



UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE – UFCG
CENTRO DE TECNOLOGIA E RECURSOS NATURAIS - CTRN
PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL - PPGECA

MODELAGEM DA RESISTÊNCIA AO CISALHAMENTO DE RESÍDUOS
SÓLIDOS URBANOS PARA ANÁLISES DA ESTABILIDADE DE
TALUDES DE ATERROS SANITÁRIOS

CLÁUDIO LUIS DE ARAÚJO NETO

Campina Grande – PB
Agosto de 2021

CLÁUDIO LUIS DE ARAÚJO NETO

MODELAGEM DA RESISTÊNCIA AO CISALHAMENTO DE RESÍDUOS
SÓLIDOS URBANOS PARA ANÁLISES DA ESTABILIDADE DE
TALUDES DE ATERROS SANITÁRIOS

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Campina Grande - UFCG, como exigência a obtenção do título de doutor em Engenharia Civil e Ambiental.

Área de Concentração: Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental

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

Coorientador: Prof. Dr. William de Paiva

Campina Grande – PB

Agosto de 2021

A663m Araújo Neto, Cláudio Luis de.
Modelagem da resistência ao cisalhamento de resíduos sólidos urbanos para análises da estabilidade de taludes de aterros sanitários / Cláudio Luis de Araújo Neto. – Campina Grande, 2021.
295 f. : il. color.

Tese (Doutorado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, 2021.

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

Referências.

1. Monitoramento de Aterro Sanitário. 2. Características Físico-Químicas – Aterro Sanitário. 3. Propriedades Geotécnicas – Aterro Sanitário. 4. Recursos Hídricos. 5. Saneamento Ambiental. 6. Redes Neurais Artificiais. 7. Fator de Segurança. 8. Cisalhamento de Resíduos Sólidos Urbanos. I. Monteiro, Veruschka Escarião Dessoles. II. Paiva, William de. III. Título.

CDU 628.472.3 (043)

MODELAGEM DA RESISTÊNCIA AO CISALHAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS PARA ANÁLISES DA ESTABILIDADE DE TALUDES DE ATERROS SANITÁRIOS

CLÁUDIO LUIS DE ARAÚJO NETO

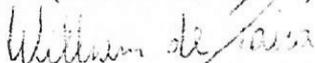
TESE APRESENTADA AO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL DA UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE, COMO EXIGÊNCIA A OBTENÇÃO DO TÍTULO DE DOUTOR EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL.

Tese defendida e aprovada em 31/08/2021.

Examinada por:



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



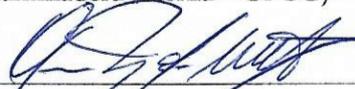
Prof. Dr. William de Paiva
(Coorientador – UEPB)



Prof. Dr. Márcio Camargo de Melo
(Examinador Interno – UFCG)



Prof.^a Dr.^a Libânia da Silva Ribeiro
(Examinadora Interna – UFCG)



Prof. Dr. Gerson Marques dos Santos
(Examinador Externo – UNIVASF)



Prof.^a Dr.^a Maria Eugênia Gimenez Boscov
(Examinadora Externa – USP)

Campina Grande – PB

Agosto de 2021

Dedicatória

Dedico ao meu pai Cláudio Arnaldo (in memoriam), que infelizmente não pode estar presente, fisicamente, neste momento tão feliz de minha vida, mas não poderia deixar de compartilhar esta vitória com ele, ensinaste-me a prosseguir na realização dos meus sonhos, mesmo em momentos difíceis, mostrando-me que seria capaz de alcançar, não só essa, mas muitas outras vitórias em minha vida. Muito obrigado! Saudades eternas!

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por ter proporcionado esta experiência em minha vida, por me dar coragem e discernimento, principalmente nos momentos difíceis.

A minha família, em especial a minha mãe, Rita e a minha irmã, Ruana que sempre me apoiaram e incentivaram em todas as etapas da minha vida e ao meu pai Cláudio (*in memoriam*) que deixou grandes ensinamentos e eternas saudades. A minha tia Goret, que, com o seu jeito de mãe, sempre esteve procurando o melhor para mim. Ao meu afilhado Bernardo, que renovava minhas energias em cada abraço!

Aos meus avós Antônio (*in memoriam*) e Irene, que além de me educarem, nunca mediram esforços para me ajudar e sempre acreditaram em mim. Serei eternamente grato!

A minha esposa, Amanda, por toda paciência, compreensão, carinho e amor. Você foi a pessoa que, literalmente, compartilhou comigo todos os momentos dessa trajetória.

A todos que compõem o GGA, excepcional espaço de aprendizagem! Em especial, ao subgrupo de ensaios geotécnicos que liderei durante todo esse tempo. O conhecimento adquirido como aluno de iniciação científica, mestrando e doutorando, que totalizaram 11 anos de GGA, será eternizado. Obrigado por terem me recebido tão bem e me agraciado com tantas oportunidades boas.

Aos meus amigos pela ajuda constante durante todo o período acadêmico. Foram madrugadas de estudos, finais de semanas e feriados no laboratório, artigos que se eternizaram mesmo sem ser publicados, coletas de dados no campo e em laboratório, reuniões constantes e outras aventuras que proporcionaram a construção de amizades que vão além da academia!

Aos meus orientadores, Professora Veruschka Monteiro e Professor William de Paiva, pelo apoio, paciência, cooperação, amizade, compreensão, confiança, disposição e dedicação nesta jornada acadêmica.

Aos funcionários e professores do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, principalmente àqueles que fazem parte do Laboratório de Geotecnia Ambiental, pelo apoio, orientação, amizade, paciência e conhecimentos transmitidos, que contribuíram para o meu desenvolvimento intelectual e formação profissional.

Aos professores Márcio Camargo de Melo, Libânia da Silva Ribeiro, Gerson Marques dos Santos e Maria Eugenia Boscov, por aceitarem o convite para participar da comissão examinadora deste trabalho, pela atenção, sugestões e críticas propostas com o intuito de aprimorar a pesquisa desenvolvida.

A ECOSOLO Campina Grande-PB, em especial, a João Azevedo, pelo fornecimento de informações do aterro sanitário e aos funcionários, pela disponibilidade e colaboração na realização de atividades e coleta de dados em campo.

Enfim, a todos que contribuíram direta ou indiretamente com esta vitória, deixo aqui meu MUITO OBRIGADO!

RESUMO

As rupturas em aterros sanitários são atribuídas a razões como composição heterogênea, avaliação inadequada dos parâmetros de resistência ao cisalhamento e aos efeitos da biodegradação dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU), bem como a não consideração das questões de variabilidade do material ao longo do tempo. Para minimizar os riscos de rupturas de taludes faz-se necessário a estimativa precisa dos parâmetros de resistência ao cisalhamento dos materiais que compõem o maciço sanitário, bem como de outros parâmetros, como peso específico, umidade e composição dos resíduos, que afetam a estabilidade de taludes em aterros. Este trabalho tem como objetivo desenvolver modelos da resistência ao cisalhamento de resíduos sólidos urbanos para análises da estabilidade de taludes de aterros sanitários. O campo experimental para o desenvolvimento desse trabalho foi o Aterro Sanitário localizado em Campina Grande-PB (ASCG). No qual, realizou-se a coleta e caracterização dos resíduos com idade de aterramento de 0, 1 e 2 anos. Instrumentou-se o Aterro Sanitário para monitoramento dos deslocamentos verticais e horizontais, níveis piezométricos e vazão de líquidos. Foram monitoradas também as condições meteorológicas do Aterro Sanitário. Com essas informações foi possível desenvolver modelos constitutivos e não constitutivos para determinação da resistência ao cisalhamento dos RSU, assim como os fatores de segurança dos taludes. Os resultados da caracterização gravimétrica indicam que a fração de material misto representa a maior porcentagem em todas as idades de aterramento e essa fração aumenta conforme envelhecimento dos resíduos. A caracterização físico-química dos resíduos revela que o processo biodegradativo no Aterro Sanitário em Campina Grande ocorre de forma acelerada, apresentando características de aterro com idade superior a 5 anos no primeiro ano de operação. Há um acréscimo da tensão cisalhante com o aumento da idade dos resíduos, tensão normal e deslocamentos horizontais. O ASCG apresentou elevados níveis de piezométricos e baixa deformação vertical e horizontal. Os modelos constitutivos e não constitutivos apresentaram um bom ajuste aos dados experimentais e são capazes de prever a tensão cisalhante, intercepto coesivo e ângulo de atrito dos RSU com várias idades, umidades e pesos específicos sob condições saturada ou não saturada. Por meio dos modelos desenvolvidos, foi possível verificar que os taludes do ASCG estão estáveis com fator de segurança superior a 1,5. A aplicação dos modelos possibilitou a análise de estabilidade de taludes e demonstrou ser uma ferramenta viável para determinar ou prever os parâmetros de resistência dos RSU aterrados.

