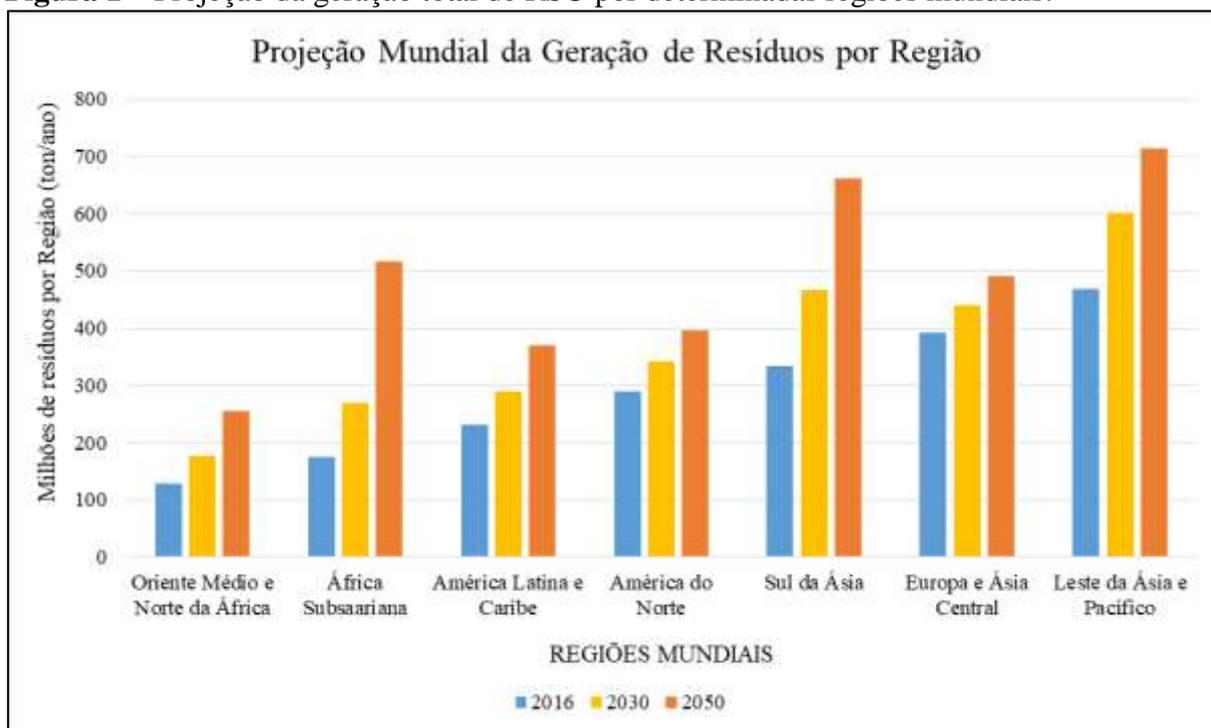
A geração de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) é ininterrupta, uma vez que o consumo por parte da população é diário, o que exige uma gestão consciente de seu manejo e destinação adequada, tanto na esfera pública como na privada (PASCOALIN FILHO *et al.*, 2014). Além disso, o gerenciamento de resíduos sólidos é uma questão transversal, que afeta cada um dos domínios da sustentabilidade econômico, ambiental e social (RODIĆ e WILSON, 2017).

Os crescimentos populacional, econômico e humano, bem como as mudanças no estilo de vida e nos padrões de consumo, têm sido os principais impulsionadores de um aumento progressivo na geração de resíduos. Isto é particularmente devido à produção de embalagens e ao alto número de descartes desses de forma incorreta.

À medida que a geração de quantidades insustentáveis de resíduos sólidos aumenta em todo o mundo, a preocupação com o consumo excessivo e suas consequências tem aumentado significativamente nas últimas décadas (GWMO, 2015).

De acordo com o relatório publicado no ano de 2012 pela *The World Bank*, em todo o mundo as taxas de geração de resíduos estavam aumentando. Segundo o documento da Organização, em 2012, as cidades ao redor do mundo geraram 1,3 bilhões de toneladas de RSU por ano, o que representa uma pegada de 1,2 kg de resíduo por pessoa/dia. Com o rápido crescimento populacional e urbanização, espera-se que a geração de resíduos urbanos suba para 2,2 bilhões de toneladas até 2025 (KAZA *et al.*, 2018).

A perspectiva para que a geração de resíduos aumente com o desenvolvimento econômico e o crescimento da população nas próximas décadas é grande, prevê-se que regiões com altas proporções de países de baixa e média rendas, que estão na fase de crescimento, experimentem o maior aumento na produção de resíduos. Em particular, espera-se que as regiões da África Subsaariana e o Sul da Ásia vejam os níveis de resíduos aproximadamente triplicar e dobrar, respectivamente, nas próximas três décadas com o crescimento econômico e urbanização (Figura 1). As regiões com países de renda mais alta, como é o caso da América do Norte, Europa e Ásia Central, deverão ver os níveis de resíduos aumentarem gradualmente nas próximas décadas (KAZA *et al.*, 2018).

Figura 1 – Projeção da geração total de RSU por determinadas regiões mundiais.

Fonte: Adaptado do KAZA *et al.*, (2018).

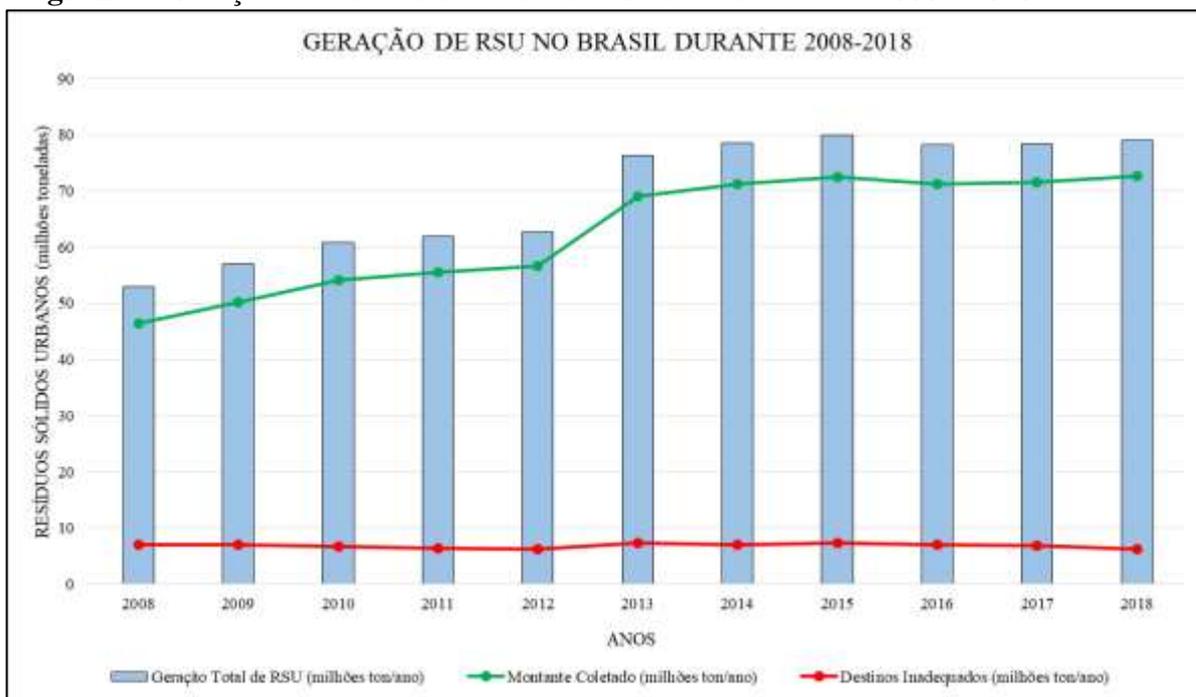
No Brasil como o crescimento das cidades não aconteceu de forma planejada, o que impactou na infraestrutura de serviços urbanos, a exemplo do sistema de gestão dos resíduos sólidos. Com isso, o crescimento da economia do país, gerou um grave problema, pois, o aumento da produção e do consumo impacta diretamente na geração de resíduos sólidos urbanos (FERRI; CHAVES; RIBEIRO, 2015).

A geração total de resíduos no Brasil entre os anos de 2008 e 2018 foi de 52,9 para 79 milhões de toneladas por ano, o que comprova que conforme a população e consumo aumentam a geração de RSU também aumenta, como mostra a Figura 2. Os dados revelam que, em 2018, foram gerados no Brasil 79 milhões de toneladas de RSU, um aumento de pouco menos de 1% em relação ao ano de 2017, quando a geração foi igual a 78,4 milhões de toneladas. Vale salientar o ano de 2013 que teve um aumento de 4,1%, índice que foi superior ao crescimento da população do Brasil naquele ano (3,7%).

Os dados referentes aos resíduos coletados no período de 2008-2018 mostraram aumentos significativos, saindo das 46,5 milhões de toneladas por ano em 2008 para 72,7 milhões de toneladas no ano de 2018. Pode-se destacar dois anos desse período, o primeiro, o ano de 2013 que teve um montante coletado de 69,1 milhões de toneladas, o que corresponde a um aumento de 4,4% na quantidade de RSU coletados em relação a 2012. E o segundo

momento, foi em 2014 em que foram coletados 71,2 milhões de toneladas, isso significa um aumento de 3,2% de RSU coletados, como é apresentado na Figura 2.

Figura 2 – Geração de resíduos sólidos urbanos no Brasil durante 2008 a 2018.



Fonte: Adaptado de ABRELPE (2018).

Por outro lado, verificam-se os dados dos destinos inadequados, que evidenciam os resíduos que não foram recolhidos junto dos locais de geração. Durante os anos (2008-2018) em análise, o ano de 2013 mostrou o maior valor, deixando de serem coletadas cerca de 7,3 milhões de toneladas, o que representa diariamente mais de 20.000 toneladas em locais impróprios. Porém, a partir de 2016 esse parâmetro começou a decrescer até o último panorama da Associação Brasileira das Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE, 2018).

Portanto, a concentração da população nas cidades e o crescimento econômico, que acarretam em aumento da geração de RSU, motivaram o governo a promover estrutura legal para impulsionar um aumento na capacidade de manejar e gerenciar esse resíduo (FERRI; CHAVES; RIBEIRO, 2015).

3.1.3. Destinação Final dos RSU

São diversas as formas de disposição final dos resíduos sólidos, a exemplo de formas de descarte é a incineração, compostagem, aterro sanitário, aterro controlado e lixão, estes dois últimos são formas inadequadas, podendo acarretar problemas à saúde pública, pela

proliferação de doenças, além de causar a poluição dos solos e das águas (rios e aquíferos), por lixiviação, dissipação de metano que, escapando para a atmosfera contribui para o efeito estufa, além de ficar retido na massa sólida dos resíduos, podendo causar incêndios e explosões (FERREIRA, 2016).

De acordo com (FERDOWSI; FERDOSI, 2018), o gerenciamento inadequado de resíduos sólidos na maioria das cidades dos países em desenvolvimento leva a problemas que prejudicam a saúde humana e animal e, por fim, resultam em perdas econômicas, ambientais e biológicas.

A primeira etapa de um plano adequado de gerenciamento de RSU consiste em definir a geração de resíduos e os padrões da cidade (GALLARDO; CARLOS; PERIS, 2014). Além de que, para se adaptar aos novos requisitos, a sociedade deve continuar a se desenvolver e progredir de maneira sustentável, construindo novos padrões comportamentais, alterando os hábitos de consumo e, conseqüentemente, reduzindo a geração de resíduos sólidos (GWMO, 2015).

3.2. Legislação

O cenário de gestão de resíduos sólidos urbanos no Brasil vem passando por mudanças nos últimos anos, sobretudo após a aprovação da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), instituída pela Lei Federal nº 12.305, de 2 de agosto de 2010 (BRASIL, 2010). Nela, estão estabelecidas as diretrizes relativas à gestão integrada e ao gerenciamento de resíduos sólidos, as responsabilidades dos geradores e do poder público e os instrumentos econômicos aplicáveis.

De acordo com o Manual de Orientação para a elaboração do Planos de Gestão de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2012), tornou-se uma prioridade acabar com os lixões até o ano de 2014 e implantar a coleta seletiva, a logística reversa e a compostagem dos resíduos úmidos. Os objetivos estabelecidos por Lei dos Resíduos Sólidos são desafios para o poder público e para o setor privado no país, mas, em especial para os municípios, titulares dos serviços de limpeza pública.

Mas, as realidades das regiões e municípios brasileiros são bastante diferentes em relação à capacidade de investimento na gestão de resíduos sólidos (MANARINO; FERREIRA; GANDOLLA, 2016). Dados da Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais ABRELPE, mostram que no ano de 2018, aproximadamente 23% dos

municípios ainda mantêm ou dispõem os seus resíduos sólidos em lixões. Uma alteração na lei está sendo discutida, com aumento de prazo para o cumprimento dessa meta da PNRS.

3.3. Aterro sanitário

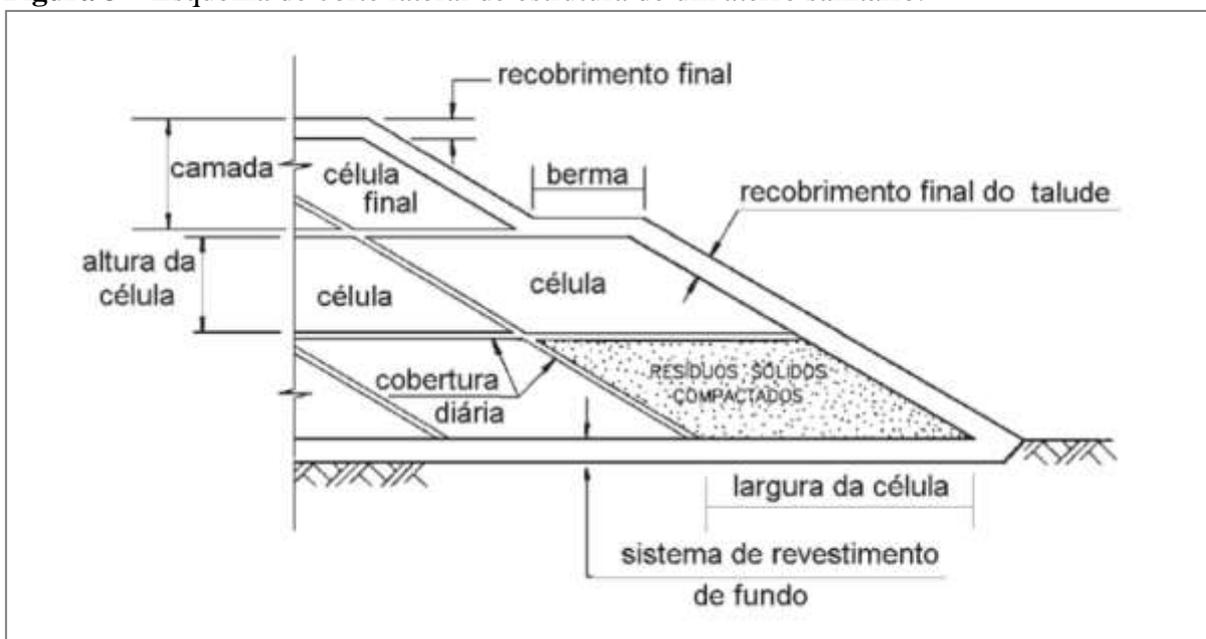
A crescente preocupação de países ao redor do mundo com a degradação do meio ambiente e o que isto irá acarretar às gerações futuras, tem conduzido à utilização de técnicas de gerenciamento que visam reduzir, reciclar e reaproveitar os resíduos produzidos pelas diferentes atividades humanas, assim como soluções técnicas que tornem a disposição destes resíduos segura e adequada (MARTINS, 2017).

Os aterros sanitários têm sido, a longo de anos, o método mais aceito de disposição final de resíduos sólidos, em termos econômicos e ambientais (TCHOBANOGLIOUS; THEISEN; VIGEL, 1993).

De acordo com NBR 8419 (ABNT, 1992) o aterro sanitário, utiliza técnicas e princípios de engenharia para confinar os resíduos em menor área possível e reduzi-los ao menor volume permissível, cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho ou em menores intervalos, caso necessário sem causar danos à saúde pública e ao meio ambiente.

Na Figura 3, apresentados os elementos estruturais básicos para a construção de um aterro sanitário.

Figura 3 – Esquema de corte lateral de estrutura de um aterro sanitário.



Fonte: Adaptado de SOBIESIAK 2017.

Segundo a NBR 13896 (ABNT, 1997), aterro sanitário é a forma de disposição de RSU que obedece a critérios de Engenharia e normas operacionais específicas, permitindo o confinamento seguro em termos de controle de poluição ambiental e proteção à saúde pública.

Diversos autores da área de engenharia civil mencionam aterros sanitários em seus trabalhos. Para Costa colaboradores (2016), aterros sanitários são locais onde se depositam os resíduos sólidos com utilização de métodos de engenharia para confiná-los e cobri-los com uma camada de material inerte ao final de cada jornada de trabalho. De acordo com Babu *et al.*, (2010), aterros são estruturas projetadas que consistem em revestimentos inferiores, sistemas de coleta, remoção de lixiviado, e cobertura diária e final com o solo compactado.

A principal função do aterro é de proteger a população em torno do local onde se encontra, a correta execução e operação do mesmo apontam para critérios técnicos da engenharia, como a distância de habitações com cerca de 500 metros, de corpos hídricos de 200 m, de 20 km de aeroportos, 3 metros de lençol freático e distanciamento de vegetação rasteira ou de pequeno porte (BELFORT *et al.*, 2018).

De acordo com a Fundação Estadual do Meio Ambiente (NAGALLI, 2005), o aterro sanitário é uma técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo que não causa danos à saúde e ao meio ambiente. Mesmo assim, esse método de disposição final de resíduos deve contar com todos os elementos de proteção ambiental, listados a seguir:

- ✓ Sistema de impermeabilização de base e laterais do aterro;
- ✓ Sistema de recobrimento diário e cobertura final;
- ✓ Sistema de coleta e drenagem de líquidos percolados;
- ✓ Sistema de coleta e tratamento dos gases;
- ✓ Sistema de drenagem superficial;
- ✓ Sistema de tratamento de líquidos percolados e;
- ✓ Sistema de monitoramento.

3.3.1. Projeto de Aterros Sanitários de RSU

Os métodos construtivos e as respectivas sequências operacionais de um aterro sanitário dependem da topografia do terreno escolhido para a implantação do aterro, da profundidade do lençol freático bem como da jazida de material adequado para a cobertura dos resíduos (EYAY, 2016).

O projeto do aterro sanitário representa a definição de geometria do aterro sanitário e está intimamente ligado à capacidade de armazenamento e da estabilidade que o aterro vai

apresentar. De acordo com a Rede de Capacitação e Extensão Tecnológica em Saneamento Ambiental (RECESA, 2008), a forma geométrica deve ser determinada para maximizar o volume de RSU a ser disposto na área disponível sem que ultrapasse as especificações exigidas para a estabilidade da fundação e taludes garantindo, dessa forma, a segurança do projeto (Figura 4).

Figura 4 – Vista aérea da macro célula do Aterro Sanitário em Campina Grande.



Fonte: (GGA, 2019).

Segundo (TCHOBANOGLIOUS; THEISEN; VIGEL, 1993), existem três tipos de métodos para construção de aterros sanitários: a) método de rampas; b) método de trincheiras; e c) método de área. O aterro sanitário em questão, utilizado para a elaboração deste trabalho foi construído pelo método de área.

Como mencionado por (BOSCOV, 2008), um aterro sanitário se desenvolve resumidamente conforme a seguinte operação e sequencia construtiva:

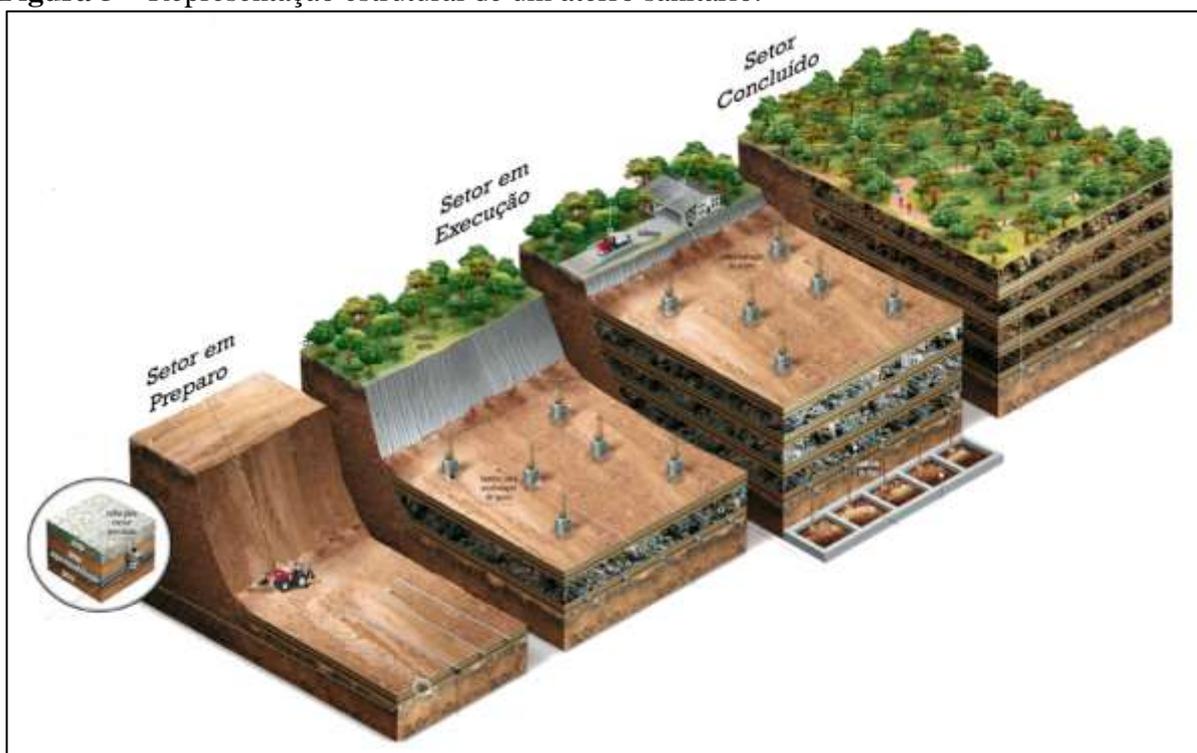
- ✓ Deve-se preparar a área de disposição recoberta com a camada de impermeabilização e a drenagem do percolado e gases;
- ✓ Seguida da construção de camadas de RSU pelo método de rampas, sendo os resíduos descarregados no pé da rampa do talude. Logo após, o trator esteira empurra os

resíduos na direção de baixo para cima, e compactando a camada com três a cinco passadas em sua extensão;

- ✓ Diariamente, os RSU são compactados com o auxílio do trator esteira e recobertos com uma camada de 15 cm de solo;
- ✓ A construção do aterro é realizada em células com espessura de 2 a 4 m cada, revestidas por camadas de solos na base, nas laterais e no topo, tendo a drenagem na base de cada célula;
- ✓ Um detalhe importante é a sobreposição da nova célula, que só acontece após a decomposição aeróbica da célula anterior;
- ✓ Após atingir a altura do maciço estabelecida no projeto, o topo do aterro recebe uma cobertura final, composta por sistema de drenagem superficial e de drenos verticais de gases.