Palavras chaves: características físico-químicas; propriedades geotécnicas; monitoramento de aterro sanitário; redes neurais artificiais, fator de segurança.

ABSTRACT

Slope failures in landfills are attributed to heterogeneous composition, inadequate shear strength parameters assessment, biodegradation effects in the Municipal Solid Waste (MSW) resistance, and the gap of understanding material variability over time. In order to minimize the risk of slope failure, it is necessary to accurately estimate the shear strength parameters, as well as other parameters, such as specific weight, water content and composition, which affect the stability of slopes in landfills. This work aims to develop shear strength models to analyze the stability of landfill slopes. This work was developed at the Sanitary Landfill located in Campina Grande-PB. Samples of waste landfilled 0.1 and 2 years ago were collected and characterized. The landfill was instrumented to monitor vertical and horizontal displacements, piezometric levels and liquid flow. The meteorological conditions of the landfill were also monitored. With this information, constitutive and non-constitutive models were developed to determine the waste's shear strength and analyze the slope stability of the Sanitary Landfill in Campina Grande. The results of gravimetric characterization indicate that the fraction of mixed material represents the highest percentage at every stage in time and this fraction increases as the waste ages. The physical-chemical characterization of the waste reveals that the biodegradative process at the Sanitary Landfill in Campina Grande rapidly occurs, presenting characteristics of a landfill over the age of 5 years in the first year of operation. The shear stress increases with increasing waste age, normal stress and horizontal displacements. The ASCG has high liquid levels and low vertical and horizontal deformation. The constitutive and non-constitutive models are a good fit for the experimental data and can predict the shear stress, cohesion intercept, and friction angle of MSW at various ages, moistures, and specific weights under saturated or unsaturated conditions. Through the developed models, it was possible to verify that the slopes of the ASCG are stable with a factor greater than 1.5. The application of the models allowed the analysis of slope stability and proved to be a viable tool to determine or predict the resistance parameters of grounded MSW.

Keywords: Physico-chemical parameters. Geotechnical properties. Landfill monitoring. Modeling.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Diagrama de fases e grupos de componentes dos resíduos sólidos urbanos.....	25
Figura 2 - Distribuição Granulométrica do RSU para diferentes idades.....	29
Figura 3 – Peso específico de RSU coletados próximo à superfície de aterros.....	31
Figura 4 – Variação do peso específico com a profundidade.....	31
Figura 5 – Curva de compactação de resíduos sólidos urbanos (a) e variabilidade do ângulo de atrito em função da umidade (b).....	36
Figura 6 - Modelo da contribuição do reforço das fibras a resistência ao cisalhamento dos RSU	40
Figura 7 – Piezômetros: (a) Piezômetro simples; (b) Piezômetro multinível	48
Figura 8 – Piezômetro tipo Vector	49
Figura 9 – Representação de um experimento.....	56
Figura 10 – Perfis de superfícies de respostas (a) e curvas de contorno (b)	58
Figura 11 – Neurônio artificial	59
Figura 12 - Representação da Função Limiar.....	60
Figura 13 - Representação da função sigmoide.....	60
Figura 14 - Representação da função tangente hiperbólica.....	61
Figura 15 - Arquitetura de uma RNA.....	62
Figura 16 - Geometria do Escorregamento.....	66
Figura 17 – Etapas da pesquisa.....	72
Figura 18 - Localização do Aterro Sanitário em Campina Grande e dos municípios que depositaram RSU no empreendimento entre 2015 e 2020	74
Figura 19 - Células do Aterro Sanitário em Campina Grande-PB	75
Figura 20 – Aterro Sanitário após junções de Células.....	76
Figura 21 – Sistemas de drenagem: (a) vertical; (b) horizontal; (c) superficial.....	77
Figura 22 – Lagoas de acumulação de lixiviado e de águas pluviais	78
Figura 23 - Local de coleta dos resíduos	79
Figura 24 - Localização dos pontos de coleta dos RSU no ASCG – PB.....	80
Figura 25 - Coleta e acondicionamento dos resíduos no caminhão caçamba.	81
Figura 26 - (a) resíduos acondicionados no caminhão caçamba; (b) pesagem dos resíduos; (c) disposição dos resíduos no galpão.....	82
Figura 27 - (a) resíduos dispostos no galpão; (b) homogeneização dos resíduos.....	82
Figura 28 - Quarteamento dos resíduos	83
Figura 29 – Locais de coleta dos resíduos com 1 e 2 anos de aterramento	84
Figura 30 – Retirada da camada de cobertura para coleta dos RSU com 1 ano de aterramento	85
Figura 31 – Preparação dos resíduos para caracterização físico-química e geotécnica: (a) coleta; (b) pesagem; (c) homogeneização; (d) abertura de sacos plásticos; (e) quarteamento.....	86
Figura 32 – Preparação de amostra: (a) picotagem; (b) diluição; (c) extrato	88
Figura 33 - Materiais espalhados e realização da segregação dos RSU	89
Figura 34 - Segregação dos RSU.....	89
Figura 35 – Material misto	90
Figura 36 – Pesagem dos componentes dos resíduos: (a) Identificação dos recipientes; (b) balança utilizada para pesagem dos resíduos; (c) pesagem dos materiais.....	91
Figura 37 – Secagem dos resíduos ao ar livre	92
Figura 38 – Acomodação da manta sintética na vala	94

Figura 39 – Cubagem da cava: (a) abastecimento do caminhão pipa; (b) enchimento dos recipientes; (c) preenchimento da cava com água; (d) cava preenchida	95
Figura 40 – Ensaio de permeabilidade: (a) amostra de resíduos; (b) compactação; (c) permeômetro a carga variável.....	100
Figura 41 – Alturas do maciço sanitário para análise da resistência ao cisalhamento	102
Figura 42 – Moldagem dos corpos de prova para o ensaio de resistência ao cisalhamento: (a) amostra; (b) inserção de resíduos na caixa de cisalhamento; (c) e (d) compactação da amostra; (e) amostra na prensa de cisalhamento direto.....	104
Figura 43 - Instrumentação utilizada no monitoramento dos deslocamentos do Aterro Sanitário: (a) placas de recalque; (b) marcos superficiais; (c) marco fixo; (d) estação total .	107
Figura 44 - Distribuição das placas superficiais e marcos topográficos na Célula	108
Figura 45 - Localização dos piezômetros Pz1, Pz2, Pz3, Pz4 no Aterro Sanitário	110
Figura 46 – Desenho esquemático do piezômetro instalado no ASCG: (a) corte transversal; (b) corte longitudinal.....	111
Figura 47 - (a) Processo de medição de líquidos no piezômetro de Casagrande; (b) Instrumento utilizado na medição de líquidos.....	112
Figura 48 - Monitoramento da vazão de lixiviado do ASCG na tubulação da LAL1.....	113
Figura 49 – Etapas do desenvolvimento da modelagem constitutiva e não constitutiva	114
Figura 50 – Arquitetura da rede neural utilizada para predição: (a) tensão cisalhante; (b) intercepto coesivo; (c) ângulo de atrito; (d) intercepto coesivo e ângulo de atrito	118
Figura 51 – Geometria do Aterro Sanitário em Campina Grande.....	120
Figura 52 – Perfil do corte A-X-B.....	121
Figura 53 – Perfil do corte C-X-D.....	121
Figura 54 – Composição gravimétrica dos resíduos com 0, 1 e 2 anos de aterrados	125
Figura 55 – Fração da composição gravimétrica dos resíduos com 0, 1 e 2 anos de aterrados	126
Figura 56 - Curva granulométrica dos resíduos com 0, 1 e 2 anos de aterrados	128
Figura 57 – Distribuição granulométrica de resíduos.....	130
Figura 58 – Peso específico dos resíduos com 0, 1 e 2 anos de aterramento	131
Figura 59 - Umidade dos resíduos com 0, 1 e 2 anos de aterramento	133
Figura 60 - pH dos resíduos com 0, 1 e 2 anos de aterramento.....	134
Figura 61 – Teor de sólidos voláteis dos resíduos com 0, 1 e 2 anos de aterramento.....	136
Figura 62 – DQO e DBO dos resíduos com 1 e 2 anos de aterramento	138
Figura 63 – Curva de compactação dos resíduos com 0, 1 e 2 anos de aterramento.....	140
Figura 64 – Permeabilidade à água dos resíduos aterrados	143
Figura 65 – Modelo conceitual de porosidade dupla.....	145
Figura 66 – Gráfico de Pareto dos efeitos padronizados para o planejamento fatorial dos resíduos com 0 (a), 1 (b) e 2 (c) anos de aterrados.....	146
Figura 67 – Superfície resposta e curva de contorno da permeabilidade à água dos resíduos recém aterrados em função do peso específico e umidade de moldagem	148
Figura 68 – Superfície resposta da permeabilidade à água dos resíduos com 1 ano de aterrados em função do peso específico e umidade de moldagem.....	149
Figura 69 – Superfície resposta da permeabilidade à água dos resíduos com 2 anos de aterrados em função do peso específico e umidade de moldagem.....	150
Figura 70 – Resultados dos ensaios de cisalhamento direto dos resíduos com 0 ano de aterrados.....	151
Figura 71 – Resultados dos ensaios de cisalhamento direto dos resíduos com 1 ano de aterrados.....	154

Figura 72 – Resultados dos ensaios de cisalhamento direto dos resíduos com 2 anos de aterrados.....	156
Figura 73 – Precipitação e evaporação em Campina Grande.....	158
Figura 74 – Recirculação de lixiviado: (a) resíduos; (b) camada de cobertura.....	159
Figura 75 – Variação da temperatura ambiente em Campina Grande.....	160
Figura 76 - Deslocamentos verticais do ASCG monitorados pelas placas de recalques.....	162
Figura 77 – Fissuras na camada de cobertura do ASCG.....	163
Figura 78 – Velocidades de recalque do ASCG monitoradas pelas placas de recalques.....	164
Figura 79 – Deformação específica da massa de resíduos em função do tempo.....	165
Figura 80 – Deslocamentos horizontais do ASCG.....	167
Figura 81 – Velocidade dos deslocamento horizontais.....	169
Figura 82 – Vetores dos deslocamentos horizontais.....	170
Figura 83 – Nível piezométrico no piezômetro 2.....	171
Figura 84 – Níveis de piezométrico no piezômetro 3.....	171
Figura 85 – Níveis piezométricos no piezômetro 4.....	172
Figura 86 – Drenagem superficial da Célula do ASGG.....	173
Figura 87 – Diferença entre nível medido e nível real de líquidos em piezômetro.....	174
Figura 88 – Precipitação e vazão de lixiviado.....	177
Figura 89 – Gráfico de Pareto dos efeitos padronizados para o planejamento fatorial dos resíduos recém aterrados, ensaiados na condição não inundada (a) e inundada (b).....	182
Figura 90 – Gráfico de Pareto dos efeitos padronizados para o planejamento fatorial dos resíduos com 1 ano de aterrados, ensaiados na condição não inundada (a) e inundada (b)...	183
Figura 91 - Gráfico de Pareto dos efeitos padronizados para o planejamento fatorial dos resíduos com 2 ano de aterrados, ensaiados na condição não inundada (a) e inundada (b)...	184
Figura 92 – Superfície resposta para tensão cisalhante dos resíduos recém aterrados para a condição não inundada em função da tensão normal e peso específico.....	188
Figura 93 – Superfície resposta para tensão cisalhante dos resíduos recém aterrados para a condição inundada em função da tensão normal e peso específico.....	189
Figura 94 – Superfície resposta para tensão cisalhante dos resíduos recém aterrados para a condição não inundada em função da tensão normal e umidade.....	190
Figura 95 – Superfície resposta para tensão cisalhante dos resíduos recém aterrados para a condição inundada em função da tensão normal e umidade.....	191
Figura 96 – Superfície resposta para tensão cisalhante dos resíduos recém aterrados para a condição não inundada em função da umidade e peso específico.....	192
Figura 97 – Superfície resposta para tensão cisalhante dos resíduos recém aterrados para a condição inundada em função da umidade e peso específico.....	192
Figura 98 – Gráfico da probabilidade normal dos resíduos dos modelos para predição da tensão cisalhante na condição não inundada dos resíduos com 0 (a), 1 (b) e 2 (c) anos de idade e na condição inundada dos resíduos com 0 (d), 1 (e) e 2 (f) anos de idade.....	196
Figura 99 – Valores experimentais <i>versus</i> valores previstos pelos modelos de predição da tensão cisalhante na condição não inundada dos resíduos com 0 (a), 1 (b) e 2 (c) anos de idade e na condição inundada dos resíduos com 0 (d), 1 (e) e 2 (f) anos de idade.....	197
Figura 100 – Variabilidade do intercepto coesivo dos RSU na condição não saturada (a) e saturada (b).....	201
Figura 101 – Variabilidade do ângulo de atrito dos RSU na condição não saturada (a) e saturada (b).....	203
Figura 102 – Envoltórias de ruptura dos resíduos com 0 (a), 1 (b) e 2 (c) anos de idade na condição não inundada e com 0 (d), 1 (e) e 2 (f) anos de idade na condição inundada.....	205

Figura 103 – Coeficiente de correlação dos dados observados e estimados para: (a) tensão cisalhante; (b) intercepto coesivo; (c) ângulo de atrito; (d) intercepto coesivo e ângulo de atrito.....	209
Figura 104 – Desempenho das RNA por meio do Coeficiente de determinação e eficiência para os parâmetros: (a) tensão cisalhante; (b) intercepto coesivo; (c) ângulo de atrito; (d) intercepto coesivo e ângulo de atrito	212
Figura 105 – Desempenho das RNA quanto ao erro de predição para: (a) tensão cisalhante; (b) intercepto coesivo; (c) ângulo de atrito; (d) intercepto coesivo e ângulo de atrito	215
Figura 106 – Estruturas e os parâmetros de avaliação das RNA: (a) tensão cisalhante; (b) intercepto coesivo; (c) ângulo de atrito; (d) intercepto coesivo e ângulo de atrito	219
Figura 107 – Performance das RNA escolhidas para predição da: (a) tensão cisalhante; (b) intercepto coesivo; (c) ângulo de atrito; (d) intercepto coesivo e ângulo de atrito	220
Figura 108 – Regressões da RNA selecionada para predição da tensão cisalhantes dos resíduos aterrados	221
Figura 109 – Regressões da RNA selecionada para predição do intercepto coesivo dos resíduos aterrados	222
Figura 110 – Regressões da RNA selecionada para predição do ângulo de atrito dos resíduos aterrados.....	223
Figura 111 - Regressões da RNA selecionada para predição do intercepto coesivo e ângulo de atrito dos resíduos aterrados	224
Figura 112 – Parâmetros utilizados na análise de estabilidade do ASCG: (a) corte A-B; (b) corte C-D	227
Figura 113 – deslocamentos verticais monitorados pelos marcos topográficos.....	269
Figura 114 – Velocidades dos deslocamentos verticais monitorados pelos marcos topográficos	269
Figura 115 - Superfície resposta para tensão cisalhante dos resíduos com 1 ano de idade para a condição não inundada (a) e inundada (b) em função da tensão normal e peso específico, com umidade fixada em 49,5%	270
Figura 116 – Superfície resposta para tensão cisalhante dos resíduos com 1 ano de idade para a condição não inundada (a) e não inundada (b) em função da tensão normal e umidade, com peso específico fixado em 12,5 kN/m ³	270
Figura 117 – Superfície resposta para tensão cisalhante dos resíduos com 1 ano de idade para a condição não inundada (a) e inundada (b) em função da umidade e peso específico, com tensão formal fixada em 175 kPa	271
Figura 118 – Superfície resposta para tensão cisalhante dos resíduos com 2 anos de idade para a condição não inundada (a) e inundada (b) em função da tensão normal e peso específico, com umidade fixada em 49,5%	271
Figura 119 – Superfície resposta para tensão cisalhante dos resíduos com 2 anos de idade para a condição não inundada (a) e não inundada (b) em função da tensão normal e umidade, com peso específico fixado em 12,5 kN/m ³	272
Figura 120 – Superfície resposta para tensão cisalhante dos resíduos com 2 anos de idade para a condição não inundada (a) e inundada (b) em função da umidade e peso específico, com tensão formal fixada em 175 kPa	272