A Figura 5 mostra uma representação esquemática de um aterro sanitário conforme o método de área.

Figura 5 – Representação estrutural de um aterro sanitário.



Fonte: Google Imagem (2019).

Na Figura 5, são ilustrados os elementos principais que compõem a estrutura de um aterro sanitário, sendo observadas as três etapas de funcionamento: o setor em preparo, onde é realizada a impermeabilização da camada de base e o dreno de lixiviado colocado na camada

de base do aterro, para evitar que o lixiviado possa vir a infiltrar e percole no solo, atingindo o lençol freático, contaminando-o. Na segunda etapa de funcionamento observa-se o setor em execução, onde são acondicionados os RSU nas células que, após o preenchimento, são cobertas por uma camada de solo. Nesta etapa são adicionados à estrutura os drenos de gases e o sistema de drenagem interna. Na terceira e última etapa, que consiste no setor concluído, é colocada a vegetação sobre células e instalada a drenagem superficial.

De acordo com (TAPAHUASCO, 2009), os aterros sanitários apresentam a característica de serem maciços com possibilidade de sofrerem durante décadas após o fechamento com deformações verticais. Por ser difícil de estudar o comportamento mecânico de deformações nos aterros, é necessário e indispensável desenvolver novas técnicas e metodologias que objetivem compreender e levar em considerações os principais fatores que governam estas deformações verticais.

Um importante ponto abordado por (ABREU, 2015), refere-se à dificuldade de se obter e de se realizar ensaios com amostras representativas e o fato de ainda não existirem procedimentos de ensaio específicos para os resíduos. Além disso, há o fato das características dos RSU se alterarem após o aterramento, pois os componentes orgânicos sofrem a biodegradação, num processo que se prolonga por algumas dezenas de anos.

O princípio de funcionamento de um aterro sanitário é semelhante a um reator biológico, onde a partir da decomposição da matéria orgânica, por presente nos RSU pelas bactérias aeróbias e anaeróbias, ocorrerão as transformações físico-químicas e biológicas que resultarão no surgimento do lixiviado (líquido de odor desagradável, coloração escura e que possui elevada demanda bioquímica de oxigênio, DBO) e na produção de biogás (SILVA, 2017).

O monitoramento de um aterro sanitário deve ser realizado de forma rigorosa, a fim de evitar erros, pois qualquer anormalidade pode ocasionar severos impactos ao meio ambiente, como, por exemplo, a contaminação do solo, a contaminação do lençol freático, a proliferação de vetores causadores de doenças, a poluição do ar, a contaminação dos corpos hídricos próximos ao aterro, além de, colocar em risco a saúde dos operadores que monitoram o aterro sanitário. Portanto, é de fundamental importância o monitoramento dos parâmetros geotécnicos e ambientais, tais como, a qualidade do solo e do ar, as características físico-químicas do lixiviado produzido e as águas superficiais e subterrâneas.

3.3.2. Sistema de tratamento de camada de base de Aterro

De acordo com a norma NBR 9575 (ABNT, 2010), a impermeabilização deve evitar a passagem de fluidos e vapores nas obras, de modo a proteger a estrutura contra ação do

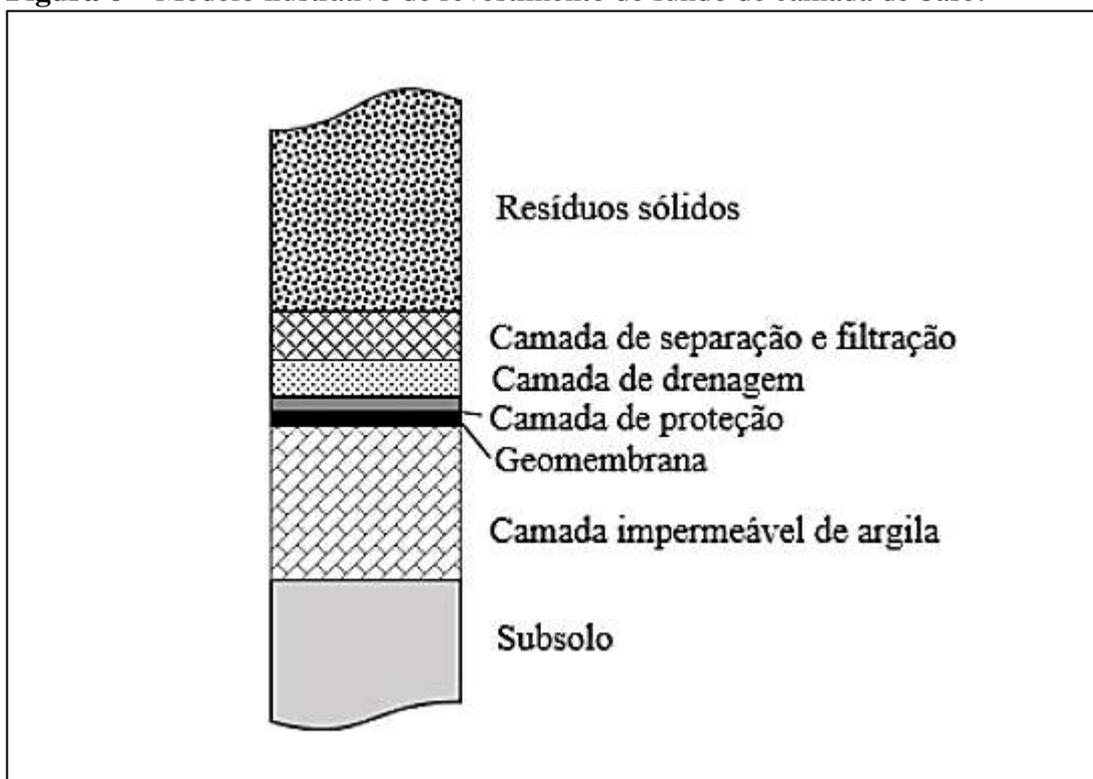
intemperismo e outros agentes agressivos que estejam presentes na atmosfera. Além da estrutura, também deve proteger o meio em que ela esteja inserida, de modo a não contaminar o ambiente ao redor. Como mencionado pela (LWART, 2020), os detalhes construtivos são de extrema importância por serem parte fundamental para a total eficiência do projeto de impermeabilização.

Mencionado por diferentes autores, o revestimento da camada de base de um aterro, pode apresentar baixo desempenho e permitir que o lixiviado gerado pelos resíduos sólidos confinados possa alcançar as camadas subjacentes do solo, causando a contaminação das mesmas (KJELDSEN *et al.*, 2002; REGADIO *et al.*, 2013; LIU e HU, 2014; TONG *et al.*, 2015; YIN, *et al.*, 2016).

Os revestimentos compactados do solo são extensivamente aplicados em aterros devido à sua baixa condutividade hidráulica quando em contato com o fluxo de contaminantes (GHAVAMI; JAVADI; ZHAN, 2016). A camada de solo é insaturada, o que torna complexo o transporte do lixiviado, pois a permeabilidade varia de acordo com o grau de saturação (MARTIN e KOERNER, 1984). A maioria dos estudos sobre o comportamento hidráulico e de retenção do solo de revestimento de camada usa o lixiviado simulado (LEME; MIGUEL; GONÇALVES, 2018).

A Figura 6 representa um exemplo de sistema de impermeabilização muito utilizado no Brasil, classificado como *liner* composto. De acordo com (BOSCOV, 2008), a camada de proteção de solo deve ser colocada sobre a geomembrana, ou geotêxtil ou ainda um solo compactado, que protege contra danos da sobrecarga do peso dos resíduos, principalmente punção e rasgos. A camada de drenagem possibilita a coleta do lixiviado para o tratamento e alivia a carga hidráulica sobre a geomembrana e a camada de proteção. A camada de separação e filtração evita o contato direto dos resíduos com a camada drenante e retém sólidos suspensos presentes no lixiviado.

Figura 6 – Modelo ilustrativo de revestimento de fundo de camada de base.



Fonte: BOSCOV (2008).

Entretanto, diversos autores citam diferentes materiais que são adequados para o revestimento de camada de base de aterros, como os materiais argilosos (BAERGAYA; THENG; LAGALY, 2006), fundo de lagoa (VARMA *et al.*, 2010), pó de laterita e de forno de cimento (AMADI e EBEREMU, 2013), gesso e cal (SIVAPULLAIAH e BAIG, 2011), *loess* compactado e siltoso (AIASSA e ARRUA, 2010), bentonita (SILVA, 2017) e mistura de bentonita e areia (MORANDINI e LEITE, 2010), devido às suas altas capacidades de adsorção e baixa condutividade hidráulica.

É importante que em solos com permeabilidade superior a 10^{-8} m.s^{-1} , é desaconselhável a construção de aterros, mesmo com impermeabilização basal do aterro. E, em características aceitáveis, onde a permeabilidade do solo é igual ou inferior a 10^{-8} m.s^{-1} , ou ainda quando o lençol freático dista no mínimo 1,5 metros da base do aterro, exigem-se a impermeabilização da base do aterro e a drenagem dos líquidos percolados (MARTINS, 2017).

3.3.3. Sistema de drenagem de líquidos

Segundo a NBR 13896 (ABNT, 1997), o sistema de drenagem do chorume deve ser: instalado acima da impermeabilização, calculado de modo a evitar uma lâmina de chorume

superior a 30 cm sobre a camada impermeabilizante, constituído de material resistente e dimensionado para suportar o período de vida útil do aterro.

É necessário um sistema para drenar e remover os líquidos que percolem através dos poros dos resíduos dispostos. Para atender aos padrões de lançamentos de efluentes em curso de água, deve-se realizar um sistema de tratamento dos líquidos percolados do aterro e, para diminuir a contaminação atmosférica, os gases produzidos podem ser queimados ou explorados como fonte de energia. Além da proteção ambiental, outro fator que está ligado com o bom funcionamento do sistema de drenagem de percolados é a estabilidade do aterro sanitário (LANZA e CARVALHO, 2006).

De acordo com (SALAMONI, 2019), a camada de drenagem permite a coleta e a condução de percolado para tratamento através de drenos que reduz as pressões dos líquidos atuantes na massa dos resíduos aterrados.

Usualmente, o sistema de drenagem de percolado consiste em uma camada de material granular de alta permeabilidade, como brita, protegida por uma camada de infiltração. Uma tubulação perfurada, de material física e quimicamente resistente ao tipo de resíduo disposto, como por exemplo, o PEAD (polietileno de alta densidade), é colocado dentro da camada de material granular. A camada de filtração evita o contato direto dos resíduos com a camada drenante e o carreamento de partículas dos resíduos ou de sólidos suspensos no lixiviado para os vazios do material drenante (BOSCOV, 2008).

3.4. Camada de impermeabilizante de base

Conforme a NBR 13896 (ABNT, 1997), a impermeabilização é a deposição de camadas de materiais artificiais que impeçam ou reduzam substancialmente a infiltração no solo dos líquidos lixiviados através da massa de resíduos. Medidas técnicas são necessárias para garantir a segurança das células de forma a proteger o solo de possíveis infiltrações que possam vir a contaminar o lençol freático.

Segundo De Paula (2017), a referida norma indica que o material da camada impermeabilizante deve ser quimicamente compatível com os resíduos. Além disso, deve possuir espessura e resistência de maneira que não rompa por pressões hidrostáticas e hidrogeológicas, contato com o líquido percolado ou condições climáticas.

A camada de impermeabilização da base faz com que os percolados gerados pela biodegradação da matéria orgânica não contaminem o solo e conseqüentemente o lençol freático como é o caso em lixões e aterros controlados. Esta camada então possui a função estrutural de garantir uma separação segura entre o resíduo depositado no aterro e o subsolo.

Esta função impermeabilizante só pode ser desempenhada eficientemente quando a camada de impermeabilização é composta de um solo argiloso de baixa permeabilidade ou com geomembranas sintéticas com espessuras adequadas (FEMA, 2006).

De acordo com (RECESA, 2008), para que estes sistemas funcionem de forma correta e promovam realmente suas funções é necessária ainda a adoção de algumas características presentes em materiais de impermeabilização, tais como: estanqueidade, durabilidade, resistência mecânica, resistência a intempéries e compatibilidade físico-químico e biológica com os resíduos a serem aterrados.

As camadas de revestimento visam garantir que a concentração do contaminante nas águas subterrâneas permaneça dentro dos níveis toleráveis e não ofereça riscos à saúde humana e ao ambiente, adequando-se ao padrão de potabilidade. Eles podem atuar de duas formas distintas: como sistemas de cobertura (*cover liners*), responsáveis pela restrição da infiltração de águas pluviais para o interior do aterro, e como sistemas de impermeabilização da base (*bottom liners*), responsáveis pela redução do fluxo e atenuação dos efeitos químicos do lixiviado no lençol freático (COSTA, 2015).

Em se tratando de *bottom liner* os danos causados pela instalação da camada de drenagem e pelas solicitações decorrentes do peso dos resíduos, deve ser colocada uma capa de proteção sobre a geomembrana. Uma ampla variedade de materiais geossintéticos é utilizados como impermeabilizante, podendo ser camadas de solo compactado (*Compacted Clay Liner* ou CCL), geossintéticos (argila adequadamente compactada (*Geosynthetic Clay Liner*) – GCL ou geomembrana – GM), ou, mais usualmente, uma combinação das anteriores (SALAMONI, 2019).

De acordo com (DANIEL e KOERNER, 1995), os *liners* de argila compactada (CCL), podem ser divididos em três grupos: os materiais minerais naturais, que apresentam uma quantidade significativa de argila, sendo esses escavados de áreas de empréstimo situadas próximas do local de implantação do aterro. A origem do solo pode ser residual sedimentar, depósitos sedimentares fluviais ou lacustres ou outro tipo de depósito de solo. A mistura de solo e bentonita, adotada quando o solo disponível na área de construção do aterro não apresenta uma quantidade adequada de argila em sua composição. Para que esse solo possa ser utilizado de modo a apresentar um bom desempenho, o mesmo é misturado com bentonita, material argiloso composto por minerais do grupo esmectita que conferem baixa permeabilidade ao solo devido sua expansibilidade. Por fim, o último grupo, que são outros materiais, com a finalidade de melhorar a constituição e o desempenho da *liner* (SOBIESIAK, 2017).

Os geossintéticos, são produtos poliméricos, sintéticos ou naturais, industrializados, que podem ser utilizados em diversas aplicações, sobre variados tipos de solo ou em combinações de solo e rocha como parte de projetos e soluções de engenharia geotécnica (VILAR e BENVENUTO, 2015).

No estudo de (BATHURST, 2007), ele define os geocompostos argilosos (GCL) como aqueles fabricados com uma camada de bentonita usualmente disposta entre dois geotêxteis, de topo e de base, ou incorporada a uma geomembrana ou a uma única manta de geotêxtil. Os geotêxteis que compõem os geocompostos argilosos geralmente são costurados ou agulhados através do núcleo argiloso a fim de aumentar a resistência interna ao cisalhamento.

De acordo com Locastro e Angelies (2016), uma configuração de aterro eficiente e que atribui baixa permeabilidade à camada são os aterros construídos com a combinação de geossintéticos e solo compactado. O coeficiente de permeabilidade nesses casos pode chegar a $10^{-12} \text{ m.s}^{-1}$, diminuindo a possibilidade de ocorrência de danos ambientais. Há casos em que pode-se obter sistemas mais restritivos, utilizando-se configurações com dupla camada de geomembrana entremeadas a solos compactados. Nesta situação, o coeficiente de permeabilidade atinge níveis de cerca de $10^{-14} \text{ m.s}^{-1}$.

Usualmente os sistemas compostos, formados por dois ou mais sistemas com a função de impedir a passagem do contaminante pelo meio, têm sido os mais utilizados como *liners* devido ao seu efeito atenuante contra qualquer defeito local das geomembranas, das camadas de solo e dos geocompostos bentoníticos. Além disto, apresentam como vantagens adicionais a proteção contra trincas de secagem, especialmente em solos lateríticos, e a prevenção contra problemas de incompatibilidade entre líquidos percolados e o solo (MARTINS, 2017).

No entanto, existem materiais alternativos que vêm sendo estudados para aplicação em compósitos nas camadas de impermeabilização de aterros sanitários. Para revestimento de fundo, estão sendo estudadas camadas estabilizadas quimicamente com cimento, cal ou cinzas volantes, barreiras reativas, barreiras asfálticas, barreiras geoquímicas, biobarreiras, barreiras de vidro, barreiras de gel polimérico, entre outros materiais (BOSCOV, 2008).

No estudo de (REGADIO *et al.*, 2013), é enfatizada a importância da camada de base em aterros sanitários, descrevendo-a como um dos principais elementos constituintes de um aterro sanitário.

O projeto, as etapas de execução ou até mesmo a operação inadequada podem causar acidentes ambientais graves, como o que aconteceu na cidade de Adis Ababa, capital da Etiópia. Na ocasião houve o deslizamento de terra do aterro de Koshe, que fica situada nas proximidades da cidade africana, deixando centenas de mortos (DUGGAN; PRIOR; STERLING, 2017). Já

na cidade de Zaldibar na Espanha, ocorreu um colapso da célula do aterro sanitário, deixando duas vítimas soterradas pelos resíduos e os temores sobre os riscos ambientais aumentaram após um incêndio no local (HEDGECOE, 2020).

No Brasil, ocorreu no início do ano de 2016, um dos maiores vazamentos de lixiviado registrado. O fato aconteceu na cidade fluminense de Seropédica, o líquido atingiu um córrego e podendo atingir o Aquífero Piranema, que fica localizado a 180 metros de profundidade. O Instituto Estadual do Ambiente – INEA, estima que vazaram cerca de 50 mil litros de lixiviado (VELOSO, 2016). Outro acontecimento foi na cidade de Guarulhos, no estado de São Paulo. O deslizamento aconteceu no final do mês de dezembro de 2018, em uma das células do aterro sanitário, provocando o vazamento de gases e os resíduos ficaram expostos, populares de bairros vizinhos ao aterro reclamaram do odor e de problemas de saúde pública e, além disso, os resíduos ficaram expostos por mais de 90 dias no local (ASSUNÇÃO, 2019). Mais recentemente, o aterro sanitário do Distrito Federal entrou em colapso. A Defesa Civil notificou o aterro pelo acidente ambiental, e exigiu medidas para recuperação de área e estudos para evitar novos desastres (BARBIERI, 2020).

Os resíduos sólidos constituem um meio poroso através do qual podem ser drenados os líquidos provenientes de precipitações pluviométricas bem como aqueles gerados durante o processo de decomposição. Assim, a medida de condutividade hidráulica (k) de RSU pode ser importante para o dimensionamento dos sistemas de coleta e drenagem de lixiviados (ALCÂNTARA, 2007). A condutividade hidráulica ou coeficiente de permeabilidade indica a facilidade que um fluido newtoniano percola através de um meio poroso (CAMAPUM *et al.*, 2015). Ou seja, é uma característica do meio poroso (solo) e do fluido (água, lixiviado) que o percola sendo, portanto, uma propriedade bastante variável, como mostra a Tabela 1.

Tabela 1 – Valores típicos de condutividade hidráulica de solos.

TIPO DE MATERIAL	CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA (m.s⁻¹)
Argilas	$<10^{-9}$
Siltes	$10^{-8} - 10^{-9}$
Areias Argilosas	10^{-7}
Areias finas	10^{-6}
Areias médias	10^{-5}

Areias grossas	10^{-4}
Cascalhos limpos	$>10^{-2}$

Fonte: PINTO (2002) e FERNANDES (2006).

Conforme Daniel (1993), confirma, em seu trabalho, os valores mínimos necessários para que um *liner* apresente condutividade hidráulica de 10^{-9} m.s^{-1} (Tabela 2).

Tabela 2 – Valores mínimos para obtenção da condutividade hidráulica adequada.

PROPRIEDADES	VALOR MÍNIMO
Porcentagem de finos	$\geq 20 - 30\%$
Índice de plasticidade	$\geq 7 - 10\%$
Porcentagem de pedregulho	$\leq 30\%$
Tamanho das partículas	25 – 50 mm

Fonte: DANIEL (1993).

A determinação do coeficiente de permeabilidade é baseada na lei de Darcy publicada em 1856, que diz que a velocidade de percolação do fluido é diretamente proporcional ao gradiente hidráulico, conforme a Equação 1.

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

Onde: v = Velocidade de percolação (m.s^{-1}); k = Coeficiente de permeabilidade (unidade de velocidade); i = Gradiente hidráulico (h.L^{-1}).

De acordo com MASSAD (2016), outra forma de estimar o coeficiente de permeabilidade é a partir da velocidade de percolação intersticial, ou seja, ao longo dos vazios preenchidos por água que, com base na aplicação do princípio da continuidade hidráulica, permite quantificar a permeabilidade do solo usando a Equação 2.

$$v_p = \frac{k i}{n S} \quad (\text{Eq. 2})$$

Onde: v_p = Velocidade de percolação intersticial; k = Coeficiente de permeabilidade; n = Porosidade do solo e S = Grau de saturação do solo.

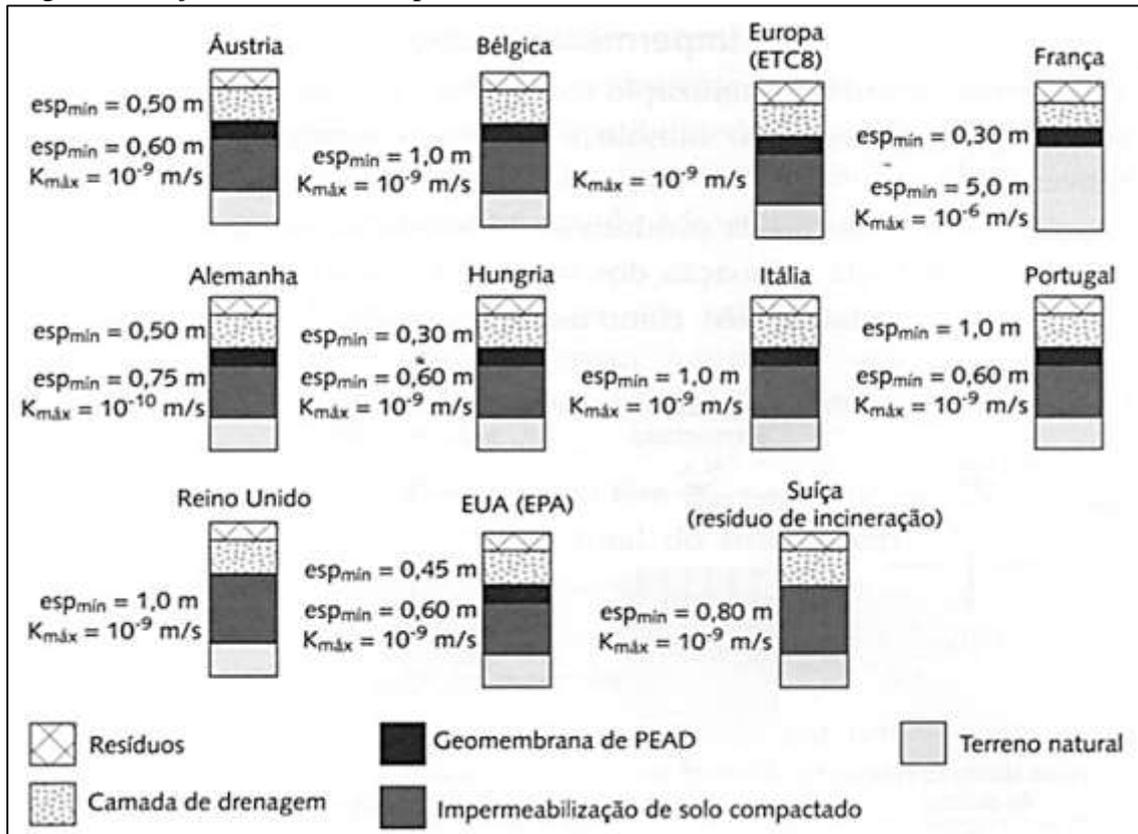
O coeficiente de permeabilidade menor ou igual a 10^{-9} m.s^{-1} tem sido a especificação mais frequentemente utilizada em aterros de resíduos no Brasil (ANDRADES, 2018). Esse valor resulta da aplicação da Lei de Darcy para percolação sob gradiente hidráulico unitário

através de uma camada de impermeabilização de 1 m de espessura, a fim de garantir que o percolado demore no mínimo 30 anos para atravessar a camada, tempo após o qual o percolado, por hipótese, não seria mais poluente (BOSCOV, 2008). Entretanto, de acordo com (SILVA, 2017), essas hipóteses não são válidas para todo e qualquer aterro, porém não há grandes questionamentos quanto à eficiência deste valor de coeficiente de permeabilidade.