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Estimativa da composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos coletados no Brasil em 2008.....	27
Tabela 2 – Parâmetro de resistência ao cisalhamento dos RSU	42
Tabela 3 – Níveis de alerta e critérios de decisão.....	46
Tabela 4 – Critérios para velocidades de deslocamento para aterros sanitários.....	46
Tabela 5 – Proposta de redução dos limites de alerta para velocidades de deslocamentos verticais e horizontais de marcos superficiais instalados em aterros sanitários encerrados	46
Tabela 6 – Coeficiente de correção estatística, ou coeficiente de correção de Pearson	55
Tabela 7 – Rupturas de aterros de resíduos no mundo	69
Tabela 8 – Matriz do delineamento fatorial para análise da permeabilidade à água.....	99
Tabela 9 – Matriz do planejamento fatorial para análise da permeabilidade à água.....	99
Tabela 10 – Matriz do delineamento fatorial para análise da resistência ao cisalhamento	102
Tabela 11 – Matriz do planejamento fatorial para análise da resistência ao cisalhamento	103
Tabela 12 – Coeficiente de correlação das variáveis independentes com a permeabilidade à água dos resíduos aterrados	147
Tabela 13 – Valores de tensão cisalhante dos resíduos recém aterrados para deformação horizontal de 10%	178
Tabela 14 – Valores de tensão cisalhante dos resíduos com 1 de aterramento para deformação horizontal de 10%	179
Tabela 15 – Valores de tensão cisalhante dos resíduos com 2 anos de aterramento para deformação horizontal de 10%	180
Tabela 16 – Estatísticas descritivas da resistência ao cisalhamento dos resíduos aterrados ..	181
Tabela 17 – Análise de variância da modelagem constitutiva dos resíduos recém aterrados (0 ano) na condição não inundada	184
Tabela 18 – Análise de variância da modelagem constitutiva dos resíduos recém aterrados (0 ano) na condição inundado	185
Tabela 19 – Análise de variância da modelagem constitutiva dos resíduos com 1 ano de aterrados na condição não inundada.....	186
Tabela 20 – Análise de variância da modelagem constitutiva dos resíduos com 1 ano de aterrados na condição inundada.....	186
Tabela 21 – Análise de variância da modelagem constitutiva dos resíduos com 2 anos de aterrados na condição não inundada.....	187
Tabela 22 – Análise de variância da modelagem constitutiva dos resíduos com 2 anos de aterrados na condição inundada.....	187
Tabela 23 – Coeficiente de regressão para determinação da tensão cisalhante dos resíduos recém aterrados para condição não inundada	194
Tabela 24 – Estatísticas descritivas da resistência ao cisalhamento dos resíduos aterrados ..	198
Tabela 25 – Estatísticas descritivas dos interceptos coesivos dos resíduos aterrados.....	199
Tabela 26 – Estatísticas descritivas dos ângulos de atrito dos resíduos aterrados	202
Tabela 27 – Parâmetros de resistência.....	205
Tabela 28 – Banco de dados da tensão cislhante dos resíduos aterrados	207
Tabela 29 – Banco de dados do intercepto coesivo e ângulo de atrito dos resíduos aterrados	207
Tabela 30 – RNA selecionadas para predição das variáveis dependentes	218
Tabela 31 – Características dos solos utilizados no ASCG.....	225

Tabela 32 – Valores do fator de segurança das seções do ASCG	228
Tabela 33 – Contribuição dos resíduos depositados no ASCG no ano de 2015 a 2020.....	267
Tabela 34 – Coeficiente de regressão para determinação da tensão cisalhante dos resíduos recém aterrados para condição inundada.....	273
Tabela 35 - Coeficiente de regressão para determinação da tensão cisalhante dos resíduos com 1 ano aterrados para condição não inundada	273
Tabela 36 – Coeficiente de regressão para determinação da tensão cisalhante dos resíduos com 1 ano aterrados para condição inundada.....	273
Tabela 37 – Coeficiente de regressão para determinação da tensão cisalhante dos resíduos com 2 anos aterrados para condição não inundada.....	274
Tabela 38 – Coeficiente de regressão para determinação da tensão cisalhante dos resíduos com 2 anos aterrados para condição inundada	274

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Ações em função do nível de líquidos percolados	50
Quadro 2 – Nível de segurança desejado contra perdas	67
Quadro 3 – Nível e segurança desejado contra danos materiais e ambientais	67
Quadro 4 – Fatores de segurança mínimos para escorregamentos	68
Quadro 5 – Parâmetros físico-químicos e procedimentos metodológicos	87
Quadro 6 – Parâmetros geotécnicos e procedimentos metodológicos	97
Quadro 7 – Instrumentação para monitoramento do ASCG	106
Quadro 8 - Início do monitoramento nos piezômetros	110
Quadro 9 – Ensaio de solos e normas regulamentadoras	122
Quadro 10 – Equações das envoltórias de ruptura	194
Quadro 11 – Superfícies de rupturas	231
Quadro 12 – Resumo das RNA modeladas para predição da tensão cisalhante dos RSU aterrados.....	275
Quadro 13 – Resumo das RNA modeladas para predição do intercepto coesivo dos RSU aterrados.....	278
Quadro 14 – Resumo das RNA modeladas para predição do ângulo de atrito dos RSU aterrados.....	281
Quadro 15 – Resumo das RNA modeladas para predição do intercepto coesivo e do ângulo de atrito de forma simultânea dos RSU aterrados	284
Quadro 16 – Desempenho das RNA com uma saída.....	287
Quadro 17 – Desempenho da RNA com duas saídas	290

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	21
1.2 Objetivos.....	23
1.2.1 Objetivo Geral.....	23
1.2.2 Objetivos específicos	23
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	24
2.1 Características dos resíduos sólidos urbanos depositados em aterros	24
2.1.1 Degradação dos resíduos sólidos urbanos em aterros sanitários	25
2.1.2 Características físico-químicas dos resíduos sólidos urbanos	26
2.1.2.1 Composição Gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos	26
2.1.2.2 Tamanhos das partículas dos resíduos sólidos urbanos.....	28
2.1.2.3 Peso específico dos resíduos sólidos urbanos.....	30
2.1.2.4 Umidade dos resíduos sólidos urbanos.....	32
2.1.2.5 pH dos resíduos sólidos urbanos	33
2.1.2.6 Teor de Sólidos Voláteis dos resíduos sólidos urbanos.....	33
2.1.2.7 Demanda Química de Oxigênio (DQO) dos resíduos sólidos urbanos	34
2.1.2.8 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) dos resíduos sólidos urbanos.....	35
2.1.3 Características geotécnicas dos resíduos sólidos urbanos	35
2.1.3.1 Compactação dos resíduos sólidos urbanos.....	35
2.1.3.2 Permeabilidade à água dos resíduos sólidos urbanos	37
2.1.3.3 Compressibilidade dos resíduos sólidos urbanos	38
2.1.3.4 Resistência ao cisalhamento dos resíduos sólidos urbanos	39
2.2 Mecanismo de monitoramento de aterros sanitários	43
2.2.1 Monitoramento da fase sólida.....	45
2.2.1.1 Deslocamentos horizontais e verticais.....	45
2.2.2 Monitoramento da fase líquida	47

2.2.2.1 Níveis piezométricos	47
2.2.2.2 Vazão de lixiviado	51
2.3 Modelagem constitutiva e não constitutiva da resistência ao cisalhamento dos resíduos sólidos urbanos	51
2.3.1 Modelagem constitutiva.....	53
2.3.1.1 Estatística descritiva	54
2.3.1.2 Planejamento fatorial.....	55
2.3.2 Modelagem não constitutiva.....	58
2.3.2.1 Avaliação do desempenho de redes neurais artificiais	63
2.4 Estabilidade de Taludes de Aterros Sanitários	64
2.4.1 Rupturas de Taludes de Aterros Sanitários.....	69
3. METODOLOGIA.....	71
3.1 Campo experimental.....	73
3.2 Coleta e caracterização dos resíduos	78
3.2.1 Coleta de resíduos recém aterrados (0 ano)	78
3.2.2 Coleta de resíduos com 1 e 2 anos de aterrados	84
3.2.3 Caracterização físico-química dos resíduos sólidos urbanos.....	87
3.2.3.1 Composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos	88
3.2.3.2 Tamanho das partículas dos resíduos sólidos urbanos	91
3.2.3.3 Peso específico dos resíduos sólidos urbanos.....	93
3.2.3.4 Umidade dos resíduos sólidos urbanos.....	96
3.2.4 Caracterização geotécnicas dos resíduos sólidos urbanos	97
3.2.4.1 Compactação dos resíduos sólidos urbanos.....	97
3.2.4.2 Permeabilidade à água dos resíduos sólidos urbanos	98
3.3 Instrumentação e monitoramento do Aterro Sanitário	105
3.3.1 Monitoramento das condições meteorológicas.....	106
3.3.2 Monitoramento da fase sólida.....	107

3.3.3 Monitoramento da fase líquida	109
3.3.3.1 Níveis piezométricos	109
3.3.3.2 Vazão de líquidos	112
3.4 Modelagem constitutiva e não constitutiva dos parâmetros de resistência ao cisalhamento dos resíduos sólidos	113
3.4.1 Modelagem constitutiva da resistência ao cisalhamento dos resíduos sólidos	115
3.4.2 Modelagem não constitutiva da resistência ao cisalhamento dos resíduos sólidos ..	116
3.5 Análise da estabilidade de taludes do Aterro Sanitário localizado em Campina Grande	119
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	124
4.1 Características físico-químicas dos resíduos sólidos urbanos depositados no Aterro Sanitário em Campina Grande	124
4.1.1 Composição gravimétrica	124
4.1.2 Tamanho das partículas	128
4.1.3 Peso específico dos resíduos sólidos	131
4.1.4 Umidade	132
4.1.5 pH	134
4.1.6 Teor de sólidos voláteis	135
4.1.7 Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	137
4.2 Características geotécnicas dos resíduos sólidos urbanos	139
4.2.1 Compactação dos resíduos sólidos urbanos	139
4.2.2 Permeabilidade à água dos resíduos sólidos urbanos	142
4.2.3 Resistência ao cisalhamento	150
4.3 Monitoramento do Aterro Sanitário	157
4.3.1 Monitoramento das condições meteorológicas	157
4.3.2 Monitoramento da fase sólida	162

4.3.3 Monitoramento da fase líquida	170
4.4 Modelagem constitutiva e não constitutiva	178
4.4.1 Modelagem constitutiva (respostas do planejamento experimental).....	178
4.4.1.1 Determinação das envoltórias de ruptura	193
4.4.2 Modelagem não constitutiva (redes neurais artificiais)	206
4.5 Análise da estabilidade de taludes do Aterro Sanitário localizado em Campina Grande	224
5. CONCLUSÕES	234
REFERÊNCIAS	236
APÊNDICE A	267
APÊNDICE B.....	269
APÊNDICE C.....	270
APÊNDICE D	273
APÊNDICE E.....	275
ANEXO I.....	293

1. INTRODUÇÃO

A preocupação com o estudo do comportamento de aterros sanitários, quanto a estabilidade de taludes tem crescido nas últimas décadas, como resultado da ocorrência de rupturas em aterros de todo o mundo. Várias rupturas de aterros de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) têm ocorrido nos últimos anos, dentre as quais se destacam: o Aterro Rumpke, em Ohio (Eid *et al.*, 2000), Aterro Dona Juanna, na Colômbia (Hendron *et al.*, 1999), Aterro Payatas, nas Filipinas (Merry *et al.*, 2005), Aterro em Bandung, Indonésia (Kolsch, 2005) e Aterro Bulbul em Durban, África do Sul (Blight, 2008). No Brasil, o primeiro caso de ruptura de um aterro sanitário aconteceu em 1991, em São Paulo, no Aterro Sanitário Bandeirantes com o deslizamento de 65.000 m² de resíduos (BENVENUTO e CUNHA, 1991). Reddy e Basha (2014), Oliveira *et al.* (2015), Peng *et al.* (2016), Xu *et al.* (2017) e Morgenstern (2018) também relatam rupturas de aterros sanitários com perdas físicas e financeiras.

Há uma grande dificuldade em analisar a estabilidade dos maciços sanitários, uma vez que, ainda não existem teorias e modelos que representem de forma realista o comportamento dos RSU em aterros sanitários. Parte dessa dificuldade se deve aos diversos fatores internos, como características dos resíduos e processos biodegradativos, e externos, como operação do aterro sanitário e condições meteorológicas, que influenciam na dinâmica dos maciços sanitários e que não são considerados para a realização dessa análise. Além desses fatores, os RSU são constituídos por materiais heterogêneos e cada componente trabalha de uma forma diferente e sofrem alterações no decorrer do tempo (NORBERTO *et al.*, 2020).

Alguns esforços têm sido feitos para propor modelos de previsão da resistência ao cisalhamento dos resíduos sólidos urbanos. Porém, os processos de transformação dos resíduos, o que pode alterar o comportamento do maciço ao longo do tempo e, conseqüentemente, a análise da estabilidade dos taludes, são, na maioria das vezes, desconsiderados na determinação da resistência ao cisalhamento. Na literatura nacional e internacional autores como: Stoll (1971); Dixon e Jones, (2005) e Remédio (2014) estudaram apenas os aspectos geomecânicos da estabilidade de aterros sanitários sem levar em consideração os processos de transformação dos resíduos.

Landva e Clark (1986), Faria (2002) e Loureiro (2005) relatam que a estabilidade dos maciços sanitários é influenciada pelos processos biodegradativos dos resíduos, por isso, ao analisar os mecanismos de estabilidade faz-se necessário estabelecer relações entre os aspectos físico-químicos, biológicos e geotécnicos que acontecem durante o processo de degradação dos

resíduos ao longo do tempo. Dessa forma, é possível mitigar o número de rupturas dos maciços, principalmente em um cenário de crescente demanda por construção, ampliação e adequação de disposição final de RSU.

As condições meteorológicas que os resíduos estão submetidos são um dos fatores que também podem afetar a estabilidade dos resíduos depositados em aterros. Altos valores de umidade na massa de resíduos, ocasionados pela precipitação, acarretam aumento de poropressão de líquidos nos maciços sanitários, que reduz a tensão efetiva, resultando em menores valores de resistência ao cisalhamento, e, conseqüentemente, redução da estabilidade.

Em uma revisão detalhada da literatura, Alidoust *et al.* (2021) mostraram que grandes tentativas, em escalas de laboratório e de campo, foram feitas para investigar o comportamento de RSU sob várias condições, mesmo assim, existem limitações na utilização desses parâmetros, pois o comportamento dos RSU pode variar enormemente de local para local. A avaliação das propriedades dos RSU baseada em laboratório é altamente complexa e demorada, o uso de modelos matemáticos ou numéricos para a estimativa das propriedades dinâmicas de RSU pode economizar tempo e custo. Em comparação com os testes de laboratório e de campo, a modelagem preditiva pode oferecer maneiras mais eficientes de estimar as propriedades dos RSU, sendo aplicada a uma gama mais ampla de problemas.

Devido a necessidade de determinar com precisão os parâmetros de resistência ao cisalhamento dos RSU, bem como as dificuldades relacionadas aos testes de campo e de laboratório, considera-se necessária a avaliação de métodos alternativos para determinação desses parâmetros e análise da estabilidade de taludes de aterros sanitários, abordando os aspectos físico-químicos, biológicos e geotécnicos dos RSU, assim como as condições meteorológicas. Quando essas características não são consideradas, o uso dos parâmetros de resistência ao cisalhamento pode ficar inviabilizado, uma vez que, as características dos resíduos são desconhecidas. Por isso, a seleção de parâmetros de resistência ao cisalhamento, apropriados para um aterro sanitário, continua sendo um desafio de projeto de engenharia (ZHAN *et al.*, 2008).

Segundo Alidoust *et al.* (2021), há uma lacuna na aplicabilidade da inteligência artificial às propriedades dinâmicas de RSU. Assim, as tentativas de desenvolver um método confiável para prever os parâmetros de resistência ao cisalhamento dos RSU e aplicá-los em análises de estabilidade de taludes de aterros sanitários, que é o foco deste trabalho, são novas e podem adicionar mais informações sobre o projeto de aterros sanitários.

1.2 Objetivos

1.2.1 Objetivo Geral

Desenvolver modelos da resistência ao cisalhamento de resíduos sólidos urbanos para análises da estabilidade de taludes de aterros sanitários.