No Brasil, ainda não há legislação nacional que detalhe a respeito de projeto dos sistemas de impermeabilização, como prescrito em outros países. A NBR 13896 (ABNT, 1997), determina que os depósitos naturais de solo do terreno apresentem coeficiente de permeabilidade mínimo de 10^{-8} m.s^{-1} . Em relação à configuração das camadas de solo compactado, o aterro deve ser executado em áreas onde haja predominância no subsolo de material com coeficiente de permeabilidade inferior a $5 \times 10^{-7} \text{ m.s}^{-1}$ podendo ser aceito um valor de até 10^{-6} m.s^{-1} dependendo do tipo de resíduo e entre a superfície inferior do aterro e o mais alto nível do lençol freático, devendo haver uma camada natural de espessura de 1,5 m de solo não saturado. Também é estabelecido que a zona não saturada seja de, no mínimo, 3 m de profundidade. A Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2006), recomenda para revestimento de fundo de aterros de RSU, uma camada de solo argiloso compactado com espessura de 0,6 m e coeficiente de permeabilidade de 10^{-9} m.s^{-1} sobreposta por uma geomembrana de polietileno de Alta Densidade – PEAD com espessura de 2 mm e coeficiente de permeabilidade de $10^{-14} \text{ m.s}^{-1}$ (BOSCOV, 2008).

Em todo o mundo existem diferentes exigências de configurações de camadas impermeabilizantes como é apresentado na Figura 7.

Figura 7 – Diferentes configurações de camadas de base para aterro segundo regulamentações de diferentes países.



Fonte: (FERRARI, 2005).

A *Environmental Protection Agency* – (USEPA, 2008), estabelece que as camadas de base de aterros constituídas de solo devem ter espessura mínima de 1 metro e condutividade hidráulica inferior a 10^{-9} m.s^{-1} . Com exceção da Alemanha e da França, que adotam coeficientes de permeabilidade de $10^{-10} \text{ m.s}^{-1}$ e 10^{-6} m.s^{-1} , respectivamente, os demais países ilustrados na Figura 7 adotam o valor do k de 10^{-9} m.s^{-1} . Na França, há exigência de apenas uma camada de geomembranas, mas no Reino Unido e Suíça não exigem a adoção de geossintéticos. Como pode ser observado, em todos os países há existência de geomembranas no revestimento da camada de base dos aterros sanitários, evidenciando o quanto esses materiais são difundidos ao redor do mundo e o quanto têm se tornado, cada vez mais, populares.

A permeabilidade de rochas de baixa permeabilidade é muito importante para uma série de aplicações na engenharia, como o desenvolvimento de reservatório de gás não convencional, o armazenamento de gás e petróleo, a construção de usinas hidrelétricas e a reserva de resíduos (JIA, XU, *et al.*, 2017).

3.5. Rochas ornamentais

A NBR 6502 (ABNT, 1995), define rochas como sendo um material sólido, consolidado e constituído por um ou mais minerais, com características físicas e mecânicas específicas para cada tipo. Já a NBR 15012 (ABNT, 2013), define rochas ornamentais como materiais rochosos naturais, submetidos a diferentes graus ou tipos de beneficiamento, utilizados para exercer uma função estética.

O termo rocha ornamental é aplicado aos materiais rochosos utilizados para fins de revestimento e ornamentação, como os mármore e granitos, que são passíveis de polimento tornando-se mais importantes economicamente (HOLZ, 2014).

As rochas ornamentais são conhecidas comercialmente como mármore e granitos, uma vez que correspondem a cerca de 80% da produção brasileira e 90% da produção mundial (ABIROCHAS, 2018). Genericamente, enquadram-se como granito uma ampla quantidade de rochas magmáticas, como os sienitos, dioritos, entre outras rochas de composição silicática, enquanto que os mármore são rochas metamórficas correspondentes aos calcários e dolomitos, que englobam as rochas de composição carbonática. Além dessas, outros tipos litológicos são importantes para o setor, como os quartzitos, serpentinitos, travertinos e ardósias (SOARES, 2014) e (MARÇAL, 2011).

O granito é um dos mais importantes candidatos para a eliminação de alto nível de resíduos devido à sua baixa permeabilidade e alta resistência (CHEN; YANG; WANG, 2017).

3.5.1. Rochas ornamentais no Brasil e no mundo

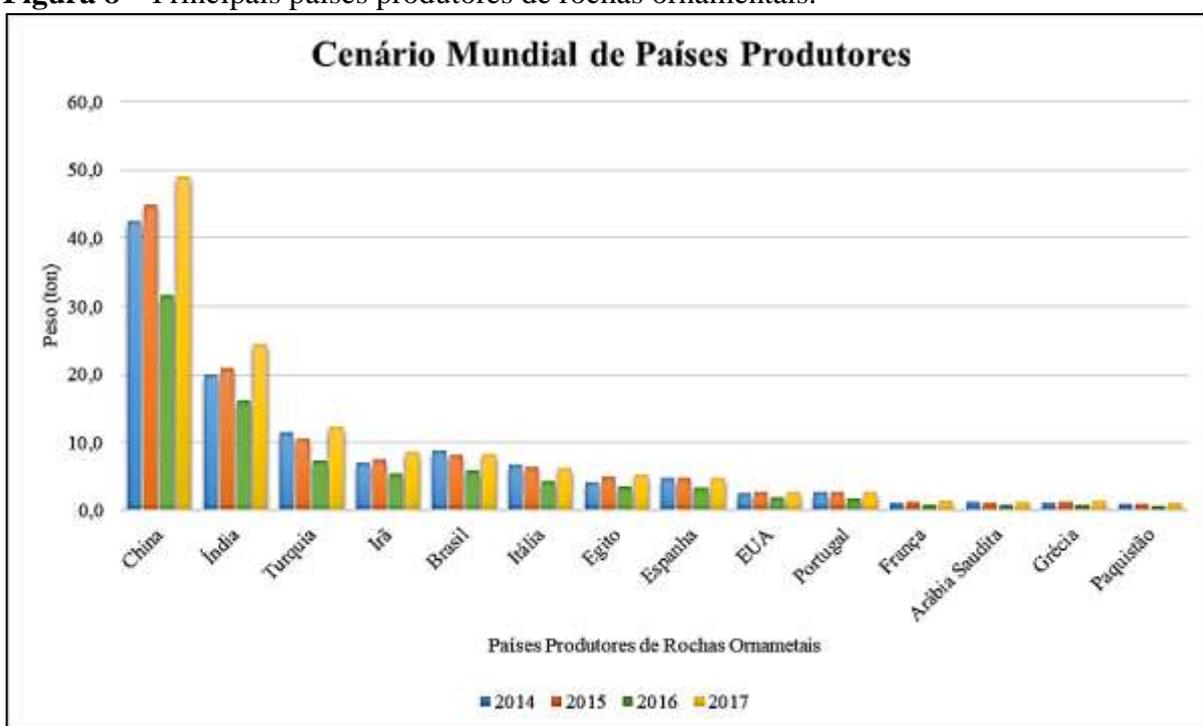
As pedras ornamentais são matérias-primas que apresentam um potencial valor econômico e são usadas em várias aplicações para fins de construção ou de prestígio (ASHMOLE & MOTLOUNG, 2008). Comercialmente, um fator principal que dá um valor lucrativo às pedras é o tamanho do bloco, uma vez que tamanhos pequenos dos blocos extraídos limitam as dimensões necessárias para o processamento das peças de pedra e, consequentemente, uma faixa estreita de aplicações estará indisponível. Segundo (MOSCH *et al.*, 2011), praticamente, a maioria dos operadores de pedreiras considera o tamanho das pedras extraídas menor que o tamanho do bloco comercial necessário como resíduo. O tamanho do bloco é uma função do peso e ambos são importantes para as questões de segurança no transporte, manuseio e processamento de blocos.

O granito é comumente usado como pedra ornamental e também como material de construção. A Índia é uma das nações líderes na produção e exportação de granito entre outras

pedras (Figura 8), com cerca de 110 variedades de cores e texturas diferentes (SINGH *et al.*, 2016).

Em 2018, a demanda doméstica de pedras ornamentais da China excedeu 1,5 bilhão de metros quadrados e o valor da produção excedeu 90 bilhões de dólares. A indústria de processamento de pedra é considerada um dos principais setores de recursos econômicos e criação de emprego em algumas regiões da China, como a província de *Shandong*, onde as reservas naturais de pedra são abundantes. No entanto, a maioria das atividades de processamento de pedra é realizada por pequenas e médias empresas (PMEs), cujas operações são caracterizadas por baixa produtividade combinada com baixa penetração de novas tecnologias e uma falta geral de gestão de recursos ambientais (BAI, *et al.*, 2020).

Figura 8 – Principais países produtores de rochas ornamentais.



Fonte: Adaptado de ABIROCHAS (2018).

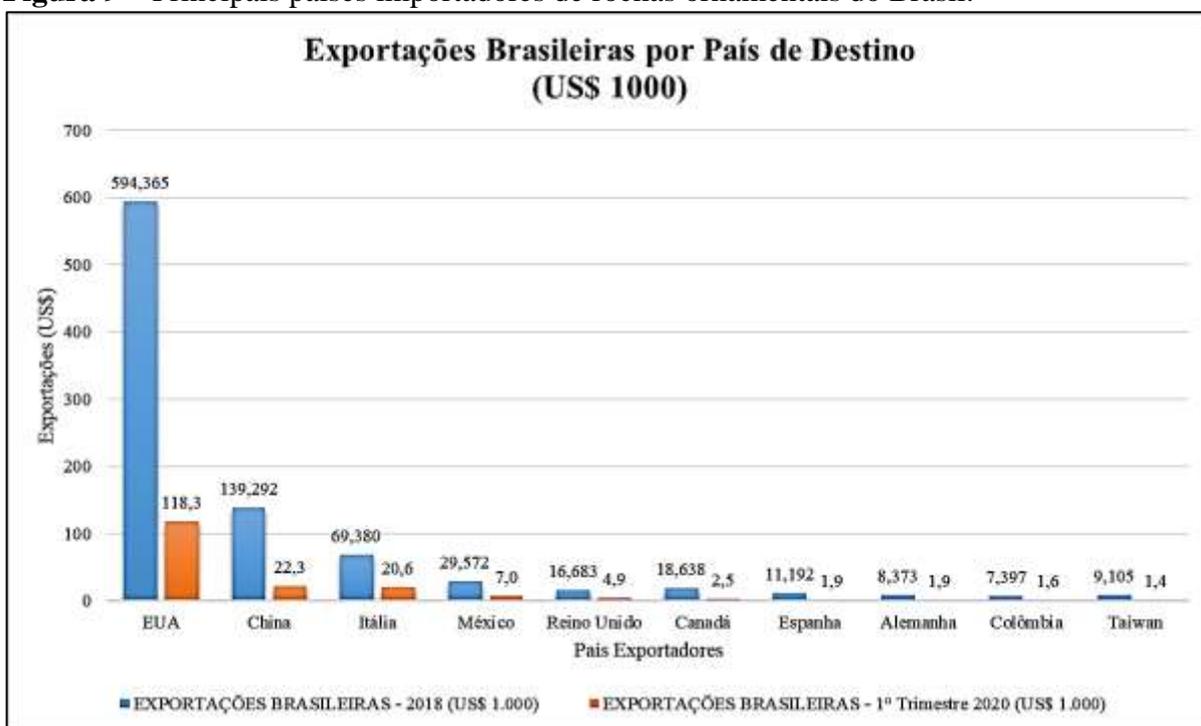
O Brasil é mundialmente reconhecido na produção e comercialização de rochas ornamentais, figurando entre os maiores exportadores. No atual cenário de exportação mundial de rochas ornamentais o Brasil ocupa a sexta colocação entre os maiores exportadores de rochas ornamentais acabadas, ficando atrás da China, Índia, Turquia, Egito e Itália, se destacando e movimentando no país 1,1 bilhão de dólares no ano de 2017 (ABIROCHAS, 2018).

De acordo com a (ABIROCHAS, 2018), a produção de rochas ornamentais no Brasil, no ano de 2018, ficou em torno de 9,0 milhões de toneladas (Mt), sendo que dessas, 3,0 Mt foram exportadas, acontecendo uma retração de 13,6% no faturamento e 13,9% no volume

físico de rochas em comparação com 2017. Com relação à participação de rochas ornamentais processadas, o faturamento caiu de 80,5% em 2017, para 77,5% em 2018. Mesmo com a queda nas exportações, as rochas ornamentais continuam figurando como o quinto produto de base mineral mais exportado pelo Brasil, atrás apenas do minério e ferro, minério de cobre, ferro-ligas e ouro.

O Brasil foi responsável por exportar para 120 países em todos os continentes, no ano de 2018. Os três primeiros foram Estados Unidos (EUA), China, Itália, nesta ordem. Apenas para sete países as exportações superaram US\$ 10 milhões. Porém, as exportações brasileiras de rochas ornamentais atingiram US\$ 200,3 milhões e 426,1 mil ton no 1º trimestre de 2020, com variação negativa de respectivamente 10,3% e 5,6% frente ao mesmo período de 2019. Na Figura 9 são apresentados o comparativo do último relatório da ABIROCHAS 2018 sobre as exportações brasileiras no ano de 2018 e no primeiro trimestre de 2020.

Figura 9 – Principais países importadores de rochas ornamentais do Brasil.



Fonte: Adaptado da ABIROCHAS (2018) e ABIROCHAS (2020).

De acordo com análises da (ABIROCHAS, 2020), as exportações e importações brasileiras de rochas ornamentais sofreram os impactos da Covid-19 já no primeiro trimestre de 2020. Os prognósticos econômicos, em âmbito brasileiro e mundial, apontam tempos difíceis para o setor, mostrando uma recuperação dos patamares de desempenho pré-pandemia incerta.

O Brasil apresenta uma extraordinária diversidade de rochas ornamentais e de revestimento como os principais tipos de rochas extraídas, os granitos e similares (45%), mármore e travertinos (26%), ardósias (9%), quartzitos maciços e foliados (7%) e os outros (13%) divididos entre basaltos e gabros, serpentinitos, pedra-sabão e pedra-talco, calcários, metaconglomerados polimíticos e oligomíticos, cherts, arenitos, xistos (DEGEN, 2017). Como mencionado por Montani (2015), além desta variedade, destaca-se a alta capacidade da produção brasileira, que foi estimada pela ABIROCHAS em cerca de 140 milhões de metros quadrados de pedra.

As exportações de rochas ornamentais foram efetuadas por 16 estados brasileiros em 2018. Apenas Espírito Santo, Minas Gerais, Ceará e Bahia registraram faturamento superior a US\$ 10 milhões para essas exportações. A Figura 10 relaciona a exportação dos principais estados brasileiros no primeiro trimestre de 2020 com a exportação anual em 2018.

Figura 10 – Principais estados brasileiros exportadores.



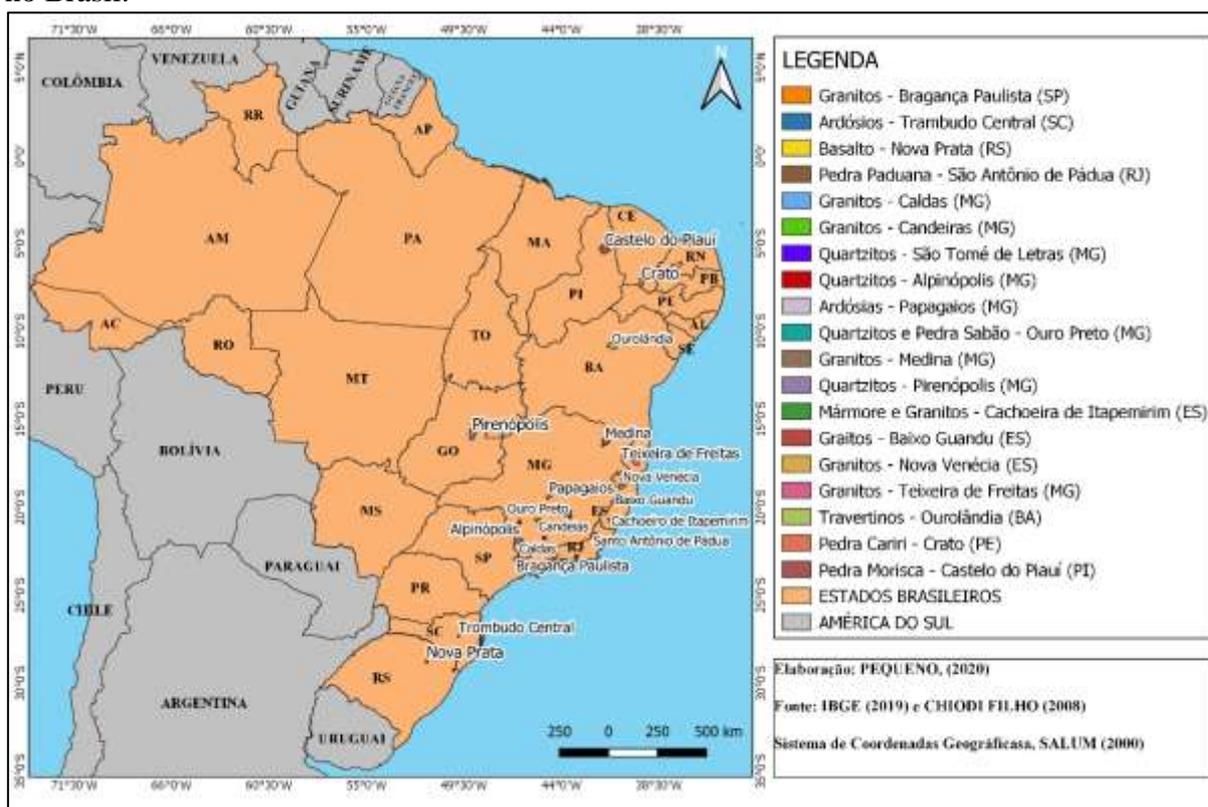
Fonte: Adaptado da ABIROCHAS (2020).

O perfil do parque brasileiro de beneficiamento indica uma nítida preferência para o corte/serragem de chapas grandes, envolvendo os referidos teares multilâmina convencionais, os teares multilâmina diamantados e uma participação já dominante de teares multifio diamantados. O Sindicato da Indústria de Rochas Ornamentais, Cal e Calcários do Espírito Santo - SINDROCHAS (MINERE, 2019), prevê que até 2025, visando ao atendimento dos

mercados interno e externo, a capacidade brasileira de serragem poderá superar 100 Mm²/ano, com cerca de 80% dessa capacidade representada por teares multifios diamantados.

A maior parte das atividades de lavra e beneficiamento concentra-se em arranjos produtivos locais, como os mármore e granitos do Espírito Santo, ardósias e quartzitos foliados de Minas Gerais, gnaisses foliados do Rio de Janeiro, basaltos plaqueados do Rio Grande do Sul, travertinos da Bahia, calcários plaqueados do Ceará, entre outros conforme a Figura 11, observando-se que as rochas comercialmente classificadas como granitos correspondem a quase 5% do total produzido (ABIROCHAS, 2018) e (FILHO e CHIODI, 2009).

Figura 11 – Distribuição das aglomerações produtivas de rochas ornamentais e de revestimento no Brasil.



Fonte: Adaptado de (FILHO e CHIODI, 2009).

O setor de rochas ornamentais é de extrema importância para a economia Capixaba, de acordo com (FURTADO, 2009), as empresas de rochas ornamentais são das mais representativas e importantes da economia do estado, já que sua atividade reflete também sobre a indústria mecânica e o comércio exterior.

O Espírito Santo respondeu por 79,7% do total do faturamento e 71,5% do total do volume físico das exportações brasileiras de rochas, seguindo-se Minas Gerais com respectivamente, 12,2% e 16,7% do total brasileiro. No Nordeste o destaque é o estado do

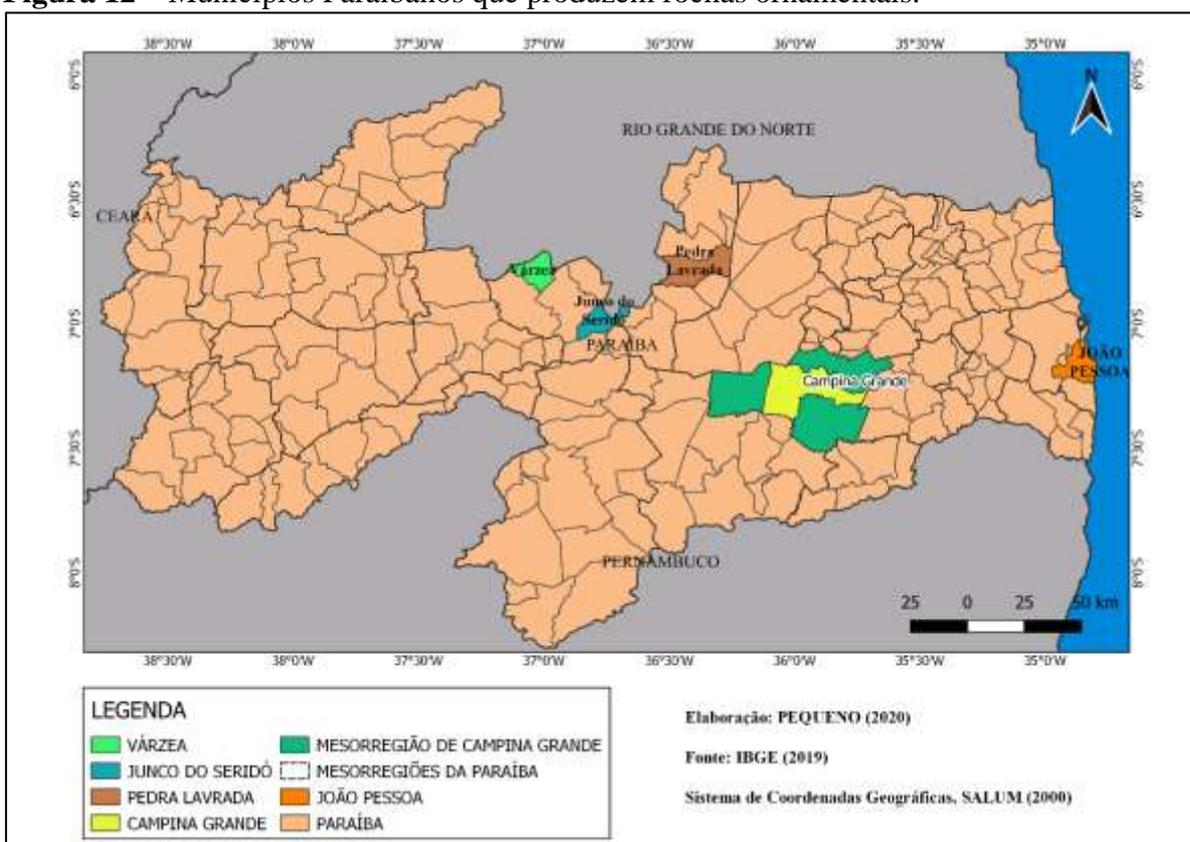
Ceará, que exportou cerca de US\$ 28,1 milhões e 39,8 mil toneladas, evidenciando tendência de crescimento (ABIROCHAS, 2020).