1.2.2 Objetivos específicos

- Determinar o comportamento físico-químico e geotécnico de resíduos do Aterro Sanitário localizado no município de Campina Grande – PB.
- Obter os parâmetros de resistência ao cisalhamento por meio de planejamento estatístico abrangendo variações de tensão normal, saturação, idade, peso específico e umidade de moldagem dos resíduos.
- Desenvolver, validar e aplicar modelos de previsão de parâmetros de resistência ao cisalhamento de resíduos sólidos urbanos.
- Realizar análise da estabilidade de taludes do Aterro Sanitário localizado no município de Campina Grande – PB com base em modelos não constitutivos.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Neste capítulo são abordados aspectos relativos à resistência ao cisalhamento dos resíduos e aos fatores que podem influenciar o controle dessa variável. Desta maneira, são englobados conceitos, propriedades, modelos, métodos e estudos relacionados aos RSU e seu comportamento em aterros sanitários. A revisão bibliográfica está dividida em quatro seções: i) características dos RSU; ii) monitoramento de aterros sanitários; iii) modelagem constitutiva e não constitutiva; iv) estabilidade de taludes de aterros sanitários.

2.1 Características dos resíduos sólidos urbanos depositados em aterros

Os resíduos sólidos urbanos são meios multifásicos constituídos pelas fases: sólida, líquida e gasosa. A fase sólida dos resíduos apresenta diversos constituintes, formando um arranjo poroso que pode estar preenchido por gases e/ou lixiviado (REMÉDIO, 2014). No caso de aterros sanitários, segundo Carvalho (1999), inicialmente, tem-se o predomínio da fase sólida, no decorrer do tempo, os processos de biodegradação convertem a fase sólida em líquidos e gases.

A fase gasosa dos resíduos dispostos em aterros sanitários é composta por diversos elementos, alguns presentes em grandes quantidades como o metano (CH_4) e o dióxido de carbono (CO_2), e outros em quantidades menores incluindo amônia (NH_3), hidrogênio (H_2), gás sulfídrico (H_2S), nitrogênio (N_2) e oxigênio (O_2) (TCHOBANOGLOUS, THEISEN e VIGIL, 1993).

A fase líquida dos resíduos depositados em aterros sanitários, ou lixiviado, é proveniente dos líquidos presentes no material, dos processos biodegradativos e de fontes externas, tais como: sistemas de drenagem superficial; precipitação e; recirculação do próprio lixiviado. A NBR 8419 (ABNT, 1996), define lixiviado (chorume) como “líquido, produzido pela decomposição de substâncias contidas nos resíduos sólidos, que tem como características a cor escura, o mau cheiro e a elevada DBO (demanda bioquímica de oxigênio).”

A fase sólida dos resíduos apresenta uma mistura de materiais de diferentes tipos, formas e dimensões, que podem ser classificadas, segundo a E 1-7 GDA (DGGT, 1994), em estáveis inertes, altamente deformáveis e degradáveis. Fucale (2005), Machado, Carvalho e Vilar (2009) e Correia, Jucá e Motta. (2015), classificam a fase sólida em duas categorias: as fibras, como a matriz de reforço, compostas, principalmente, por plásticos e têxteis; e a pasta sólida de

resíduos, representando a matriz básica, composta por todos os outros materiais sólidos não fibrosos e mais susceptíveis à biodegradação.

A Figura 1 resume as informações correspondentes às diferentes propostas da literatura para o diagrama de fases e grupos de componentes dos RSU.

Figura 1 – Diagrama de fases e grupos de componentes dos resíduos sólidos urbanos

Referência	Relação Volumétrica	Relação Gravimétrica	Distinção por Componentes	Grupos de Materiais	Comportamento Mecânico	Modelo Constitutivo
	Zhang et al (2010) Machado et al (2017)	Stoltz et al (2010)	Edjabou et al (2015) Dixon e Langer (2006)	Dixon e Langer (2006)	Dixon e Langer (2006) Chen et al (2009) Abreu e Vilar (2017)	Machado et al (2002, 2008, 2017)
RSU	Sólidos	Resíduos	Plásticos	Sintéticos Moles	Reforço	Fibras
			Têxteis	Sintéticos Duros		
			Borracha	Metais		
			Metais	Incompressíveis		
			Solos/Britas			
			Cerâmicas			
			Vidros	Minerais		
			Madeiras	Madeiras		
			Papéis	Papéis	Compressíveis	
			Alimentares	Orgânicos		
			Jardinagem	Outros		
			Intra-vazios	Líquidos	Particulados	
	Grande Porte					
	Infiltração					
	Inter-vazios	Gases	Lixiviados	Gases	Gases	
Ar						
Degradação						

Notas: Retângulos em mesma posição vertical e hachuras iguais indicam semelhanças entre as categorias de diferentes classificações.

Fonte: Daciolo (2020).

2.1.1 Degradação dos resíduos sólidos urbanos em aterros sanitários

Os aterros sanitários podem ser analisados como verdadeiros e heterogêneos reatores biológicos ou até mesmo como organismos vivos, tendo como principais componentes de entrada e alimentação, os resíduos sólidos e a água, e como principais elementos de saída ou subprodutos, líquidos e biogás (MARQUES, 2001; BORGATTO, 2010).

Geralmente os estudos de biodegradabilidade dos RSU, têm como enfoque principal a geração de gases, pela possibilidade do seu aproveitamento como fonte de energia. Conforme Castilhos JR (2003), há diversos modelos propostos na literatura para demonstrar as diferentes etapas que conduzem à estabilização dos resíduos. Porém, poucos estudos associam o processo de biodegradação à resistência ao cisalhamento dos resíduos sólidos e, conseqüentemente, com a estabilidade de aterros sanitários. As formulações matemáticas para a representação das fases de degradação dos resíduos em aterros sanitários foram desenvolvidas em função da geração dos gases, dentre eles destaca-se o desenvolvido por Tchobanoglous *et al.* (1993).

Simões (2000) descreve de acordo com Chernicharo (1997), o processo de biodegradação em aterros de resíduos sólidos como semelhante ao processo de digestão em reatores anaeróbios para tratamento de águas residuárias. Então, assim como a digestão de efluentes em climas mais quentes é acelerada, a decomposição da matéria orgânica dos RSU nos aterros sanitários em regiões de clima mais quente e úmido será acelerada e a fase metanogênica será alcançada mais rapidamente, muitas vezes, segundo Lo *et al.* (1996), dentro do primeiro ano de funcionamento do aterro.

Por isso, segundo Abreu (2015), a caracterização do estado de decomposição dos resíduos não pode ser realizada exclusivamente com a informação sobre o tempo decorrido entre sua disposição no aterro e o tempo presente, pois, aterros situados em diferentes regiões geográficas, operados de formas diversas, ou que recebem RSU com composição ou umidade inicial variadas, podem apresentar diferenças significativas na evolução dos processos de biodegradação. Por isso, a necessidade de realizar ensaios de caracterização dos resíduos aterrados para que se possa definir quão avançado está o processo de degradação. Desse modo, as características físico-químicas, biológicas e geotécnicas estão intimamente relacionadas em um maciço de RSU, e são determinantes para a evolução da biodegradação dos RSU ao longo do tempo.

2.1.2 Características físico-químicas dos resíduos sólidos urbanos

2.1.2.1 Composição Gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos

A composição gravimétrica consiste na porcentagem em peso dos componentes dos RSU em relação à amostra total. Esta composição pode variar em função do nível educacional, hábitos, atividade econômica, clima e nível de desenvolvimento da região (BOSCOV, 2008).

No Brasil, segundo o Plano Nacional de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2012), 51,4% dos resíduos coletados consiste em matéria orgânica putrescível. Este percentual pode estar associado ao grau de desenvolvimento da região, ou seja, quanto mais elevado for esse valor, menor será o nível de desenvolvimento. A Tabela 1 apresenta valores obtidos na literatura técnica para a ocorrência dos principais componentes dos RSU do Brasil, informados por meio da sua porcentagem em peso.

Tabela 1 – Estimativa da composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos coletados no Brasil em 2008

Materiais	Composição (%)	Quantidade (t/d)
Metais	2,9	5.293,50
Papel, papelão e tetrapak	13,1	23.997,40
Plásticos	13,5	24.847,90
Vidro	2,4	4.388,60
Matéria orgânica putrescível	51,4	94.335,10
Outros	16,7	30.618,90
Total	100	183.481,50

Fonte: Adaptado de Brasil (2012).

A composição gravimétrica dos RSU vai se alterando com o passar dos anos, após o aterramento. No geral, ocorre a diminuição no tamanho das partículas, mudança na forma dos materiais compressíveis e decomposição dos materiais biodegradáveis (ABREU, 2015).

Dixon e Langer (2006) estudaram o potencial de biodegradação dos vários componentes de RSU e concluíram que a madeira, couro, matéria orgânica, papéis e papelão apresentam potencial de biodegradação superior a 75% de seu peso seco, enquanto, plásticos flexíveis apresentam apenas 23% e plásticos rígidos, metais e substâncias minerais possuem baixo potencial de biodegradabilidade. Conforme Abreu (2015), a porcentagem de materiais biodegradáveis tende a diminuir ao longo do tempo, enquanto, a porcentagem dos materiais pouco ou não biodegradáveis aumenta em relação a massa total existente. Desta forma, a composição gravimétrica dos RSU pode ser um indicativo do estágio de biodegradação ou da idade de aterramento dos resíduos.

Os constituintes dos RSU influenciam a dinâmica dos aterros sanitários, quanto maior for o percentual de determinado material, mais semelhante serão as características do maciço a

este componente. Segundo Zekkos *et al.* (2006) e Zekkos *et al.* (2010), a quantidade de matéria orgânica, que corresponde ao maior percentual em massa dos resíduos, influencia principalmente a estabilidade, os recalques, a umidade e a geração de gás e lixiviado de aterros sanitários.

De modo geral, resíduos com um maior percentual de matéria orgânica apresentam maior compressibilidade e menor resistência ao cisalhamento que resíduos com baixo percentual desse componente (ZEKKOS *et al.*, 2006). Logo, quanto maior for o percentual de matéria orgânica, mais susceptíveis estarão os aterros sanitários à ocorrência de rupturas e menor será o fator de segurança dos taludes.

2.1.2.2 Tamanhos das partículas dos resíduos sólidos urbanos

A determinação dos tamanhos das partículas dos RSU é comumente realizada utilizando-se a análise granulométrica clássica da mecânica dos solos, devido à falta de um método padronizado para os resíduos sólidos urbanos (SOARES, 2011 e ANDRADES, 2018).

A investigação granulométrica é relevante para o entendimento do comportamento do maciço, uma vez que, o movimento das partículas do material, assim como a velocidade de degradação dos resíduos dependem da granulometria, ambos os aspectos influenciam diretamente a resistência ao cisalhamento dos RSU e contribuem para a estabilidade dos maciços sanitários.

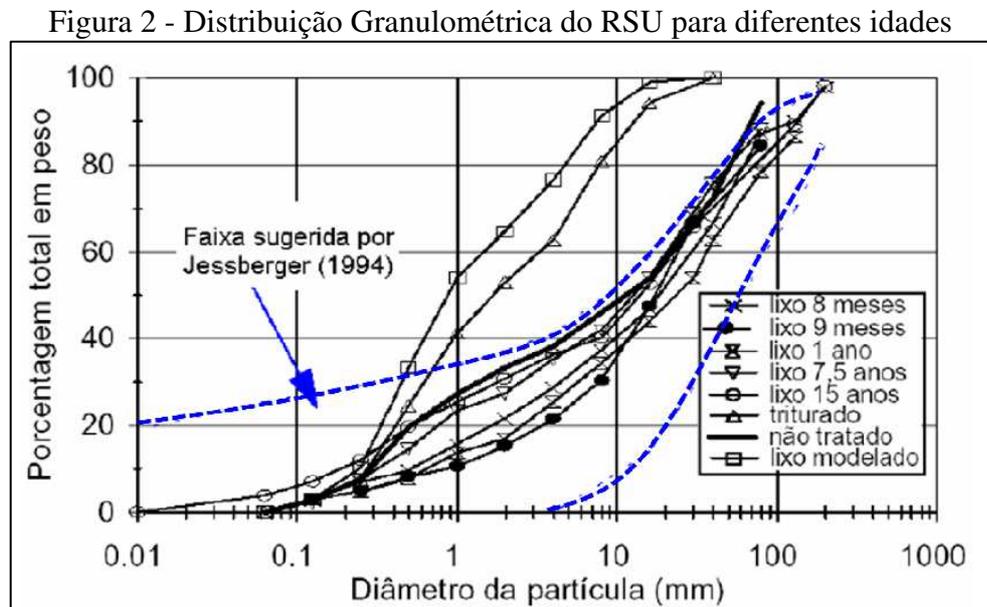
De acordo com Bidone e Povinelli (1999), Borba (2006), Melo *et al.* (2016), existe uma relação inversamente proporcional entre a superfície exposta dos resíduos e o seu tamanho. Desta forma, observa-se um aumento na velocidade de degradação e um incremento nos recalques quando o maciço sanitário é composto por resíduos menores, devido ao aumento da área superficial de contato.

Segundo Knochenmus *et al.* (1998), o tamanho típico dos constituintes dos resíduos pode variar entre partículas com dimensões de pedregulhos a até partículas com dimensões inferiores a 0,075 mm. Defra (2004) classifica como constituintes grossos, o somatório das frações dos resíduos retidos até a peneira com diâmetro de 20 mm de abertura e finos os resíduos passantes nesta abertura.

A distribuição granulométrica dos resíduos varia com a sua idade, passando de material granular a fino e pastoso ao longo do tempo. A biodegradação do material putrescível contribui para o aumento da fração de finos, logo os maciços sanitários constituídos com alto teor de

finos apresentarão grandes recalques, resultantes tanto dos processos mecânicos quanto biodegradativos (KNOCHENMUS *et al.*, 1998; DIXON e JONES, 2005; BOSCOV, 2008).

A Figura 2 mostra as curvas do tamanho das partículas para RSU com diferentes idades e a faixa de variação típica da granulometria de RSU sugerida por Jessberger (1994). A grande faixa de variação da distribuição do tamanho das partículas é o resultado da composição randômica ou heterogênea dos resíduos, assim como dos processos biodegradativos que ocorrem ao longo do tempo. Esta variação da distribuição granulométrica dos RSU ao longo do tempo pode também ser observada nos estudos desenvolvidos por Carvalho (1999), Zhan *et al.* (2008), Gomes e Lopes (2012), Abreu (2015), Araújo Neto (2016).



De acordo com Von Blottnitz *et al.* (2002) o tamanho das partículas pode ser facilmente definido quando as partículas têm formas regulares e o grande obstáculo para uso generalizado da caracterização granulométrica dos resíduos é a forma irregular das partículas. Schreier e Tomas (1998) destacam que resíduos sólidos não se movem ao longo da superfície da peneira, como planejado, devido a sua morfologia.

Segundo Farias (2014) é preciso muita cautela para entender e comparar as características granulométricas dos resíduos com a literatura existente, primeiramente devido a heterogeneidade dos resíduos, cujas características se alteram com o tempo, e de lugar para lugar e, principalmente, porque não há uma padronização da metodologia empregada para a realização do ensaio.

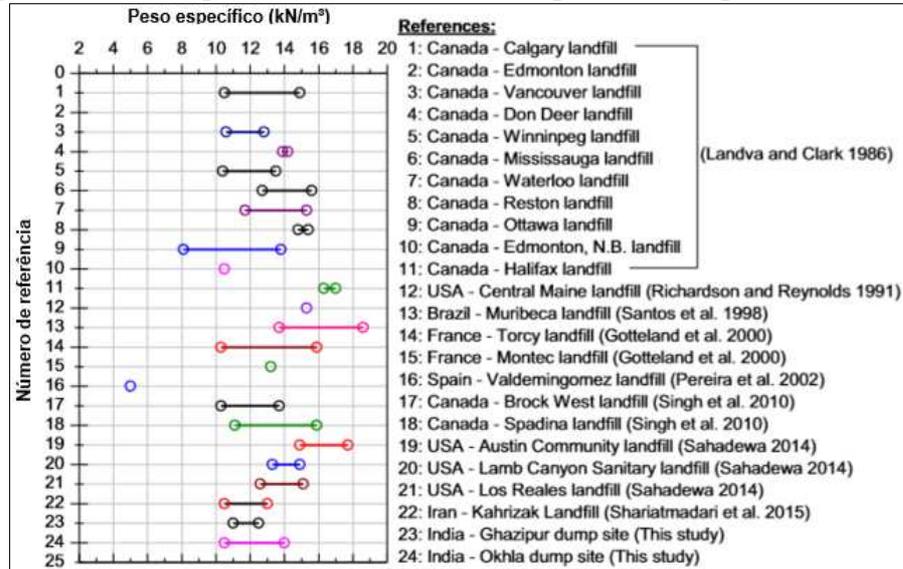
2.1.2.3 *Peso específico dos resíduos sólidos urbanos*

O peso específico dos RSU influencia diretamente a resistência ao cisalhamento e a vida útil de um aterro (HANSON *et al.*, 2010), além de ser uma ferramenta de caracterização quantitativa dos RSU gerados por uma determinada população (AYUBA *et al.*, 2013). Este parâmetro pode ser usado na obtenção de outras características físicas do RSU, tais como índice de vazios, porosidade e grau de saturação, além de ser variáveis importantes em estudos da estabilidade de taludes de aterros sanitários (HETTIARACHCHI *et al.*, 2007; REDDY *et al.*, 2011; BAREITHER *et al.*, 2012).