O estado do Espírito Santo se tornou referência mundial em mármore e granito e líder absoluto na produção nacional de rochas, segundo o (MINERE, 2019), apresentando lavras de diversos tipos de rochas, empresas para beneficiamento primário (serragem) e secundário (polimento e produtos acabados), além de possuir o maior parque industrial brasileiro e mais de 90% dos teares multifios em funcionamento no Brasil.

3.5.2. Produção de granito na Paraíba

A Paraíba é o terceiro maior produtor de rochas ornamentais da região Nordeste, com a mineração de rochas graníticas e quartzíticas, estando em primeiro e segundo lugares, Bahia e Ceará, respectivamente. Os quartzitos apresentam-se como as opções populares para revestimento, com a produção de ladrilhos de baixo custo, oriundos de jazidas situadas em Junco do Seridó, Pedra Lavrada e Várzea (Figura 12). Algumas rochas produzidas no estado da Paraíba são conhecidas com os seguintes nomes comerciais: Preto São Marcos, Azul Sucuru, Green Space, Bordeaux Fuji, Branco Fuji, Marrom Madeira, Juparaná Florença, Róseo Picuí, Gold Fuji e Branco Floral (PARAHYBA, 2009).

Figura 12 – Municípios Paraibanos que produzem rochas ornamentais.



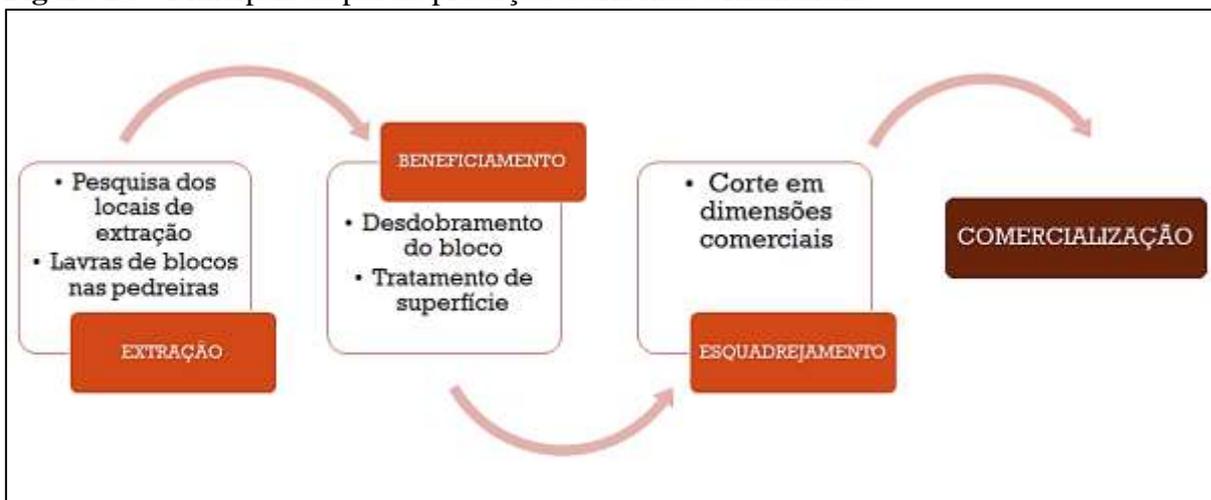
Fonte: Adaptado do IBGE (2019).

3.5.3. *Processo produtivo de rochas ornamentais*

Para obtenção do produto final a ser comercializado, existe a seguinte série adotada pela maioria das empresas brasileiras, conforme ilustrado na Figura 13:

- ✓ Avaliação da qualidade das rochas e seu valor comercial e definição dos locais de extração dos blocos;
- ✓ Extração dos blocos de rochas;
 - Técnica de corte com fio helicoidal;
 - Corte com fio diamantado;
 - Corte contínuo;
 - Lavras (desmonte com explosivos).
 - Transporte dos blocos até a beneficiadora e;
 - Desdobramento dos blocos em chapas para comercialização.

Figura 13 – Principais etapas de produção de Rochas Ornamentais.



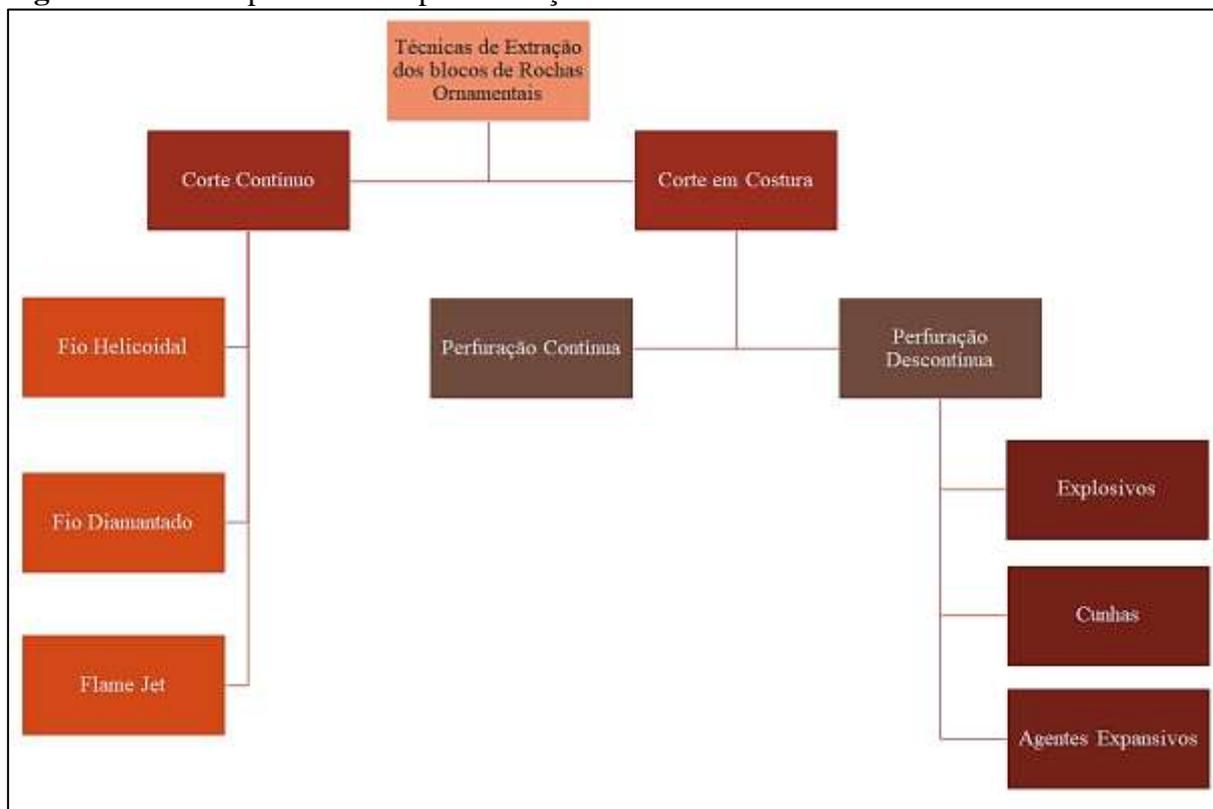
Fonte: Adaptado de GONÇALVES (2000).

Segundo Gonçalves (2000), a primeira etapa é a avaliação do local através de estudo geológico da área a ser explorada e a identificação dos afloramentos rochosos além das documentações necessárias para explorar a área. A segunda etapa é a extração dos blocos de rochas, que envolve diferentes técnicas, essas podem ser divididas em duas grandes categorias, as tecnologias de corte contínuo e as tecnologias de corte em costura (SOARES, 2014).

Segundo Regadas (2006), o processo de exploração das rochas ornamentais é conhecido como lavra. Os métodos de lavra definem a sequência de trabalhos para o aquecimento de uma jazida. A escolha do tipo de lavra é definida pela morfologia dos aflorados, do volume da

reserva, da localização, das características do material, entre outras. Ainda de acordo com (REGADAS, 2006) as tecnologias de corte em costura são subdivididas em diferentes outras técnicas, representadas na Figura 14.

Figura 14 – Principais técnicas para extração dos blocos de rochas.



Fonte: Adaptado de SOARES (2014).

A etapa de beneficiamento primário (serragem) de rochas ornamentais consiste no desdobramento dos blocos extraídos nas pedreiras, utilizando equipamentos conhecidos como teares, que são responsáveis por transformar as rochas em chapas que variam de a 1 a 3 cm de espessura (SARDOU FILHO; MATOS; MENDES, 2013).

3.5.4. *Granito*

O granito é um dos materiais ornamentais amplamente utilizado em muitos campos devido à sua dureza inerente, excelente resistência à influência ambiental e propriedades estéticas atraentes. Comparado com o mármore, o granito é mais difícil de ser processado apresentando maiores impactos ambientais (BAI *et al.*, 2020). De acordo com estudo de (BAI; ZHANG; WANG, 2016), as oficinas de serragem são responsáveis por cerca de 60% do consumo de energia e 50% do consumo de água doce, além de gerar 70% de resíduos sólidos (ou seja, serradura, lajes e aparas trituradas) do processamento de granito.

O termo granito designa um amplo conjunto de rochas silicáticas, compostas predominantemente por feldspatos e quartzo. É caracterizado por ser uma rocha plutônica ácida, com aproximadamente 75% de sílica; cristais de 1 a 5 mm, ou maiores; de cor cinza. Sua taxa de ruptura sob compressão é de aproximadamente 90 MPa. Esta rocha geralmente fornece agregados de excelente qualidade, pois são resistentes, têm baixa porosidade e absorção de água e não reagem com os álcalis do concreto de cimento Portland (GAMA JR; GORAYEB; ABREU, 1988).

As empresas de beneficiamento das rochas graníticas têm as principais atividades a serragem e o polimento para produção de rochas ornamentais, que são utilizadas na indústria da construção civil. As rochas ornamentais são materiais que agregam valor principalmente através de suas características estéticas, destacando-se o padrão cromático, desenho, textura e granulação, apresentando uma grande diversidade de tipos e cores, destacando-se o preto, branco, azul, marrom, amarelo e verde (Figura 15), além dos movimentados.

Figura 15 – Diversidade de cores do granito.



Fonte: Google Imagem (2020).

De acordo com Dutra (2006), afirma que o Brasil possui uma das maiores reservas mundiais de granitos (superiores a 1.500.000.000 m³), sendo a extração realizada diretamente dos maciços rochosos.

3.5.5. Resíduo de beneficiamento de rochas ornamentais (RBRO)

A geração de resíduos é inerente a todo o processo de transformação de materiais ou de produção. O setor de rochas ornamentais não é diferente, porém as características dos resíduos diferem bastante do tipo de rocha que gerou o rejeito, da etapa em que foram gerados e se foram utilizados insumos para auxiliar no processo produtivo.

A geração de resíduos do beneficiamento primário de mármore e granito ocorre em todas as etapas do processo produtivo, sendo os resíduos classificados como: i) pó de pedra, ii) lama, iii) agregados, iv) grandes rochas, v) blocos e vi) chapas danificadas (RAJGOR, 2013). Durante o beneficiamento primário, quase 30% do bloco, em volume, são transformados em resíduo fino. Esse, após processos de separação sólidos - líquidos nas serrarias, por meio de sistemas de decantação e filtros prensa, são depositados em aterros licenciados por órgãos ambientais (VIDAL, 2013). Na etapa de corte, de 20% a 25% dos blocos se tornam rejeitos que é constituído de água, cal, granalha de aço ou ferro fundido e rochas moídas (JUNCA *et al.*, 2015).

Atualmente, um dos problemas de maior importância para o setor de rochas ornamentais é a grande quantidade de resíduos gerados, estimados em 20 milhões de toneladas de resíduos grossos, como blocos não aproveitados e pedaços de rochas, por ano, nas pedreiras, e de 1,5 milhão de toneladas de resíduos finos nas unidades de beneficiamento, que não têm utilização industrial (CAMPOS, 2014).

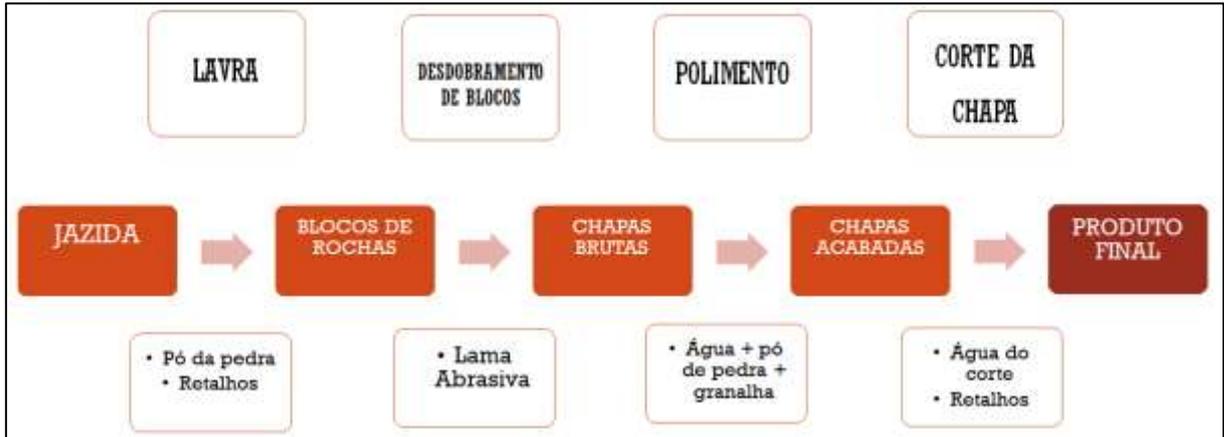
3.5.6. Impactos ambientais na produção de rochas ornamentais

O consumo de pedras ornamentais pela indústria da construção suscita preocupação com os impactos ambientais causados pelos resíduos gerados na extração e etapas de processamento. Estima-se que 20 a 30% da matéria-prima são transformados em resíduos inadequados (SOUZA *et al.*, 2017). Resíduos maiores da extração e das fases de processamento primário (corte das placas) e processamento secundário (corte das peças finais para ornamentação) podem ser usados como agregados (BUYUKSAGIS; UYGUNOGLU; TATAR, 2017) e (ASHISH, 2018). Em todo o mundo, também são gerados resíduos das fases de beneficiamento primário e secundário, com um grande volume de água usada durante o corte e polimento de rochas, na forma de resíduos semelhantes ao lodo (ALIABDO; ELMOATY; AUDA, 2018).

O beneficiamento de granito tem ocasionado sérios problemas ambientais, devido à grande quantidade de lama abrasiva e outros resíduos que são produzidos anualmente, ilustrado

na Figura 16 causando graves ameaças ao meio ambiente, poluindo o solo e a água e trazendo problemas à economia (BECARJI, 2013).

Figura 16 – Resíduo do beneficiamento de rochas ornamentais.



Fonte: Adaptado de BECARJI (2013).

A pedra granito produz, comumente, grandes quantidades de resíduos de rochas e subprodutos. Como resultado, muitas áreas residenciais e agrícolas são afetadas, por locais de aterros que são basicamente compostos por esses materiais (BECARJI, 2013) e (BINICI; KAPLAN; YILMAZ, 2007).

Os resíduos são, geralmente, estocados em locais a céu aberto ou, em alguns casos, jogados em rios sem nenhum tipo de tratamento, causando problemas de assoreamento, contaminando as águas de rios e córregos e podendo, até mesmo, contaminar reservatórios naturais de água (JUNCA *et al.*, 2015).

A lama do beneficiamento de rochas ornamentais (LBRO), denominada de lama abrasiva (Figura 17), é gerada em todas as fases do processo, em todo tipo de empresa independentemente do porte, na confecção de peças, no corte e polimento de chapas e no desdobramento dos blocos. Este resíduo requer tratamento e disposição final adequada (SILVA, 2011).

Figura 17 – Depósito de lama abrasiva.



Fonte: Google Imagens (2020).

Os resíduos de beneficiamento de rochas ornamentais, após secagem, devem ser direcionados a um aterro sanitário, pois o resíduo constitui um pó muito fino, que pode provocar danos à saúde humana (COSTA *et al.*, 2016). A PNRS (BRASIL, 2010) estabelece como prioridade a não geração, o reaproveitamento, a reciclagem e, por último, a destinação dos resíduos em aterros sanitários, devendo-se priorizar meios de reaproveitamento da destinação final.

Nos últimos anos, várias tecnologias avançadas e limpas estão surgindo no campo de processamento de granito, como exemplo, as novas tecnologias de serras, sistema de tratamento de águas residuais e as tecnologias de reutilização de resíduos sólidos. Muitas empresas de processamento de granito adotaram inúmeras inovações tecnológicas como panaceias, a fim de manter sua sustentabilidade econômica e ambiental. Contudo, de fato, as tecnologias limpas por si sós não resolveram os problemas de sustentabilidade enfrentados pelo setor, principalmente por causa da falta de objetivo e adoção passiva por parte das empresas (BAI, *et al.*, 2020).

Pensando a respeito desses problemas e como resolvê-los ou atenuar os impactos ambientais causados no processamento de granito podem ser previstos no desenvolvimento da correlação entre a serragem da rocha e os indicadores ambientais. Essa situação gera as seguintes perguntas:

- ✓ Como uma produção mais limpa (CP) de uma empresa afeta seu desempenho operacional e ecológico?
- ✓ Como uma empresa pode obter os maiores benefícios abrangentes, escolhendo e adotando algumas tecnologias limpas recomendáveis?
- ✓ Como fazer um planejamento de tecnologia de limpeza razoável para uma empresa de processamento de granito?
- ✓ Ter uma base de informações é necessário para um planejamento de tecnologia limpa no campo de processamento de granito?

Segundo (BAI *et al.*, 2020), os resultados da previsão são benéficos para tornar o planejamento de tecnologia limpa mais eficiente.

3.6. Emprego de resíduo de granito em diversas finalidades

Na última década, muitos estudos foram conduzidos por pesquisadores para investigar a adequação do pó de granito como um ingrediente concreto. Alguns estudos sugeriram que o pó de granito pode substituir com eficiência uma parte ou toda a areia enquanto outros afirmam que uma parte do cimento também pode ser substituída por ele (SINGH *et al.*, 2016).

O estudo de (HAMZA; HAGGAR; KHEDR, 2011), que destaca a reciclagem dos resíduos de mármore e granito na fabricação de tijolos de alvenaria, com substituição total de agregados grossos e finos. Os resultados das propriedades físicas e mecânicas dos tijolos os qualificaram como materiais de construção com espaçamento sem carga, onde todas as amostras de tijolo de cimento testadas no estudo atenderam ao requisito do código egípcio para tijolos.

Na pesquisa de (RAMOS, *et al.*, 2013), usaram o lodo granítico como substituição parcial de cimento e estudaram a resistência e durabilidade desse concreto. Eles observaram a produção de uma matriz densa com alta durabilidade sem qualquer efeito adverso sobre resistência e trabalhabilidade.

Os resíduos de quartzito e granito vêm sendo estudados em diferentes aplicações, como cerâmica vermelha, massa de concreto, revestimentos cerâmicos, mas não há muitos

documentos sobre a utilização desses resíduos em fabricação de vidro (MEDEIROS *et al.*, 2017) e (SINGH *et al.*, 2015).

3.7. Planejamento fatorial

O método mais eficiente de realizar experimentos é dado pelo planejamento estatístico de experimentos. Esse método incorpora as matrizes ortogonais para poder, com êxito, projetar e conduzir experimentos (KHORASANI; AGHCHAI; KHORRAM, 2010). Segundo Button (2016), o planejamento de experimentos mais conhecido como DOE (*Design of Experiments*), tem como objetivo determinar os efeitos de vários fatores nos resultados de determinado sistema ou processo, reduzindo o número de ensaios necessários a serem realizados. Basicamente, a técnica tenta alcançar uma maior previsão estatística na resposta, com um menor custo.

No cenário industrial, essa metodologia é de grande importância e tem ganhado, cada vez mais, espaço e atenção dos pesquisadores, uma vez que, mediante seu uso, são obtidos resultados mais confiáveis, com menores custos. Para o uso dessa ferramenta é fundamental a integração de conhecimentos do processo, conhecimentos estatísticos e bom senso.

Dentro do planejamento de experimentos, o planejamento fatorial permite avaliar simultaneamente o efeito de diversas variáveis a partir de um número reduzido de ensaios experimentais, quando comparado a outros processos (CUNICO, 2008).

Nesse procedimento, pode-se calcular o erro experimental, necessário para estimular a reprodutibilidade do processo. Com ele, também é possível elaborar um modelo matemático, que pode ser utilizado para originar a superfície de resposta, e otimizar o experimento proposto (MONTGOMERY e RUNGER, 2013).

O procedimento de uso de superfície de resposta é sequencial, isto é, quando se está longe do ponto ótimo da resposta. Mas, como se quer determinar o ponto ótimo, deve-se procurar uma estratégia eficiente de, rapidamente, encontrar as condições operacionais ideais que levam a isso (CALADO e MONTGOMERY, 2003).

De acordo com (RODRIGUES e IEMMA, 2005), para que se estime o número necessário de planejamentos experimentais que serão necessários para a otimização de um determinado processo, é preciso que se determine o número de variáveis independentes a serem estudadas. Para duas ou três variáveis independentes ou fatores, é indicado o uso de delineamentos fatoriais completos, que objetivam a otimização, executado o delineamento compostos centrais rotacionais que são denominados como metodologia de superfície de resposta.

O planejamento fatorial é um plano experimental no qual k "fatores" são sistematicamente variados. O j -ésimo fator tem l_j "níveis", $j = 1 \dots k$. Se todos os fatores tiverem o mesmo número de níveis, ou seja, $l_1 = \dots = l_k$, o design é chamado de design de "nível fixo" ou "simétrico"; caso contrário, é chamado "nível misto" ou "assimétrico". Um projeto "fatorial completo" contém (um múltiplo de) todas combinações de nível de fator, isto é, um múltiplo de $l_1 \cdot \dots \cdot l_k$ execuções experimentais. Em um design fatorial completo, todos os coeficientes para um modelo linear adequadamente codificado com todos os efeitos principais, dois fatores de interações, até o fator k são estimadas (PACKAGE, 2018).

De acordo com (MONTGOMERY e RUNGER, 2013), trazem o exemplo de um experimento entre dois fatores com dois níveis cada um, sendo uma combinação de dois fatores, em dois níveis, ou seja, 2×2 (4 experimentos). Existindo a níveis do fator A e b níveis do fator B, arranjados em um planejamento fatorial, isto é, cada réplica do experimento contém todas as combinações de tratamento ab . Com relação à combinação acima citada, traz o diagrama, para exemplificar, presente na Figura 18.

Figura 18 – Planejamento de experimento fatorial com dois fatores.

		Fator B			
		1	2	...	b
Fator A	1	$y_{111}, y_{112}, \dots, y_{11n}$	$y_{121}, y_{122}, \dots, y_{12n}$		$y_{1b1}, y_{1b2}, \dots, y_{1bn}$
	2	$y_{211}, y_{212}, \dots, y_{21n}$	$y_{221}, y_{222}, \dots, y_{22n}$		$y_{2b1}, y_{2b2}, \dots, y_{2bn}$
	⋮				
	a	$y_{a11}, y_{a12}, \dots, y_{a1n}$	$y_{a21}, y_{a22}, \dots, y_{a2n}$		$y_{ab1}, y_{ab2}, \dots, y_{abn}$

Fonte: MONTGOMERY e RUNGER (2013).

4. METODOLOGIA

A pesquisa tem a colaboração entre a Universidade Estadual da Paraíba, a Universidade Federal de Campina Grande, por meio do Grupo de Geotecnia Ambiental (GGA), o Instituto Federal da Paraíba e a GranFuji – Mármore e Granitos, empresa responsável por disponibilizar o resíduo de granito.

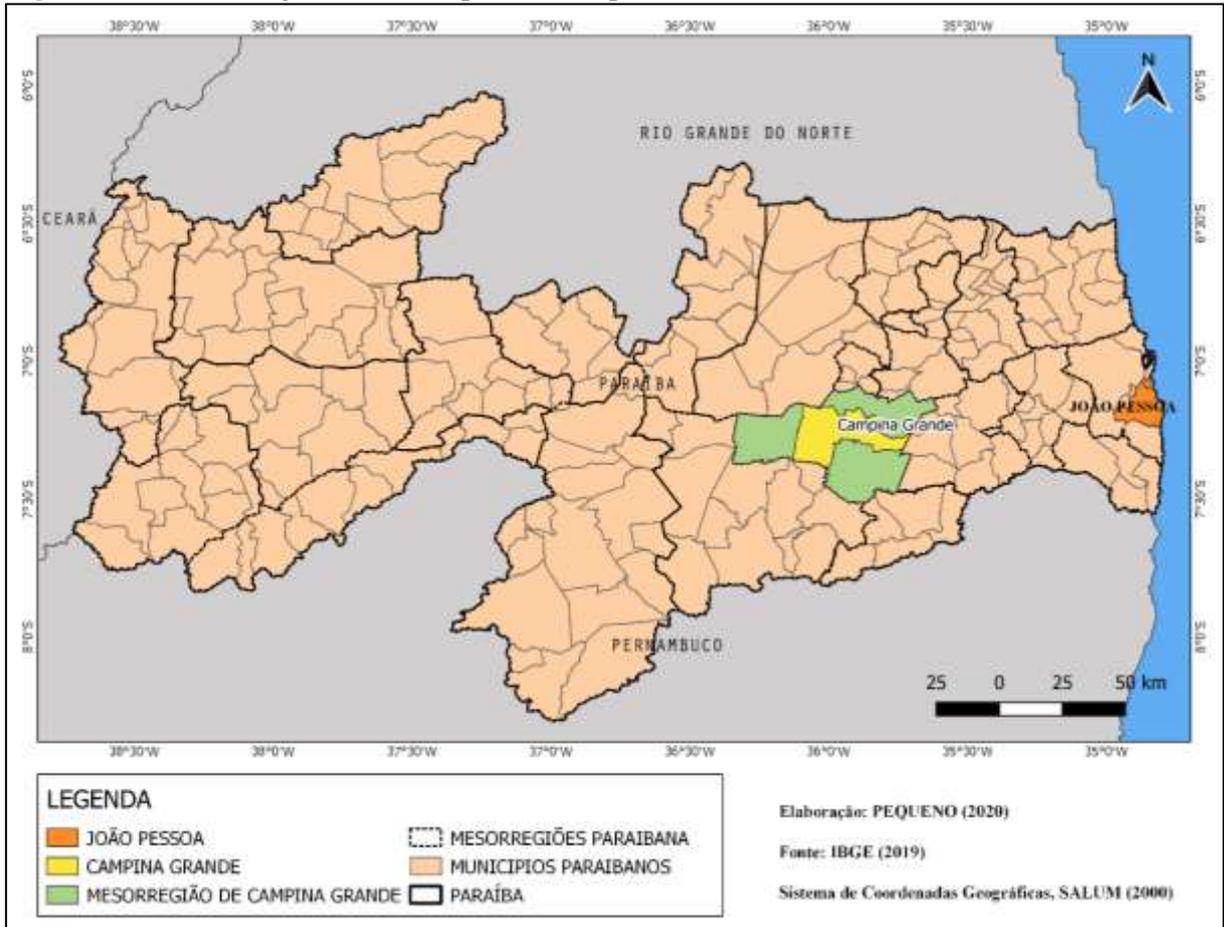
Através do convênio celebrado, objetivou-se analisar o solo utilizado na camada de base do aterro sanitário a partir da realização de ensaios de campo e laboratório, além de acompanhar as condições de execução na camada de base implantada no Aterro Sanitário com relação às normas brasileiras.

Com isso, serão descritos nesta seção a metodologia experimental, os materiais e métodos utilizados para realização dos ensaios para caracterização geotécnica, físico-química e mineralógica, além do planejamento experimental para identificação da mistura ideal para camadas de base de aterros sanitários.

4.1. Descrição do campo experimental

Os materiais utilizados para o desenvolvimento desta pesquisa serão aplicados na camada de base do aterro sanitário em Campina Grande (PB), situada na região oriental do Planalto da Borborema, distante 134 km da capital paraibana, João Pessoa. Situada na região do Agreste Paraibano, sob as coordenadas geográficas: Latitude de 7° 13'50" S, Longitude de 35° 52'52" W e com uma altitude de 551 m, a cidade de Campina Grande (Figura 19), de acordo com as estimativas do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística IBGE (2019), tem população de 409.731 habitantes e área de 591,658 km². Apresentando temperatura máxima de 28,6 °C e mínima de 19,5°C e precipitação média anual de 764,3 mm e evaporação potencial de 1417,4 mm com umidade relativa do ar em torno de 70% (AESAs, 2017).

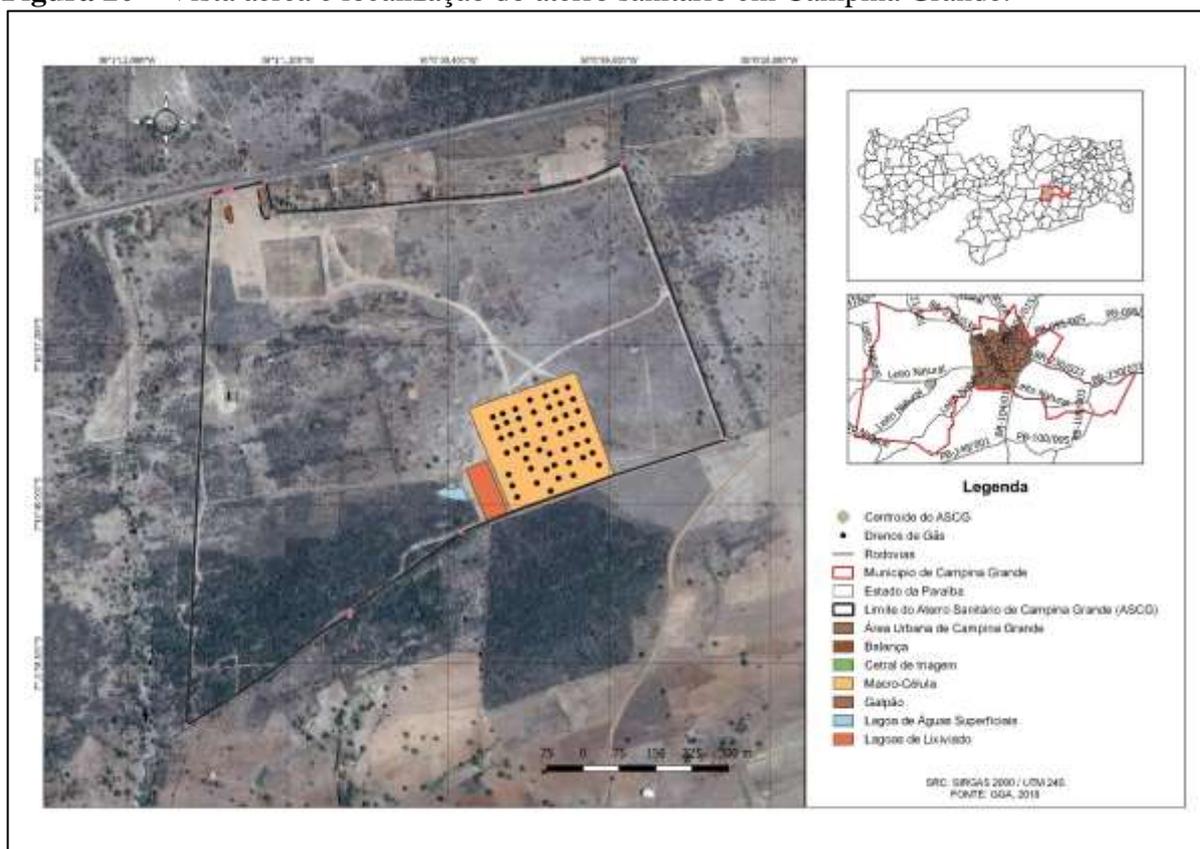
Figura 19 – Localização do município de Campina Grande – PB.



Fonte: Adaptado de Imagem do Google (2020).

O Aterro Sanitário está situado na Fazenda Logradouro II no distrito de Catolé de Boa Vista que pertence ao município de Campina Grande – PB (Figura 20), sob as coordenadas geográficas: 7°16'45" S e Longitude de 36°00'48" W, localizado no quilômetro 10 da PB – 138 que interliga pela BR – 230 o distrito à cidade de Campina Grande.

Figura 20 – Vista aérea e localização do aterro sanitário em Campina Grande.



Fonte: GGA (2018).

O Aterro Sanitário ainda se encontra em fase de operação, desde a sua implantação em 2015, com uma previsão de vida útil de 25 anos e de construção inicial de 20 células de 100 m² (10.000 m²) e 20 m de altura para disposição final de diferentes tipos de RSU que são cobertos por camadas de solo diariamente, para evitar a exposição a agentes externos (Figura 21). A geometria inicial do aterro apresentava 4 taludes com altura de 5 m cada um, com inclinação máxima de 1:2 (vertical: horizontal), até atingir a altura de projeto (Figura 21), com uma ocupação da área total de 80 ha, sendo 39,89 ha destinados à implantação do Aterro Sanitário.

Figura 21 – Vista lateral da Célula 1 do Aterro Sanitário.

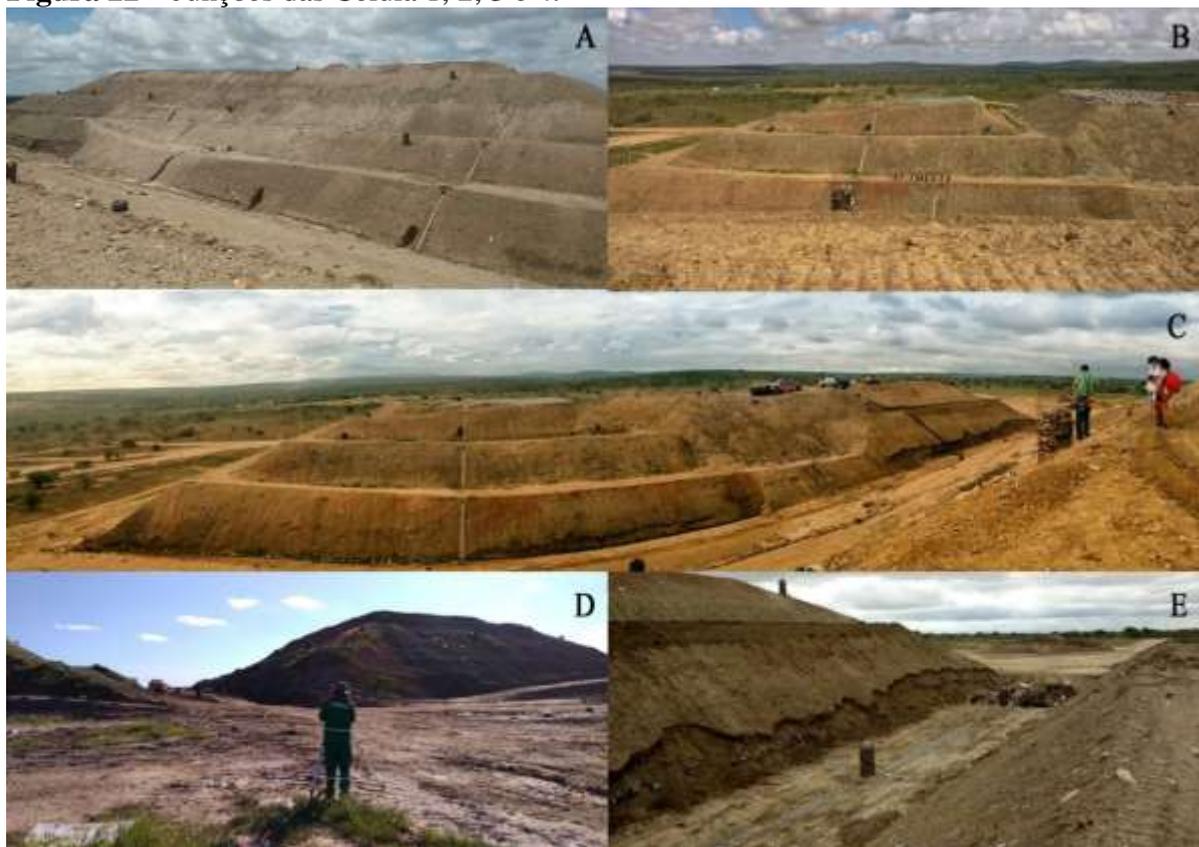


Fonte: GGA (2019).

Porém, tendo em vista que o aterro foi projetado para receber cerca de 350 toneladas de resíduos diários e, atualmente, segundo informações do responsável pela administração do aterro, são depositadas cerca de 700 toneladas de RSU por dia.

Devido à grande quantidade de resíduos recebida no aterro, houve a necessidade da ampliação da área de disposição dos resíduos. Até o mês de julho de 2019, foram implantadas quatro células que, respectivamente, foram denominadas de C_1 , C_2 , C_3 e C_4 . Em seguida, o aterro sanitário passou por uma nova fase, onde as Células 1, 2, 3 e 4 passaram por junções (Figura 22). A primeira junção aconteceu entre a Célula 1 e a Célula 3 (C_{1+3}), depois ocorreu a junção da Célula 2 com a Célula 4 (C_{2+4}), seguida das junções da Célula 3 com a Célula 4 (C_{3+4}) e da Célula 1 com a Célula 2 (C_{1+2}).

Figura 22 – Junções das Célula 1, 2, 3 e 4.



Legenda: (A): Vista da junção da Célula 1 e da Célula 3 (C_{1+3}); (B): Junção das Células 2 e 4 (C_{2+4}); (C): Panorama da operação da junção das Células 2 e 4 (C_{2+4}) e (D): Vista térrea da operação inicial da junção central; e (E): Operação da junção central da Célula 3 e Célula 4 (C_{3+4}). **Fonte:** GGA (2019).

As áreas que passaram pelo processo de junção das Células 1, 2, 3 e 4, receberam a instalação do sistema de impermeabilização, do sistema de drenagem de líquidos e gases, seguindo o projeto original do aterro sanitário (Figura 23) tornando-se uma única célula com dimensões de 210x210 m e uma altura de 25 m.

Figura 23 – Projeto inicial da camada impermeabilizante de base.



Fonte: GGA (2019)

As camadas de base do aterro sanitário são compostas de solos na proporção de 80% de solo natural do próprio aterro e 20% de bentonita sódica que é proveniente de uma jazida localizada no município de Boa Vista-PB.

4.2. Experimentos

Este trabalho utilizou amostras do solo proveniente da jazida do Aterro Sanitário em Campina Grande. As amostras desse solo foram coletadas de acordo com os procedimentos da NBR 9604 (ABNT, 1986), para garantir uma melhor representatividade do material e de dados nos ensaios em laboratório.

O resíduo de granito utilizado nesse estudo foi adquirido da empresa Granfuji – Mármore e Granitos, localizada na cidade de Campina Grande. As amostras do resíduo foram colocadas a céu aberto, para posteriores ensaios laboratoriais.

4.2.1. Ensaios de caracterização do solo

O solo pode apresentar grande variedade de características, sendo importante conhecer seus parâmetros para analisar seu comportamento. Portanto, a realização de ensaios de caracterização física, química e mineralógica do solo utilizado se fez necessária, em conformidade com as normas, que estão dispostos no Quadro 2.

Quadro 2 – Caracterização física do Solo.

Ensaio	Normas Técnicas	Método
Preparação das amostras	NBR 6457	(ABNT, 2016)
Massa específica dos grãos		(EMBRAPA, 2011)
Limite de liquidez	NBR 6459	(ABNT, 2016)
Limite de plasticidade	NBR 7180	(ABNT, 2016)
Sólidos voláteis		(WHO, 1979) e (EMBRAPA, 2011)
Análise granulométrica	NBR 7181	(ABNT, 2016)
Ensaio de compactação	NBR 7182	(ABNT, 2016)

Fonte: Autor (2019).

4.2.2. Caracterização química

As análises de caracterização química foram realizadas no solo do aterro sanitário seguindo:

✓ Potencial hidrogeniônico (pH)

Para a determinação de pH foi utilizado pHmetro com eletrodo combinado, imerso em suspensão de solo: líquido (água, KCl ou CaCl₂) na proporção de 1:2,5, seguindo método descrito por (DONAGEMA *et al.*, 2011) e pelo *Standard Methods*.

✓ Sólidos voláteis totais (SVT)

A metodologia para determinar a quantidade de sólidos voláteis é descrita de acordo com (WHO, 1979). Após determinar o teor de água, o solo foi levado para mufla onde, gradativamente se elevou a temperatura até atingir 600°C, por um tempo de 30 minutos. Após esse processo, o solo foi resfriado ao ar livre. Em seguida, para o resfriamento final, pesou-se a cápsula antes que ela esfrie e transferiu-se para um dessecador. A determinação do percentual de sólidos voláteis é determinando pela Equação 3:

$$SV = \frac{P_s - P_{ss}}{P_s} \times 100 \quad (\text{Equação 3})$$

Onde: *SV* = sólidos voláteis (%); *P_s* = peso do solo após secagem (100°C) (g); *P_{ss}* = peso do solo após ignição (600°C) (g).

✓ Análise química

Os ensaios das análises químicas dos solos foram realizados utilizando um Espectrômetro de Fluorescência de Raios X por Dispersão de Energia (EDX) (Figura 24) em amostras fundidas com tetraborato de lítio.

Figura 24 – Equipamento de fluorescência de raio-X (EDX).



Fonte: Catálogo do produto Shimadzu (2016).

4.2.3. Caracterização mineralógica

A caracterização mineralógica para determinação da composição qualitativa e quantitativa dos componentes minerais do solo utilizado na camada de base do aterro, foi realizada no Laboratório de Caracterização de Materiais do Departamento de Engenharia de Materiais da UFCG.

A composição mineralógica do solo foi realizada por meio de ensaios de difração de raios-X, comumente conhecido como DRX, com a finalidade de identificar presença de argilominerais que podem alterar o comportamento dos solos em presença de umidade, (Figura 25).

Figura 25 – Equipamento de difração de raios-X (DRX).



Fonte: Google Imagem, 2020).

De acordo com (ARAÚJO, 2017), a análise de EDX consiste numa técnica não destrutiva, ou seja, que permite identificar os elementos presentes na amostra de solo, de forma quantitativa, assim como estabelecer a proporção em que cada elemento se encontra presente na amostra. Diante disso, esta análise permitiu quantificar os percentuais de óxidos (SiO_2 , Al_2O_3 , CaO , MgO , TiO_2 , MnO , SrO , K_2O e Fe_2O_3) presentes nas amostras de solo analisadas.

4.3. Planejamento experimental

O planejamento envolveu a obtenção da mistura ideal do solo local do aterro sanitário com o resíduo de corte do granito, foco principal deste estudo. As variáveis – conhecidas como

independentes – escolhidas foram os diferentes percentuais de resíduo e o percentual de umidade, que ficaram com seus níveis fixados pelo pesquisador. A permeabilidade à água foi identificada como a variável resposta, a que forneceu as soluções para a problemática apontada na pesquisa, conforme a Tabela 3.

O número de ensaios para o Delineamento Comporto Central – DCC foi estipulado por meio da Equação 4:

$$n_1 = 2^k + P_c \quad (\text{Equação 4})$$

Onde; n_1 = número de ensaios no DCC; k = número de fatores e P_c = número de pontos centrais.

O DCC apresenta dois níveis e dois fatores (2^2) com 3 pontos centrais, somando assim, 7 (sete) respostas de permeabilidade à água.

Os pontos denominados de limites inferior (-1) e superior (+1) delimitam faixa de valores mínimo e máximo, respectivamente. O valor do ponto central (0), corresponde ao valor médio, que fica entre (-1) e (+1). Na Tabela 3 são apresentados os fatores e níveis propostos a partir da definição das variáveis para o DCC.

Tabela 3 – Matriz de planejamento com fatores e níveis do DCC.

Ensaio	Percentual de resíduo (%)	Teor de umidade (%)
1	10	8
2	40	8
3	10	18
4	40	18
Ponto central	25	13
Ponto central	25	13
Ponto central	25	13

Fonte: Autor (2018).

Para o Delineamento Composto Central Rotativo – DCCR apresentou os mesmo níveis, fatores e pontos centrais do DCC, mas com a inclusão de 4 (quatro) pontos axiais, obteve-se 11 respostas a permeabilidade à água, de acordo com a Tabela 4. Os pontos axiais no DCCR, foram definidos como $-\alpha$ e $+\alpha$ na Equação 5.

$$\alpha = (2^k)^{1/4} \quad (\text{Equação 5})$$

Tabela 4 – Matriz de planejamento com fatores e níveis do DCCR

Ensaio	Percentual de resíduo (%)	Teor de umidade (%)
1	10	8
2	40	8
3	10	18
4	40	18
Ponto central	25	13
Ponto central	25	13
Ponto central	25	13
Ponto Axial	3,78	13
Ponto Axial	46,21	13
Ponto Axial	25	5,92
Ponto Axial	25	20,07

Fonte: Autor (2019)

4.3.1. Ensaio de permeabilidade

Os ensaios de permeabilidade à carga variável foram realizados utilizando o solo da jazida para a camada de base do aterro sanitário, com a mistura do resíduo de granito, nas proporções de 10%, 40% e 25% e nas umidades estabelecidas inicialmente. Os resultados foram obtidos por meio de ensaios de permeabilidade à carga variável, segundo a NBR 14545 (ABNT, 2000), determinação do coeficiente de permeabilidade de solos argilosos a carga variável.

Os padrões de coeficiente de permeabilidade que são estabelecidos para a configuração da camada de base em estudo, seguiram os valores adotados pelas normas nacionais e internacionais descritas na Tabela 4.

Tabela 5 – Normas nacionais e internacionais de valores de permeabilidade a 20°C.

Referências	Coefficiente de permeabilidade (m.s ⁻¹)
NBR 13896 (ABNT, 1997)	1x10 ⁻⁸
Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2006)	1x10 ⁻⁹
Environmental Protection Agency (USEPA, 2008)	1x10 ⁻⁹

Fonte: Autor (2020).

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A seguir, são apresentados e discutidos os resultados dos ensaios realizados nos laboratórios do Instituto Federal da Paraíba – IFPB e no Laboratório de Engenharia e Pavimentação – LEP/UFCG, e no LETEQ na UEPB, com o solo da jazida do aterro sanitário e o resíduo de granito.

5.1. Ensaio de caracterização geotécnica do solos

Essa primeira análise geotécnica tem como objetivo prever as tendências do solo da jazida do aterro sanitário e do resíduo de granito estudados como camada impermeabilizante.

Tabela 6 – Composições do solo e do resíduo de granito.

Caracterização geotécnica	Solo local	Resíduo de granito
Peso médio específico dos grãos (kN.m⁻³)	25,94	27,56
Limite de liquidez (LL) (%)	30,59	-
Limite de plasticidade (%)	20,81	-
Índice de plasticidade (%)	9,78	-
Classificação SUSC	SC	-
Massa específica aparente seca máxima (kN.m⁻³)	18,00	-
Umidade hidrocópica (%)	3,57	0,92

Fonte: Autor (2020).

O solo e o resíduo estudado apresentaram uma faixa de umidade higroscópica com valores de 3,57% para o solo, conforme encontrado por (ARAÚJO, 2017) em estudo com o solo da mesma jazida e (SILVA, 2017) que utilizou em estudo de permeabilidade em camada de base, sendo caracterizado como solo seco e de 0,92% para o resíduo de granito, mostrando ser um solo com baixa capacidade de retenção de água.

De acordo com (MENEZES *et al.*, 2013), a região Nordeste tem predominância de solos rasos, que tendem a se saturar no período de chuva e ressecar facilmente no período de estiagem, com elevados índices de evapotranspiração durante todo o período e nas grandes variações pluviométricas.

Segundo Costa (2019), o peso específico dos grãos representa a predominância do mineral existente no solo e sua determinação é utilizada quando se quer obter uma relação entre massa e volume de determinado solo.

Os ensaios de peso específico dos sólidos (γ^2) (kN.m^{-3}) foram realizados em duplicatas para a amostra de solo e para o resíduo de granito, obtendo valores dos pesos específicos próximos, sendo o maior peso de $27,75 \text{ kN.m}^{-3}$ para o resíduo de granito e para o solo de $26,74 \text{ kN.m}^{-3}$.

Os valores de peso específico estão de acordo com os encontrados por (DARAMOLA e ILESANMI, 2019), que variaram entre $25,49$ e $26,47 \text{ kN.m}^{-3}$ para solos naturais. Portanto, podem ser considerados adequados para uso em camadas de base. Já na pesquisa de (GUPTA; CHANDRA; GUPTA, 2018), foi encontrado um peso específico de $25,80 \text{ kN/m}^{-3}$ para o solo natural, esse valor alto é devido à presença de matéria orgânica no aterro.

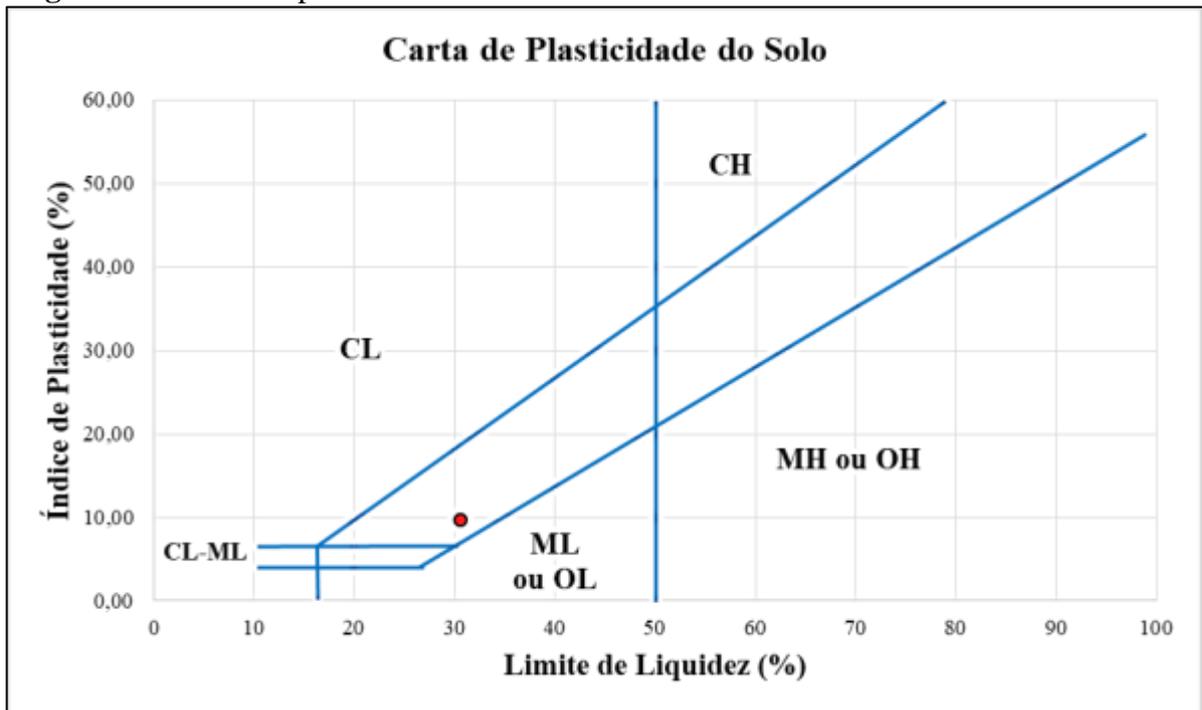
Na Tabela 6 são apresentados os valores obtidos dos ensaios de limite de liquidez (LL), limite de plasticidade (LP) e índices de plasticidade (IP) para as amostras de solo natural do aterro sanitário de Campina Grande – PB.

Os limites de consistência influenciam no comportamento do solo no que se refere à compressibilidade. De acordo com (PINTO, 2006), quanto maiores o limite de liquidez e o limite de plasticidade, maior será sua compressibilidade.

Com os dados de limite de liquidez (LL) e índice de plasticidade (IP) (Tabela 6), obteve-se a classificação da amostra do solo local pelo Sistema Unificado de Classificação dos Solos (SUCS) (ASTM, 2011). Os índices de consistência do solo exercem considerável influência sobre o comportamento da água nele presente, afetando a condutividade hidráulica e permitindo fazer inferências sobre a curva de umidade (GONÇALVES e MONTEIRO, 2018).

De acordo com a classificação da carta de plasticidade de Casagrande, que trata de avaliar a interação do limite de liquidez e do índice de plasticidade da amostra do solo, pode-se observar a ocorrência de um solo CL, sendo assim um solo argiloso de baixa compressibilidade (Figura 27). Pode-se observar pelos índices de plasticidade e liquidez que o solo atende aos requisitos propostos pela (USEPA, 2008), que menciona que o IP deve ficar entre 7% e 15%, e pela (CETESB, 1993), que estabelece um LL maior ou igual a 30%.

Figura 26 – Carta de plasticidade do SUCS.



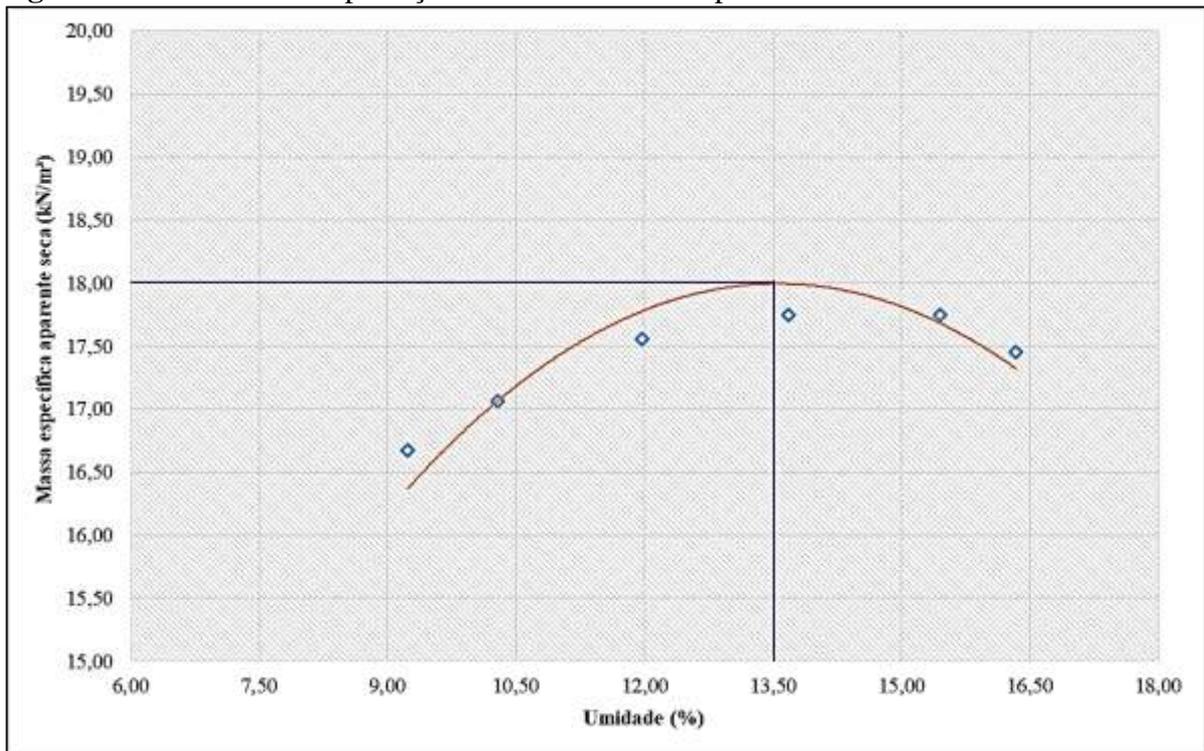
Fonte: Autor (2019).

Conforme a carta de plasticidade (Figura 27) mostra, o solo é classificado como CL, ou seja, uma argila inorgânica de plasticidade média, segundo a classificação SUCS, o solo se encontra dentro da classificação proposta pela (CETESB, 1993), que delimita os tipos de solos para aterros sanitários em CL, CH, SC ou OH, assim como dá indícios de baixa permeabilidade à água do material.

Para a realização do ensaio de compactação do Proctor Normal do solo natural usado na camada impermeabilizante do aterro sanitário, obteve-se a curva resultante que indica uma umidade ótima de 13,58% e massa específica aparente seca máxima de $18,00 \text{ kN.m}^{-3}$, Figura 28. Os valores da umidade ótima e da massa específica máxima encontrados são próximos aos valores de (SILVA, 2017), (COSTA, 2019) e (SANTOS, 2019) que analisaram o solo para camada impermeabilizante de base e de cobertura do aterro sanitário de Campina Grande – PB.

De acordo com (SILVA, 2017), o solo local é predominantemente arenoso, isso quer dizer, que a composição com um material argiloso pode fornecer uma camada impermeabilizante ideal, partindo da ideia que esse material fino ocupará os espaços vazios do solo.

Figura 27 – Curva de compactação do Proctor Normal para o solo natural.



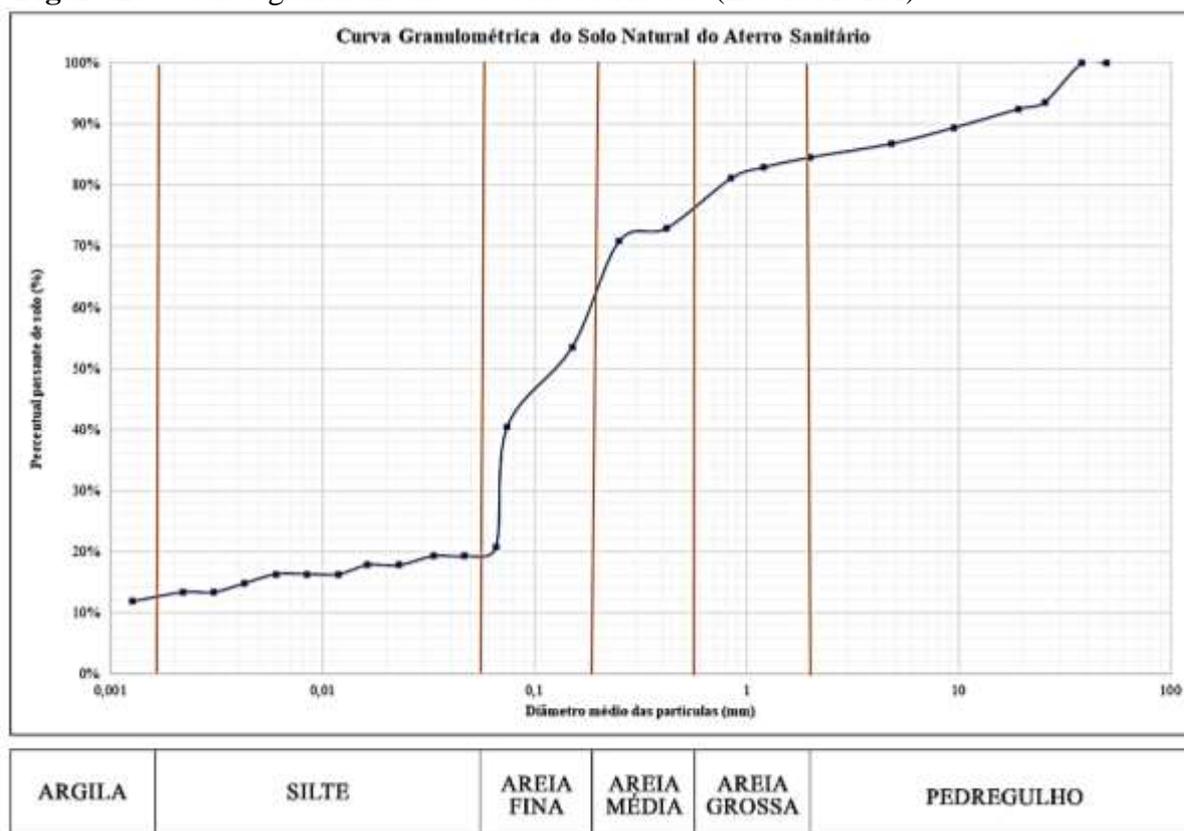
Fonte: Autor (2020).

Segundo Pinto (2006), esse comportamento entre solos finos e granulares, onde as grandezas da umidade ótima e da massa específica aparente seca máxima se deslocam para a direita e para baixo do gráfico de compactação se trata de solos finos.

De acordo com (KABIR e TAHA, 2004), o solo natural possui característica adequada para o uso em aterro sanitário, pois apresenta a massa específica máxima superior a $14,50 \text{ kN.m}^{-3}$.

5.1.1. Distribuição granulométrica

A Figura 26 apresenta a curva de distribuição granulométrica obtida para a amostra do solo da jazida do aterro. Observa-se o surgimento de um sobressalto entre a fase de sedimentação e peneiramento do solo, abaixo da dimensão de $0,075 \text{ mm}$ (peneira 200°), em consonância com (ARAÚJO, 2017) e (SILVA, 2017) para outro tipo de solo. Esse fenômeno ocorre devido ao solo apresentar uma distribuição granulométrica descontínua, isso quer dizer, que há predominância de solos granulares com finos preenchendo os vazios (PINTO, 2006). Problemas durante a execução do ensaio, principalmente na lavagem do material nas peneiras, podem influenciar no surgimento desse degrau na curva granulométrica.

Figura 28 – Curva granulométrica do solo do ASCG. (Escala ASTM)

Fonte: Autor (2020).

A classificação geotécnica ocorreu por meio do Sistema Unificado de Classificação de Solos (SUCS), sendo o solo foi classificado como uma areia argilosa siltosa (SC). Como é visto na Tabela 6, a porcentagem de solos arenosos é predominante na amostra do solo natural e o teor de finos varia entre 5 e 12%, fornecendo a classificação complementar.

Tabela 7 – Composição granulométrica do solo.

Frações granulométricas do solo (%)	
Pedregulho	16,18%
Areia grossa	8,24%
Areia média	13,57%
Areia fina	43,58%
Silte	8,54%
Argila	12,79%

Fonte: Autor (2020).

Analisando a Tabela 7 verificou-se uma diminuição no percentual de partículas de silte e o aumento gradual na porcentagem de partículas de areia, em especial areia fina (43,58%) presente no solo do aterro. De acordo com a (CETESB, 1993), o solo deve conter mais de 30% de granulometria fina em sua composição. Já segundo a (USEPA, 2008), o solo para utilização

em aterros deve possuir porcentagem de finos entre 30% e 50%. Com isso, pode-se afirmar que o solo possui características granulométricas adequadas para o uso em aterro sanitário, apresentando percentuais de partículas que variam de pedregulho a argila, conforme a curva granulométrica apresentada na Figura 26.

5.2. Caracterização química

Nesse tópico sobre a caracterização química do solo da camada de base e do resíduo de granito, pode-se verificar o teor de matéria orgânica presente nos mesmos, aferir seu caráter ácido e básico e analisar a composição química.

5.2.1. pH

A acidez de um solo pode ser devido à perda de bases (Na, K, Ca e Mg) arrastadas pela infiltração de água e que resulta em alterações de pH que, por sua vez, têm influência direta na permeabilidade dos solos pois modifica a agregação das partículas (COSTA, 2019).

O solo natural estudado do aterro sanitário apresentou um pH de 6,14, sendo moderadamente ácido, segundo a classificação de (BIGARELLA; BECKER; PASSOS, 1996), e de acordo com a classificação química, o solo tem uma acidez média.

Vale salientar que em aterros sanitários o pH do solo utilizado em camadas de base pode variar ao longo do tempo tornando-se básico, fenômeno que ocorre devido ao longo processo de biodegradação e ao contato com o lixiviado, que contém uma elevada concentração orgânica.

Na caracterização química do resíduo o granito apresenta pH igual 9,13 e quase nenhuma presença de sólidos voláteis, segundo a classificação de Bigarella e a classificação química de solos, o resíduo de granito se enquadra como um solo de elevada basicidade. De acordo com a recomendação da (CETESB, 1993), o resíduo se encontra dentro da faixa (pH>7) para uso em camada de aterros sanitários.

5.2.2. Sólidos suspensos voláteis

Os sólidos suspensos voláteis (SSV) apresentaram valores de matéria orgânica (MO) para o solo de 0,38%, e para o resíduo de granito, o valor após a realização do cálculo ficou próximo de zero, esse fato é confirmado quando estava sendo realizada a caracterização do material, tendo em vista, que é um solo com baixa capacidade de retenção de água.

Segundo Franceschet (2006), a matéria orgânica agrega partículas minerais, o que confere ao solo condições favoráveis de porosidade e aumenta a retenção de água em solos,

sendo responsável, em grande parte, pela capacidade de troca catiônica dos solos. De acordo com (SILVA, 2017), o percentual de matéria orgânica aponta a consistência das partículas, a capacidade de estabilidade do pH, controle da umidade e capacidade de retenção de metais no solo.

5.2.3. Análise química do solo e do resíduo de granito

As porcentagens dos principais compostos químicos presentes na amostra de solo da camada de base do aterro sanitário foram determinadas por análise química de espectrometria de fluorescência de raios-X (EDX), sendo apresentadas na Tabela 8.

Tabela 8 – Composição química do solo e do resíduo de granito.

Composto do Solo	Teor (%)	Composto do Resíduo de Granito	Teor (%)
SiO ₂ (Óxido de silício)	61,15	SiO ₂ (Óxido de silício)	60,36
Al ₂ O ₃ (Óxido de alumínio)	19,59	Al ₂ O ₃ (Óxido de alumínio)	16,61
Fe ₂ O ₃ (Óxido de ferro)	8,01	Fe ₂ O ₃ (Óxido de ferro)	8,25
K ₂ O (Óxido de potássio)	4,30	K ₂ O (Óxido de potássio)	5,66
CaO (Óxido de cálcio)	2,39	CaO (Óxido de cálcio)	3,92
MgO (Óxido de magnésio)	2,35	Na ₂ O (Óxido de sódio)	2,67
TiO ₂ (Óxido de titânio)	1,20	TiO ₂ (Óxido de titânio)	1,06
P ₂ O ₅ (Óxido de fósforo)	0,35	MgO (Óxido de magnésio)	0,73
SO ₃ (Óxido sulfúrico)	0,27	P ₂ O ₅ (Óxido de fósforo)	0,43
Outros	0,40	Outros	0,31

Fonte: Autor (2020)

Na composição química da amostra do solo há a predominância de óxido de silício (SiO₂), cerca de 61,15% e de óxido de alumínio (Al₂O₃) na ordem de 19,59% da amostra de solo do aterro. O valor alto do óxido de silício está relacionado com o fato desse composto corresponder à formulação química do mineral quartzo. A composição química encontrada por (SILVA, 2017) foi de 59,06% de sílica e 24,95% de óxido de alumínio no mesmo solo utilizado para camada de base. O pesquisador (ARAÚJO, 2017), encontrou valores próximos na análise química do solo para camada de cobertura do aterro sanitário. Além disso, segundo (MELO e ALLEONI, 2009), os óxidos de Al e Fe são predominantes nos solos brasileiros. Os óxidos de

ferro mais comuns no solo são a hematita e a goethita, predominantes em solos sujeitos a elevada incidência solar, pH baixo, apresentando a característica de mudar a coloração dos solos.

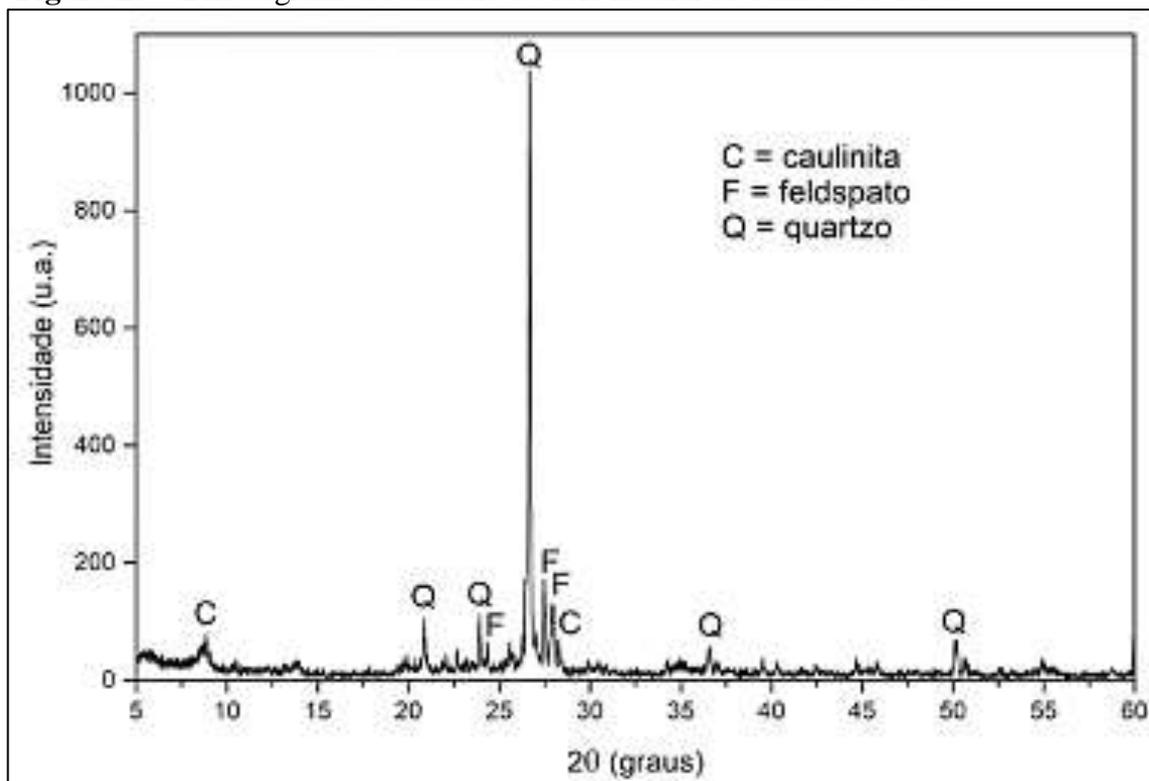
Contudo, de acordo com (LEPSCH, 2002), os minerais primários, encontrado presente na fração cascalho e areia, como o quartzo, constituam a base mineral do solo que são comumente encontrados, estes são quimicamente inertes, ou seja, não sendo de muito interesse em relação à importância de atividades para as camadas de base de aterros sanitários.

A caracterização físico-química, realizada por meio do ensaio de fluorescência de raios-X, apresentou os compostos químicos contidos no resíduo de granito, onde observando-se a predominância de SiO_2 e Al_2O_3 , conforme mostrado na Tabela 8.

5.3. Caracterização mineralógica

Os resultados obtidos a partir da análise no ensaio de difração de raios-X (DRX), são ilustrados na Figura 29, que mostra os picos característicos da presença dos minerais quartzo, feldspato e caulinita, além de outros materiais não expansivos.

Figura 29 – Difratoograma da amostra do solo natural da camada de base.



Fonte: Autor (2019).

De acordo com (ERNANI, 2008), o quartzo é um mineral primário, ou seja, proveniente do material que deu origem ao solo da jazida do aterro, com características de resistência ao

intemperismo físico e que não absorve água em sua estrutura. Mencionado por (PINTO, 2006), que a predominância de quartzo na amostra do solo é uma característica de solos granulares, além de indicar a ausência de argilominerais, o que justifica a ausência de características de plasticidade do solo.

5.4. Coeficiente de permeabilidade e estatística

Para a determinação do coeficiente de permeabilidade à carga variável, foi realizado o ensaio descrito na NBR 14545 (ABNT, 2000), corrigido para a temperatura uniforme de 20°C. Por meio do DCC foram obtidas 11 respostas que podem ser visualizadas, através do procedimento. Sendo possível otimizar a realização dos experimentos, mostrando um alto grau de confiabilidade e redução do número de ensaios. Logo, foi possível observar, através das respostas obtidas que todos os tipos de mistura de solo com o resíduo de granito, obtidos por meio da matriz de planejamento, que apresentaram diferentes valores conforme a norma NBR 13896 (ABNT, 1997), de 10^{-8} m.s⁻¹, mostrado na Tabela 9.

Tabela 9 – DCC para o coeficiente de permeabilidade a 20°C.

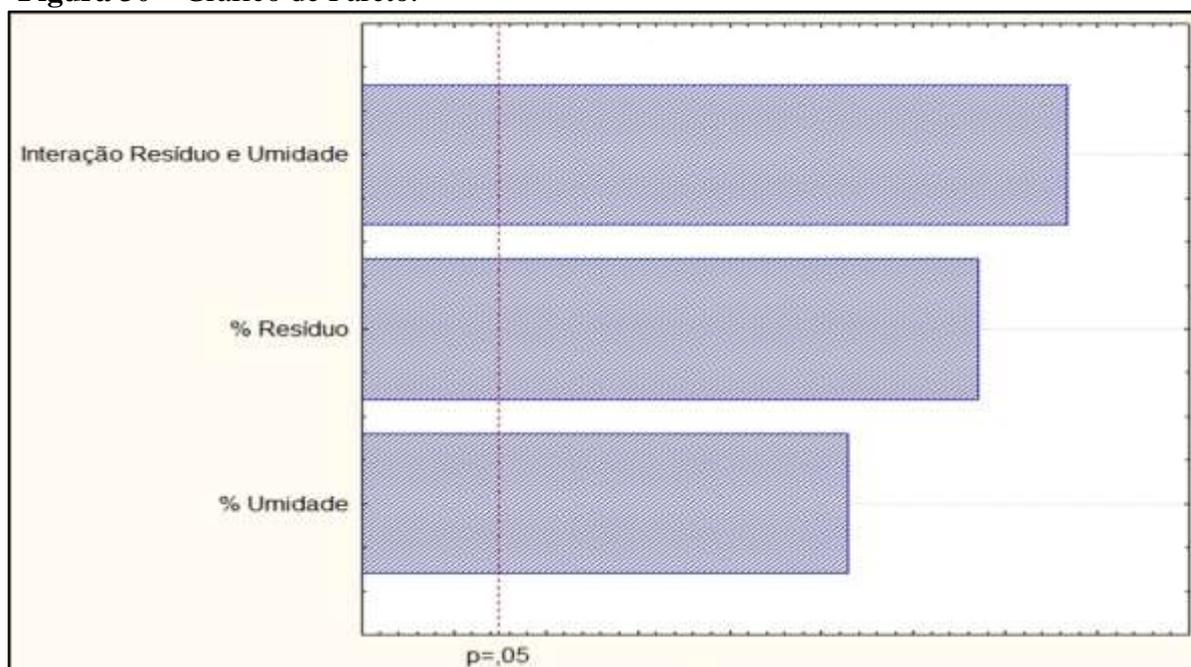
Ensaio	Percentual de resíduo (%)	Teor de umidade (%)	Coeficiente de permeabilidade k 20°C (m.s ⁻¹)	Média (m.s ⁻¹)
Ensaio 1.0	10	8	$5,10 \times 10^{-7}$	$5,17 \times 10^{-7}$
Ensaio 1.1	10	8	$5,24 \times 10^{-7}$	
Ensaio 2.0	40	8	$3,53 \times 10^{-7}$	$3,66 \times 10^{-7}$
Ensaio 2.1	40	8	$3,79 \times 10^{-7}$	
Ensaio 3.0	10	18	$1,69 \times 10^{-7}$	$1,43 \times 10^{-7}$
Ensaio 3.1	10	18	$1,16 \times 10^{-7}$	
Ensaio 4.0	40	18	$2,09 \times 10^{-6}$	$2,08 \times 10^{-6}$
Ensaio 4.1	40	18	$2,08 \times 10^{-6}$	
Ponto Central 1	25	13	$8,00 \times 10^{-8}$	$1,50 \times 10^{-7}$
Ponto Central 2	25	13	$2,21 \times 10^{-7}$	
Ponto Central 3	25	13	$1,48 \times 10^{-7}$	

Fonte: Autor (2020).

Os valores das respostas de permeabilidade à água da Tabela 10 variam de $8,00 \times 10^{-8}$ m.s⁻¹ a $2,08 \times 10^{-6}$ m.s⁻¹. Entretanto, destaca-se o valor no primeiro ensaio do ponto central, que atingiu o valor de $8,00 \times 10^{-8}$ m.s⁻¹. De acordo com (JUNQUEIRA e PALMEIRA, 1999) e a norma 13896 (ABNT, 1997), é adequado para a utilização como material impermeabilizante de aterros sanitários. Porém, diverge de outros autores, como (DANIEL, 2012), e normas internacionais, que mencionam que os valores ideais para impermeabilização de camada de base devem ser na ordem de 10^{-9} m.s⁻¹ ou menores. Contudo, o solo tem potencial para alcançar o coeficiente de permeabilidade desejável, no decorrer da vida útil do aterro sanitário.

Porém, observa-se que existe uma interação significativa entre o resíduo e a umidade, sendo um fator interveniente para a obtenção dos resultados. Essa afirmação é justificada a partir da análise estatística realizada por meio do gráfico de Pareto, exposto na Figura 30.

Figura 30 – Gráfico de Pareto.



Fonte: (Autor, 2020).

O Gráfico de Pareto (Figura 30), mostra a influência de cada fator na obtenção do resultado de permeabilidade à água para o planejamento experimental (DCC). É possível observar que todos os fatores são significativos, ao nível de 5% e têm influência no processo.

O DCC teve como produto o modelo estatístico, produto da regressão linear apresentado na Equação 5:

$$\text{Permeabilidade} = 11,5 - 1,1 \times \text{Umidade} - 0,6 \times \text{Resíduo} + 0,01 \times \text{Umidade} \times \text{Resíduo} + \text{Erro} \quad (\text{Eq. 5})$$

A Análise de Variância (ANOVA) obtida para o modelo gerado pelo DCC, apresenta indício que o modelo pode representar bem os valores experimentais, ou seja, o modelo é válido estatisticamente a um nível de significância de 5%. O que pode ser observado analisando o p -valor da Tabela 10.

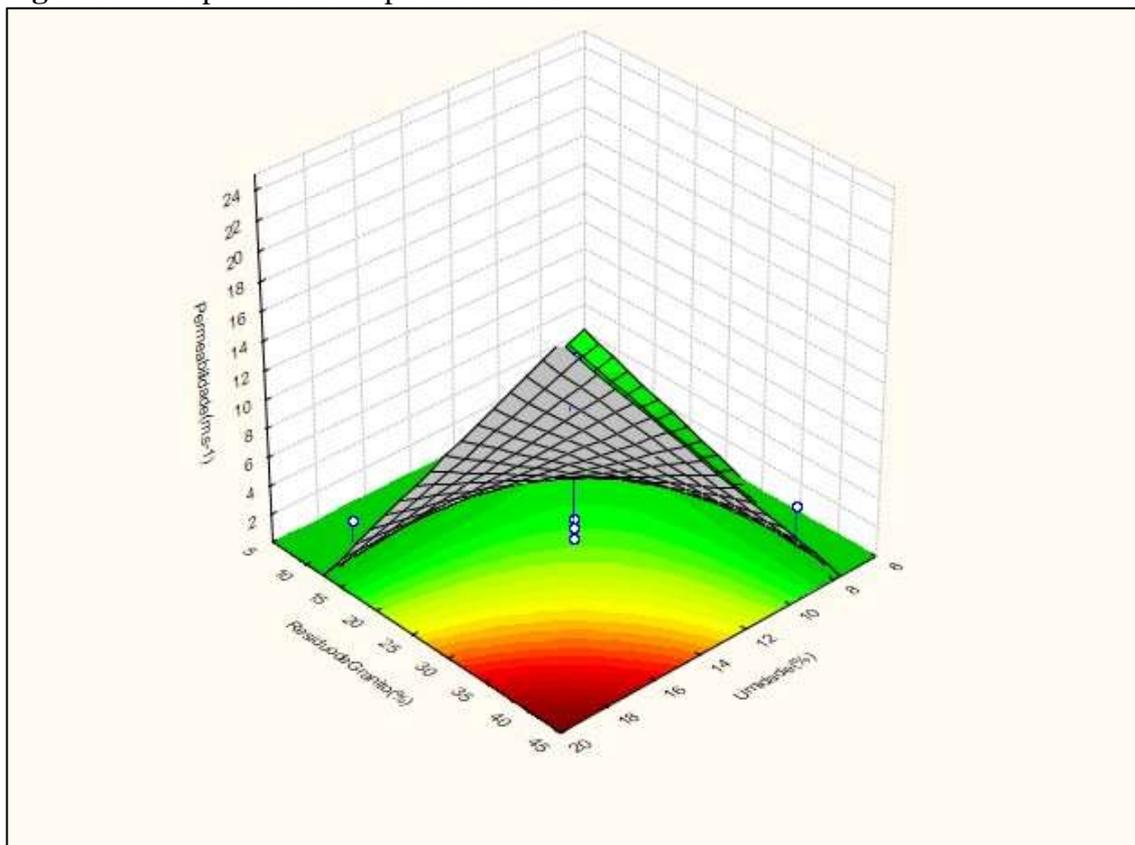
Tabela 10 – Análise de variância do modelo estatístico.

<i>Fonte de Variação</i>	<i>SQ</i>	<i>GL</i>	<i>MQ</i>	<i>p-VALOR</i>
Umidade (%)	44,89	1	44,89	0,010
Resíduo de Granito (%)	79,74	1	79,74	0,006
Interação Umidade x Resíduo de Granito	108,99	1	108,99	0,004
Falta de Ajuste	67,35	1	67,35	0,007
Erro Puro	0,99	2	0,49	
Total	301,98	6		

Onde: *SQ* = Variância total; *GL* = Grau de liberdade; *MQ* = Variância dos grupos.

Fonte: Autor (2020).

A superfície resposta é utilizada para a visualização em 3D. Nela está representado o modelo encontrado em um intervalo fechado entre os valores máximo e mínimo da umidade de compactação e percentual de resíduo de granito com relação ao solo estudado, em massa, conforme é ilustrado na Figura 31.

Figura 31 – Superfície de resposta do DCC.

Fonte: Autor (2019).

Dois pontos críticos são observados na superfície resposta, em decorrência do aumento do teor de umidade e do percentual de resíduo de granito o que pode causar o arraste de partículas, resultando em um aumento na permeabilidade.

Porém, a pesquisa pode observar um cenário inversamente proporcional para as duas variáveis (o teor de umidade e resíduo de granito), conforme mostrado na Tabela 9, tendo sido obtidos valores menores para o coeficiente de permeabilidade conforme aumentou o percentual de resíduo (40%) e maior teor de umidade (18%). A explicação para esse fenômeno pode estar relacionada ao efeito da compactação.

Isso fica de acordo com o mencionado por (CAMAPUM *et al.*, 2015), segundo os quais a queda da umidade faz com que haja aumento da porcentagem de ar, conseqüentemente aparecimento de oclusões de ar, que dificultam o fluxo de líquidos nos interstícios do solo. Esses valores serão esclarecidos quando houver a curvatura do modelo, com a inserção dos pontos axiais e determinação dos valores críticos.

Vale ressaltar que estava prevista a realização do Delineamento Composto Central e Rotacional (DCCR). Para a realização deste delineamento se fazia necessária a inclusão de 4 pontos axiais. Porém, devido à Pandemia da Covid-19, não foi possível finalizar todos os ensaios de permeabilidade, conforme é ilustrado na Tabela 11.

Tabela 11 – DCCR para o coeficiente de permeabilidade à 20°C.

Ensaio	Percentual de resíduo (%)	Teor de umidade (%)	Coefficiente de permeabilidade k 20°C (m.s ⁻¹)	Média (m.s ⁻¹)
Ponto Axial 1.0	3,78	13	9,76 x 10 ⁻⁸	
Ponto Axial 1.1	3,78	13	1,71 x 10 ⁻⁷	
Ponto Axial 2.0	46,21	13	5,19 x 10 ⁻⁸	
Ponto Axial 2.1	46,21	13		
Ponto Axial 3.0	25	5,92	1,23 x 10 ⁻⁷	
Ponto Axial 3.1	25	5,92		
Ponto Axial 4.0	25	20,19		
Ponto Axial 4.1	25	20,19		

Fonte: Autor (2020).

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A partir de análises do solo utilizado na camada de base do aterro sanitário e do resíduo de granito, foi possível verificar suas características físico-químicas, mineralógicas, geotécnicas. Dessa forma, pode-se concluir que:

- ✓ Para o percentual de resíduo de granito de 25% e teor de umidade do solo (13%), observou-se o atendimento às condições exigidas para o coeficiente de permeabilidade conforme preconiza as normas brasileiras para camada de base (10^{-8} m.s^{-1}).
- ✓ O modelo gerado pelo planejamento experimental mostrou-se significativo, desta forma há evidências da redução da permeabilidade com o uso do resíduo de granito para o solo utilizado como camada de base do aterro sanitário em Campina Grande.
- ✓ Por meio das análises dos parâmetros físico-químicos (pH, sólidos voláteis) pode-se observar a baixa capacidade de retenção de água do solo.
- ✓ Os parâmetros químicos (DRX) e mineralógicos (EDX) mostraram que o solo apresenta característica de baixo potencial expansivo, devido a elevada quantidade de quartzo, característica particular de solos granulares.
- ✓ A partir das misturas utilizadas entre solo local e o resíduo de granito, com seus respectivos percentuais de resíduo e teor de umidade, observou-se o atendimento do valor mínimo estabelecido na NBR 13896/97.
- ✓ Diante das conclusões obtidas, é favorável a destinação final ambientalmente adequada do resíduo de granito para a utilização como camada impermeabilizante de Aterro Sanitário.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABIROCHAS. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA DE ROCHAS ORNAMENTAIS. **Histórico Brasileiro no mercado internacional**, Junho-Setembro 2018. Disponível em: <[HTTP://ABIROCHAS.COM.BR/WP-CONTENT/UPLOADS/2018/06/PANORAMA/BRASIL_NO_MERCADO_INTERNACIONAL_2017.PDF](http://abirochas.com.br/wp-content/uploads/2018/06/PANORAMA/BRASIL_NO_MERCADO_INTERNACIONAL_2017.PDF)>. Acesso em: 14 Agosto 2019.

ABIROCHAS. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDUSTRIA DE ROCHAS ORNAMENTAIS. **Exportações de rochas em agosto e setembro de 2020**, 2020. Disponível em: <https://abirochas.com.br/wp-content/uploads/2020/04/Informe_02_2020_Primeiro_Trimestre_2020_v2.pdf>. Acesso em: Fev 2020.

ABNT. **ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS**. NBR 9604: Abertura de poços e trincheira de inspeção em solo, com retirada de amostra deformadas e indeformadas - Procedimento. Rio de Janeiro, RJ, p. 9. 1986.

ABNT. **ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS**. NBR 8419 - Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos. Rio de Janeiro, RJ, p. 7. 1992.

ABNT. **ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS**. NBR 6502: Rochas e Solos - Terminologia. Rio de Janeiro, RJ. 1995.

ABNT. **ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS**. NBR 13896 - Aterros de resíduos não perigosos - Critérios para projeto, implantação e operação. Rio de Janeiro, RJ, p. 12. 1997.

ABNT. **ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS**. NBR 14545 - Solo - Determinação do coeficiente de permeabilidade de solos argilosos a carga variável. Rio de Janeiro, RJ, p. 12. 2000.

ABNT. **ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS**. NBR 10004 - Resíduos sólidos: Classificação. Rio de Janeiro, RJ, p. 71. 2004.

ABNT. **ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS**. NBR 9575 - Impermeabilização - Seleção e Projeto. Rio de Janeiro. 2010.

ABNT. **ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS**. NBR 15899 - Lonas plásticas para silagem - Requisitos e métodos de ensaio. Rio de Janeiro, p. 10. 2010.

ABNT. **ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS**. NBR 15012: Rochas para Revestimento de Edificações - Terminologia. Rio de Janeiro, RJ. 2013.

ABNT. **ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS**. NBR 6457: Amostra do solo - Preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização. Rio de Janeiro, RJ. 2016.

ABNT. **ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS**. NBR 6459: Solo - Determinação do limite de liquidez. Rio de Janeiro, RJ. 2016.

ABNT. **ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS**. NBR 7180: Solo - Determinação do limite de plasticidade. Rio de Janeiro, RJ. 2016.

ABNT. **ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS**. NBR 7181: Solo - Análise Granulométrica. Rio de Janeiro, RJ. 2016.

ABNT. **ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS**. NBR 7182: Solo - Ensaio de Compactação. Rio de Janeiro. 2016.

ABRELPE. Associação brasileira de Empresas de Limpez Pública e Resíduos Especiais. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil**, São Paulo, 2018. 17.

ABREU, A. E. S. D. Investigação geofísica e resistência ao cisalhamento de resíduos sólidos urbanos de diferentes idades. **Tese de Doutorado**, Universidade de São Paulo, 2015.

AIASSA, G. M.; ARRUA, P. A. Performance of compacted silty loess as landfill liner material. **6th International Congress on Environmental Geotechnics**, New Delhi, India, p. 345-348, 2010.

ALCÂNTARA, P. B. Avaliação da influência da composição de RSU no comportamento de aterros sanitários., 2007.

ALIABDO, A. A.; ELMOATY, A. M.; AUDA, E. M. Re-use of waste marble dust in the production of cement and concrete. **Constr. Build Mater**, v. 15, p. 236-242, 2018. ISSN <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2013.09.005>.

AMADI, A.; EBEREMU, A. O. Potential application of lateritic soil stabilized with cement kiln dust (CKD) as liner in waste containment structures. **Geotechnical and Geology Engineering**, v. 31, p. 1221-1230, 2013.

ANDRADES, S. A. Estudo do fator de segurança de um aterro sanitário tipo convencional comparando com um aterro sanitário tipo encosta. **Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil)**, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba-PR, 2018. 144.

ARAÚJO, P. S. Análise do desempenho de um solo compactado utilizando na camada de cobertura de um aterro sanitário. **Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental)**, Universidade Federal de Campina Grande. Campina Grande-PB, 2017. 138.

ARAÚJO, P. S. E. A. **Estudo geotécnico para impermeabilização de aterro sanitário em escala experimental**. In: Congresso Brasileiro de Mecânica dos solos e Engenharia Geotécnica. Goiânia: ABMS. 2014.

ASHISH, D. K. Feasibility of waste marble powder in concrete as partial substitution of cement and sand amalgam for sustainable growth. **Journal of Building Engineering**, v. 15, p. 236-242, 2018. ISSN <https://doi.org/10.1016/j.job.2017.11.024>.

ASHMOLE, I.; & MOTLOUNG, M. Dimension stone: The latest trends in exploration and production technology. **Proceedings of the International Conference on Surface Mining 2008 - Challenges, Technology, Systems and Solutions - Papers. The Southern African Institute of Mining and Metallurgy**, Johannesburg, Republic of South Africa, p. 35-70, 2008.

ASSUNÇÃO, C. Depois de sofrer com deslizamento, bairro de Guarulhos teme ampliação de aterros. **RBA - Rede Brasil Atual**, 2019. Disponível em: <<https://www.redebrasilatual.com.br/ambiente/2019/04/depois-de-sofrer-com-deslizamento-bairro-de-guarulhos-teme-ampliacao-de-aterro>>. Acesso em: 11 20 2020.

ASTM. **AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS**. D2487: Standard practice for classification of soils for engineering purposes (Unified Soil Classification System). ASTM International, West Conshohocken, PA, USA., p. 12. 2011.

BABU, G. L. S. et al. Prediction of long term municipal solid waste landfill settlement using constitutive model. **Practice Periodical Hazardous, Toxic, Radioactive Waste Manage**, v. 14, p. 139-150, 2010.

BAERGAYA, F.; THENG, B. K. G.; LAGALY, G. Handbook of Clay Sci. **Developments in Clay Sci**, n. 1, 2006.

BAI, S. et al. Methodologies for evaluating sawability of ornamental granite and relation modeling combining sawability with environmental impacts: An application in a stone industrial park of China. **Journal of Cleaner Production**, v. 246, p. 119004, 2020.

BAI, S. W.; ZHANG, J. S.; WANG, Z. Selection of a sustainable technology for cutting granite block into slabs. **Journal of Cleaner Production**, v. 112, p. 2278-2291, 2016.

BARBIERI, C. Chorume transborda e aterro sanitário do DF entra em colapso. **Metrópoles**, 2020. Disponível em: <<https://www.metropoles.com/distrito-federal/chorume-transborda-e-aterro-sanitario-do-df-entra-em-colapso>>. Acesso em: 19 fev. 2020.

BATHURST, R. J. Classificação dos geossintéticos. **Associação brasileira de Geossintéticos, IBG-Brasil**, 2007. Disponível em: <>. Acesso em: nov. 2019.

BECARJI, E. Sustainability perspective of marble and granite residues as concrete fillers. **Construction and Building Materials**, v. 45, p. 1-10, 2013.

BELFORT, N. T. et al. Water retention capacity and permeability assessment of compacted and unsaturated cover layer. **International journal of Advanced Engineering Research and Science**, v. 5, n. 10, p. 266172, 2018.

BIGARELLA, J. J.; BECKER, R. D.; PASSOS, E. **Estrutura e origem das paisagens tropicais e subtropicais**. Florianópolis, SC: UFSC, v. 2, 1996.

BINICI, H.; KAPLAN, S.; YILMAZ, S. Influence of marble and limestone dusts as additives on some mechanical properties of concrete. **Sci, Res. Essay**, v. 9, p. 372-379, 2007.

BOSCOV, M. E. G. **Geotecnia Ambiental**. [S.l.]: Oficina de Textos, 2008.

BRASIL. **Política Nacional dos Resíduos Sólidos. Altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998 e dá outras providências**. [S.l.]: Diário Oficial da União, 2010.

BRASIL. **Planos de gestão de resíduos sólidos: Manual de orientação**. Ministério do Meio Ambiente. Brasília. 2012. (Acesso em: 14 agos. 2018).

BUTTON, S. T. Metodologia para planejamento experimental e análise de resultados. **Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica)**, 2016.

BUYUKSAGIS, I. L.; UYGUNOGLU, T.; TATAR, E. Investigation on the usage of waste marble powder in cement-based adhesive mortar. **Constr. Build Mater**, p. 154, 2017. ISSN <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2017.08.014>.

CALADO, V.; MONTGOMERY, D. **Planejamento de experimentos usando o Statistic**. Rio de Janeiro, RJ: Papers Serviços Editoriais, 2003.

CAMAPUM, J. C. et al. Associação Brasileira de Mecânica dos Solos e Engenharia Geotécnica - ABMS. **Solos não saturados no contexto geotécnico**, São Paulo, 2015. 759.

CAMPOS, A. R. Resíduos: Tratamento e aplicações industriais. **CETEM/MCTI**, Rio de Janeiro, RJ, v. 15, n. 4, 2014.

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

CETESB. COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. In: TECHNOLOGY, T. B. M. O. S. A. **Biogas - Landfill version 1.0**. São Paulo: [s.n.], 2006.

CHEN, S.; YANG, C.; WANG, G. Evolution of thermal damage and permeability of Beishan granite. **Applied Thermal Engineering**, v. 110, p. 1533-1542, 2017.

COSTA, C. M. C. Avaliação da fissuração por ressecamento em camadas de coberturas de aterros sanitários utilizando materiais alternativos. **Tese de Doutorado (Doutorado em Engenharia Civil e Ambiental)**, Universidade de Brasília, 2015. 181.

COSTA, M. D. et al. Estudos laboratoriais para avaliação do desempenho de camadas de cobertura de aterros sanitários em relação à redução de emissões de gases e infiltração. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 23, n. 1, p. 77-90, 2016.

COSTA, W. W. M. L. Estudo da permeabilidade em solos utilizados em camada de base de AS no Seminário Paraibano. **Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental)**, Universidade Federal de Campina Grande. Campina Grande-PB, 2019. 93.

CUNICO, M. W. Planejamento fatorial: Uma ferramenta estatística valiosa para a definição de parâmetros experimentais empregados na pesquisa científica. **Visão Acadêmica**, v. 1, 2008.

DANIEL, D. Geotechnical practice for waste disposal '87. **London: Chapman and Hall**, p. 683, 1993.

DANIEL, D. E. **Geotechnical practice for waste disposal**. [S.l.]: Springer Science & Business Media, 2012.

DANIEL, D. E.; KOERNER, R. M. Waste containment facilities: Guidance of construction, quality assurance and quality control of liner and cover systems. **New York: ASCE**, n. 2, 1995.

DARAMOLA, S. O.; ILESANMI, B. I. Geotechnical evaluation of some lateritic soils from Ore, Southwestern Nigeria as Liners in Landfills. **Current Journal of Applied Science and Technology**, p. 1-7, 2019.

DONAGEMA, G. K. et al. Manual de métodos de análises de solos. **Embrapa Solos**, Rio de Janeiro, RJ, n. 2^a, 2011.

DUGGAN, B.; PRIOR, R.; STERLING, J. Dearth toll rises in Ethiopian trash dump landslide. **CNN TRAVEL**, 2017. Disponível em: <<https://edition.cnn.com/2017/03/15/africa/ethiopia-trash-landslide-death-toll/index.html>>. Acesso em: 19 fev. 2020.

DUTRA, R. **Rochas Ornamentais - Feldspato e Quartzo**. Encontro de Engenharia e Tecnologia dos Campos Gerais. Ponta Grossa, PR. 2006.

EMBRAPA. Manual de métodos de análise de solo. In: DONAGEMA, G. K., et al. **EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA**. 2. ed. Rio de Janeiro, RJ: EMBRAPA Solos, 2011. p. 230.

ERNANI, P. R. **Química do solo e disponibilidade de nutrientes**. Lages: O Autor, 2008.

EYAY, N. Previsão de recalques em aterros sanitários novos: caso do aterro de São Leopoldo, 2016.

FEMA. **FUNDAÇÃO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE**. Orientação básicas para operação de aterro sanitário. Minas Gerais, MG. 2006. (:).

FERDOWSI, A.; FERDOSI, M.; J., M. Municipal solid waste management in Gachsaran county, Iran—landfill site selection. **In: Proceedings of the Institution of Civil Engineers- Waste and Resource Management**. , Thomas Telford Ltd, p. 82-88, 2018.

FERNANDES, M. M. Mecânica dos solos - Conceitos e Princípios Fundamentais. **Porto: FEUP**, p. 450, 2006.

FERRARI, A. A. P. Viabilidade da utilização de silte compactado com material de impermeabilização em aterros de resíduos. **Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil)**, Universidade de São Paulo. São Paulo-PB, 2005.

FERREIRA, Y. M. Disposição final adequada de resíduos sólidos: desafios para sua implantação em Minas Gerais, 2016.

FERRI, G. L.; CHAVES, G. L. D.; RIBEIRO, G. M. Análise e localização de entros de armazenamento e triagem de resíduos sólidos urbanos para a rede de logística reversa: Um estudo de caso no município de São Mateus, ES. **Production**, v. 25, n. 1, p. 27-48, 2015. ISSN <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-65132014005000014>.

FILHO, C. C.; CHIODI, D. K. **Perfil de Rochas Ornamentais e de Revestimento**. Ministério de Minas e Energia - MME. Brasília, DF, p. 100. 2009.

FRANCESCHET, M. Estudo dos solos utilizados em camadas de base e cobertura em aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos de Santa Catarina. **Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental)**, Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, RS, 2006. 148.

FURTADO, W. S. Estudo de caso da Pedra Rio Mármore e Granitos LTDA: Uma análise de custos através do método ABC - Custeio Baseado em Atividade como Estratégia 10 competitiva. **Dissertação (Mestrado em Economia Empresarial)**, Universidade Cândido Mendes. Rio de Janeiro, RJ, 2009.

GALLARDO, A.; CARLOS, M.; PERIS, M. C. F. J. Methodology to design a municipal solid waste generation and composition map: A case study. **Waste Management**, v. 34, p. 1920-1931, 2014. ISSN 11.

GAMA JR, T.; GORAYEB, P. S. S.; ABREU, F. A. M. O Granito Pedra e Sal e suas frações de cisalhamento. **Revista Brasileira de Geociência**, v. 18, p. 424-432, 1988.

GHAVAMI, M.; JAVADI, S.; ZHAN, Q. Laboratory characterization of the saturated conductivities of compacted clayorganobentonite mixture. **Geo-Chicago**, p. 271, 2016.

GONÇALVES, J. P. Utilização do resíduo de corte de granito (RCG) como adição de concreto. **Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil)**, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2000. 135.

- GUNEY, Y.; CETIN, B.; AYDILEK, A. H.; TANYU, B. F.; KOPARAL, S. Utilization of sepiolite materials as a bottom liner material in solid waste landfills. **Waste Management**, p. 112-124, 2014.
- GUPTA, R.; CHANDRA, A.; GUPTA, A. K. Impact of Municipal. **Solid Waste on Soil**, 2018.
- GWMO. **International Environmental Technology Centre**. United Nations Environmental Programme (UNEP). International Solid Waste Association (ISWA). [S.l.]. 2015.
- HAMZA, R. A.; HAGGAR, S. E.; KHEDR, S. Marble and granite waste: Characterization and utilization in concrete bricks. **International Journal Biosci. Biochem. Bioinf.** , v. 4, n. 1, p. 286, 2011.
- HEDGECOE, G. Basque landfill accident leaves two missing, health fears. **The Irish Times**, 2020. Disponível em: <<https://www.irishtimes.com/news/world/europe/basque-landfill-accident-leaves-two-missing-health-fears-1.4178738>>. Acesso em: 19 fev. 2020.
- HOLZ, E. B. O. Trabalho e a competência industriosa no beneficiamento de granitos: Uma cartografia ergológica. **Dissertação e Tese (Mestrado e Doutorado em Administração)**, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória-ES, 2014.
- IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Cidades e Estados**: Campina Grande, 2017, 2019. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados.html?view=municipio>>. Acesso em: 2020.
- JACOBI, P. R.; BESEN, G. R. Gestão de resíduos sólidos em São Paulo: Desafios da sustentabilidade. **Estudos Avançados**, v. 25, p. 125-158, 2011. ISSN 71.
- JIA, C. J. et al. Stress dependent permeability and porosity of low-permeability rock. **Journal of Central South University**, v. 24, n. 10, p. 2396-2405, 2017.
- JUNCA, E. et al. Iron recovery from the waste generated during the cutting of granite. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 12, n. 2, p. 465-472, 2015.
- JUNQUEIRA, F. F.; PALMEIRA, E. M. Monitoramento do comportamento de lixo em células geotecnicamente preparadas. **IV: Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental, IV REGE0**, p. 428-433, 1999.

- KABIR, M. H.; TAHA, M. R. Assessment of physical properties of a granite residual soil as isolation barrier. **Electronic Journal of Geotechnical Engineering**, v. 92, p. 13, 2004.
- KAZA, S.; YAO, L.; BHADA-TATA, P.; VAN WOERDEN, F. **What a waste 2.0: a global snapshot of solid waste management to 2050**. The World Bank. [S.l.]. 2018.
- KHORASANI, A. M.; AGHCHAI, A. J.; KHORRAM, A. Chatter prediction in turning process of conical workpieces by using case-based reasoning (CBR) method and taguchi design of experiment. **The International Journal of advanced manufacturing technology**, 2010.
- KJELDSEN, P. et al. Present and long-term composition of MSW landfill leachate: A review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 32, p. 297-336, 2002. ISSN 4.
- LANZA, V. C. V.; CARVALHO, A. L. Orientações básicas para operação de aterro sanitário. **Fundação Estadual do Meio Ambiente**, Belo Horizonte, p. 34, 2006.
- LEME, M. A. G.; MIGUEL, M. G.; GONÇALVES, M. Permeability and retention to water and leachate of a compacted soil used as liner. **Waste, Air & Soil Pollution**, v. 2229, p. 374, 2018. ISSN 11.
- LEPSCH, L. F. **Formação e conversação dos solos**. São Paulo, SP: Oficina de Textos, v. 2, 2002.
- LI, S. et al. Assessing the role of renewable energy policies in landfill gas to energy projects. **Energy Economics**, v. 49, p. 687-697, 2015.
- LIU, T.; HU, L. Organic acid transport through a partially saturated liner system beneath a landfill. **Geotextiles and Geomembranes**, v. 42, p. 428-236, 2014.
- LWART, I. Projetos de impermeabilização na construção civil., 2020. Disponível em: <>. Acesso em: Abril 2020.
- MANARINO, C. F.; FERREIRA, J. A.; GANDOLLA, M. Contribution to the development of municipal solid waste management in Brazil based on European experience. **Engenharia Sanitaria Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 21, n. 2, p. 379-385, June 2016. ISSN 1809-4457.

- MARÇAL, R. L. Fabricação de vidros especiais a partir de resíduos de indústria de rochas ornamentais. **Dissertação (Mestrado em Ciência dos Materiais)**, Instituto Militar de Engenharia. , 2011. 79.
- MARLER, C. F.; HUSE, K. **Estudos da adição de bentonita ao solo de cobertura de aterros sanitários**. In: VIII Simpósio Brasileiro de Solos Não Saturados. Fortaleza: [s.n.], 2015. p. 8.
- MARTIN, J. P.; KOERNER, R. M. The influence of vadose zone conditions on groundwater pollution. Part I: basic principles and static conditions. **Journal of Hazardous Materials**, v. 8, p. 349-366, 1984.
- MARTINS, L. A. Influência da adição de bentonita em misturas alternativas para a utilização em barreiras impermeabilizantes de aterros sanitários. **Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil**, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2017. 108.
- MASSAD, F. **Mecânica dos Solos Experimental**. 1ª. ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2016.
- MEDEIROS, R. R. et al. Influence of use of quartzite waste in moisture expansion of masses for ceramic tiles. **Cerâmica**, v. 63, p. 366, 2017.
- MELO, V. D. F.; ALLEONI, L. R. F. **Química e mineralogia do solo**. Viçosa, MG: [s.n.], v. 1, 2009.
- MENEZES, J. A. L. et al. Comportamento temporal da umidade do solo sobre a Caatinga e solo descoberto da Bacia experimental do Jatobá, Pernambuco. **Water Resources and Irrigation Management**, v. 2, n. 1, p. 45-51, 2013.
- MINERE, I. Espírito Santo coloca Brasil entre os maiores na produção e exportação de mármore e granito. **INSTITUTO MINERE**, 2019. Disponível em: <<https://institutominere.com.br/blog/espírito-santo-coloca-o-brasil-entre-os-maiores-na-producao-e-exportacao-de-marmore-e-granito>>. Acesso em: Fev 2020.
- MONTGOMERY, D. C.; RUNGER, G. C. **Estatística e Probabilidade para Engenheiros**. 5ª. ed. Rio de Janeiro, RJ: Editora LTC, 2013.
- MORANDINI, T. L. C.; LEITE, A. L. Hydraulic conductivity of a tropical soil (nonlateritic) and bentonite mixtures for base linear purposes. **6th International Congress on Environmental Geotechnics**, New Delhi, India, p. 360-366, 2010.

MOSCH, S. et al. Optimized extraction of dimension stone blocks. **Environmental Earth Sciences**, v. 63, n. 7, p. 1911-1924, 2011. ISSN DOI:10.1007/s12665-010-0825-7.

NAGALLI, A. Diagnóstico e avaliação dos impactos ambientais de aterros de disposição de resíduos no Estado do Paraná: Estudo de caso dos municípios de Jacarezinho e Barra de Jacaré. **Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental)**, Universidade Federal do Paraná. Curitiba-PR, 2005. 186.

OLIVEIRA, T.; RIBEIRO, R.; MOREIRAS, T. F. Caracterização de lamas do corte de granitos com vista ao uso em obras geotécnicas. **Science & Engineering Journal**, p. 51-57, jul-dez 2016.

PARAHYBA, R. E. R. **Mineração no Semiárido Brasileiro**. Departamento Nacional de Produção Mineral. Brasília, DF. 2009.

PASCOALIN FILHO, J. A; SILVEIRA, F. F.; LUIZ, E. G. OLIVEIRA, R. B. Comparação entre as massas de resíduos sólidos urbanos coletados na cidade de São Paulo or meio de coleta seletiva e domiciliar. **Journal of Environmental Management and Sustainability: Revista de Gestão Ambiental e Sustentabilidade**, 2014.

PINTO, C. S. Curso básico de Mecânica dos Solos. **Oficina de Textos**, São Paulo, p. 247, 2002.

PINTO, C. S. **Curso básico de mecânico dos solos em 16 anos**. 3ª. ed. São Paulo: São Paulo: Oficina de textos, 2006.

RAJGOR, M. & P. J. Stone sludge: Economical solution for manufacturing of bricks. **International Journal of Innovative Technology and Exploring Engineering** , 2013. 16-20.

RAMOS, T. et al. Granitic quarry sludge waste in mortar: Effect on strenght and durability. **Constr. Build. Mater.**, v. 47, p. 1001-1009, 2013.

RECESA. Resíduos Sólidos: Projeto, operação e monitoramente de aterros sanitários. In: _____ **Rede de Capacitação e Extensão Tecnológica em Saneamento Ambiental**. Belo Horizonte: Secretaria Nacional de Saneamento Ambienta (org.), 2008. p. 112.

REGADAS, I. C. Aspectos realcionados às lavras de granitos ornamentais com fio deamantado no norte do estado do Espírito Santo, Brasil. **Dissertação (Mestrado em Geotecnia)**, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2006.

- REGADIO, M. et al. Processes and impacts of acid discharges on a natural substratum under a landfill. **Science of the Total Environment**, v. 463, p. 1049-1059, 2013.
- REICHERT, G. A. Panel 4 - Appropriate technologies for the treatment of solid waste, 2014. Disponível em: <https://www.abes-df.org.br/upload/estudo/2014_08_19/41-geraldoreichert-tecnologias.pdf/>. Acesso em: 3 Fev 2020.
- RODIC, L.; WILSON, D. C. Resolving governance issues to achieve priority sustainable development goals related to solid waste management in developing countries. **Sustainability**, n. 9, p. 404-422, 2017.
- RODRIGUES, M. I.; IEMMA, A. F. **Planejamento e Otimização de Processos**: Uma estratégia sequencial de planejamento. ISBN 85-98389-03. 2005. ed. Campina, SP: Casa do Pão Editora, v. 1ª, 2005.
- SALAMONI, G. P. D. Compressibilidade de RSU devido aos processos de biodegradação em um aterro sanitário. **Tese de Doutorado**, Universidade Federal de Santa Maria, 2019.
- SANTOS, J. J. N. Avaliação geotécnica de misturas de solo e composto orgânico para uso como biocoberturas em aterros sanitários. **Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental)**, Universidade Federal de Campina Grande. Campina Grande, PB, 2019. 89.
- SARDOU FILHO, R.; MATOS, G. M. M.; MENDES, V. A. . I. E. R. H. Atlas de Rochas Ornamentais do Estado do Espírito Santo. **CRPM/Ministério de Minas e Energia**, Brasília, DF, p. 358, 2013.
- SILVA, A. Z. D. Metodologia de avaliação das práticas de gerenciamento ambiental dos riscos de empresas de beneficiamento de rochas ornamentais. **Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental**, Vitória, 2011. 121.
- SILVA, B. V. D. Estabilidade de taludes de aterros não controlados de resíduos. **Dissertação de Mestrado em Geotecnia.** , Faculdade de Ciências e Tecnologia. Universidade Nova de Lisboa (FCT/UNL), 2014. 140.
- SILVA, N. F. et al. First order models to estimate methane generation in landfill: A case study in south Brazil. **Journal of environmental Chemical Engineering**, 2020.
- SILVA, R. A. C. Avaliação da evolução do comportamento geomecânico de aterros sanitários com base na realização de ensaios de laboratório e de campo. **Tese de Doutorado em Geologia**, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2017.

SILVA, T. F. Estudo de mistura de solos para impermeabilização eficiente de camada de base de aterros sanitários. **Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental)**, Campina Grande, Universidade Federal de Campina Grande 2017. 87.

SILVA, T. R. et al. Methodology for the determination of optimum power of a thermal power plant (TPP) by biogas from sanitary landfill. **Waste management**, v. 65, p. 75-91, 2017.

SILVA, V. R. **Resíduos sólidos urbanos na região norte Fluminense: Avaliação da gestão e da atividade de reciclagem**. Universidade Candido Mendes - UCAM. Campos de Goytacazes. 2014.

SINGH, S. et al. Utilization of granite cutting waste in concrete as partial replacement of sand. **UKIERI Concrete Conference**, 2015.

SINGH, S. et al. Sustainable utilization of granite cutting waste in high strength concrete. **Journal of Cleaner Production**, v. 116, p. 223-235, 2016.

SIVAPULLAIAH, P. V.; BAIG, M. A. A. Gypsum treated fly ash as a liner for waste disposal facilities. **Waste management**, v. 31, p. 359-369, 2011.

SOARES, R. B. Contribuição ao estudo da durabilidade de concreto produzidos com a incorporação de resíduo do beneficiamento de rochas ornamentais. **Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil)**, Univesidade Federal do Espírito Santo. Vitória-ES, 2014. 163.

SOBIESIAK, E. C. Geocomposto argiloso: Estudo comparativo ao liner de argila compactada em impermeabiliação defundo de aterro sanitário. **Trabalho de Conclusão de Curso.** , Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre., 2017. 74.

SOUZA, L. G. M. et al. Composite utilizing residues of marble and granite for builing popular homes. **Constr. Build Mater**, v. 9, p. 192-197, 2017. ISSN <https://doi.org/10.1016/j.job.2017.01.003>.

TAPAHUASCO, W. C. Avaliação de modelos de previsão de recalques dos resíduos sólidos urbanos do Aterro do Jockey Clube de Brasília. **Tese de Doutorado**, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental - UNB, 2009. 141.

TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VIGEL, S. Integrated Solid. **Waste Management**, McGraw-Hill - USA, n. 1, 1993.

TEIXEIRA, M. C. Previsão e monitoramento de rechaques em aterros sanitários: Estudo de casos - Central de Resíduos de Recreio Minas do Leão e São Leopoldo. **Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental**, Santa Maria, n. Universidade Federal de Santa Maria, p. 217, 2015.

TONG, H. et al. Monitoring transitory profiles of leachate humic substance in landfill aeration reactors in mesophilic and thermophilic conditions. **Journal of Hazardous Materials**, v. 287, p. 342-348, 2015.

USEPA. United State Environmental Protection Agency. **Compilation of air pollutant emission factors, 5th edition**, 2008. Disponível em: <<http://www.epa.gov/ttn/chief/ap42/ch02/index.>>. Acesso em: Nov 2019.

VAN ELK, A. G.; BOSCOV, M. E. G. **Desafios Geotécnicos advindos da política nacional de resíduos sólidos**. In: XVIII Congresso Brasileiro de Mecânica dos Solos e Engenharia Geotécnica. Belo Horizonte: [s.n.]. 2016. p. 18.

VARMA, A. et al. Pond ash as a landfill liner: A review. **6 th International Congress on Environmental Geotechnics**, NewDelhi, India, p. 349-353, 2010.

VELOSO, V. Chorume de aterro sanitário vaza e atinge córrego em Montes Claros. **Globo - G1**, 2016. Disponível em: <<http://g1.globo.com/mg/grande-minas/noticia/2016/01/chorume-de-aterro-sanitario-vaza-e-atinge-corrego-em-montes-claros.html>>. Acesso em: 20 nov. 2020.

VILAR, O. M. B. B. S.; BENVENUTO, C. Manual brasileiro de geossintético: Aplicações em barreiras impermeabilizantes. **São Paulo: Edgard Blücher LTDA**, n. 2, 2015.

WHO. Methods of Analysis of sewage sludge solid waste and compost. **Internacional Reference Center for Wastes Disposal**, Switzerland, 1979.

YIN, K. et al. Insights for transformation of contaminants in leachate at a tropical landfill dominated by natural attenuation. **Waste Management**, v. 53, p. 105-115, 2016.

ZORLUER, I.; TASPOLAT, L. T. Reuse of waste marble dust in the Landfill Layer. **Afyonkarahisar**, p. 57-60, 2009.