O peso específico dos RSU depositados em aterros sanitários é geralmente calculado por meio de ensaios que envolvem a escavação de valas ou furos com a pesagem dos RSU retirados. O cálculo do volume é realizado por meio de substituição por água ou outros materiais, conforme já realizado por Santos *et al.* (1998), Silveira (2004) Abreu (2015), Shariatmadari, Sadeghpour e Mokhtari (2015) e Ramaiah, Ramana e Datta (2017).

A técnica de escavação *in situ* em grandes volumes é, segundo Zekkos *et al.* (2006) o método mais confiável para avaliar o peso específico em aterros sanitários, pois envolve maiores dimensões de materiais, minimizando erros de alteração dos componentes, garantindo representatividade. Pela dificuldade na realização desse tipo de procedimento, maior parte dos estudos é realizada próximo à superfície dos aterros, o que faz com que os resultados sejam variados, como pode ser visto na Figura 3.

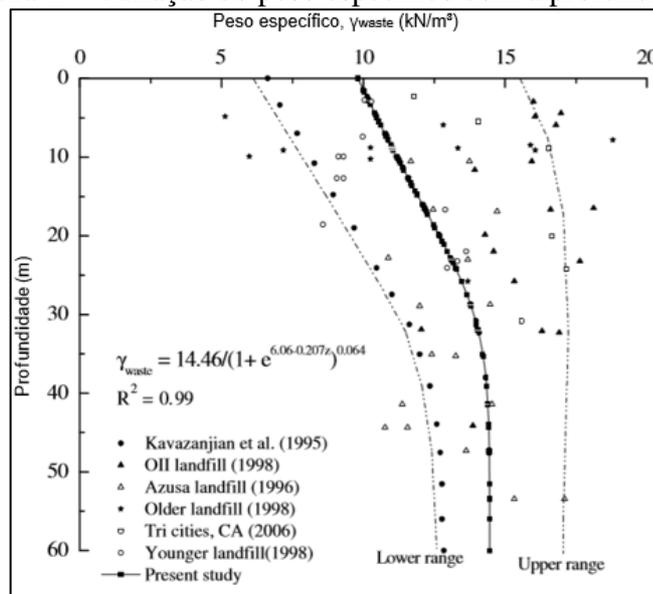
Figura 3 – Peso específico de RSU coletados próximo à superfície de aterros



Fonte: Ramaiah, Ramana e Datta (2017).

Choudhury e Savoikar (2009) propuseram equações empíricas, calculadas a partir da coleta de dados em aterros sanitários, gerando curvas limites conforme ilustrado na Figura 4. Para os autores, o peso específico médio dos resíduos na superfície dos aterros sanitários é 10 kN/m³ e este valor aumenta conforme a profundidade de aterramento.

Figura 4 – Variação do peso específico com a profundidade



Fonte: Choudhury e Savoikar (2009).

Quando analisada a variação do peso específico dos RSU em função da idade de aterramento, Bareither, Benson e Edil (2012) relataram que o peso específico aumenta linearmente com níveis mais altos de decomposição, ou seja, resíduos mais velhos possuem maior peso específico. Duraisamy, Huat e Aziz (2007) também relataram uma série de equações formuladas por outros pesquisadores que mostram uma correlação linear do aumento do peso específico em função da diminuição do conteúdo orgânico (avanço da biodegradação).

2.1.2.4 Umidade dos resíduos sólidos urbanos

A presença de água é fundamental para o desenvolvimento do processo de biodegradação dos resíduos e, conseqüentemente, para a geração de lixiviado e biogás que influenciam a estabilidade dos taludes de aterros sanitários (REMÉDIO, 2014). Altos valores de umidade acarretam aumento de poropressão nos maciços sanitários, que reduzem a tensão efetiva, resultando em menores valores de resistência ao cisalhamento (MARTINS, 2006).

Segundo Boscov (2008) e Andrades (2018), a umidade é um parâmetro difícil de ser determinado, pois seus diversos componentes possuem diferentes teores de água. A distribuição da umidade no maciço sanitário é muito heterogênea e não existe ensaio normatizado específico para determinação da umidade dos RSU.

Por meio da umidade dos resíduos no maciço sanitário pode-se analisar se as condições do meio são favoráveis ou não à biodegradação. A umidade ótima para a degradação de compostos orgânicos, varia entre 50 e 60% (TIQUIA *et al.*, 1998; RODRIGUES *et al.*, 2006). Richard *et al.* (2019) afirmam que materiais com 30% de umidade inibem a atividade microbiana, sendo que, um meio com umidade acima de 65% proporciona uma decomposição lenta.

Para a operação de aterros como biorreatores, a umidade deve ser mantida acima da capacidade de campo dos RSU (WARITH e SHARMA, 1998; IMHOFF *et al.*, 2007). Rocha e Azevedo (2008) determinaram a capacidade de campo para RSU novos (não aterrados) e antigos (10 a 15 anos de aterramento), indicando que os teores variam de 59 a 65% (base seca) para os resíduos novos e de 29 a 33% para os resíduos antigos.

2.1.2.5 pH dos resíduos sólidos urbanos

O pH é um importante parâmetro de acompanhamento do processo de decomposição dos resíduos sólidos urbanos, indicando a evolução da degradação dos resíduos. Na digestão anaeróbia de RSU em aterros sanitários observam-se duas etapas sucessivas: a primeira se caracteriza por diminuição do pH para valores próximos de 5,0. Segundo Pohland e Harper (1985), a redução do pH na fase inicial do processo de degradação ocorre devido a produção de ácidos voláteis pelas bactérias hidrolíticas fermentativas. Na segunda etapa, com o avanço do processo de biodegradação dos resíduos, os valores de pH vão se elevando em função do consumo dos ácidos voláteis pelas bactérias metanogênicas e pela maior produção de CO₂, característica desta fase (RIBEIRO, 2012).

As variações do pH podem influenciar o processo de digestão anaeróbia, seja por sua inibição ou aceleração e, conseqüentemente, afetar a estabilidade dos taludes de aterros sanitários. Conforme Wang *et al.* (2009), o pH de 6,9 a 7,1 (neutro) é o ideal para o crescimento de bactérias metanotróficas. Ainda segundo os mesmos autores, valores de pH inferiores a 5,8 ou superiores a 8,8 inibem a produção de metano.

Para Abreu (2015), os procedimentos adotados para a determinação do pH dos resíduos são variados, principalmente com relação à forma como é realizada a solubilização dos componentes do RSU para obtenção da solução aquosa para realização do ensaio. Em outros casos ocorre a determinação do pH do lixiviado gerado pela massa de resíduos. Apesar das divergências quanto ao método empregado na determinação, praticamente todas as pesquisas que visam a caracterização do estado de degradação dos resíduos realizam a determinação do pH do meio.

2.1.2.6 Teor de Sólidos Voláteis dos resíduos sólidos urbanos

O teor de sólidos voláteis é geralmente usado como estimativa de sólidos orgânicos, embora alguns sais minerais (cloretos, nitratos e carbonatos) sejam perdidos durante a calcinação. Knochenmus *et al.* (1998) considera o teor de sólidos voláteis um parâmetro de grande importância para o acompanhamento das alterações de propriedades químicas, biológicas, físicas e geotécnicas da massa de resíduos.

Segundo Monteiro (2003), altos teores de sólidos voláteis indicam a presença de muita matéria orgânica a ser degradada e baixos valores indicam que a matéria orgânica já passou por

um processo acentuado de degradação. Entretanto, deve-se ter cuidado com o uso desse parâmetro para analisar a biodegradabilidade dos resíduos, pois alguns materiais inorgânicos apresentam elevado teor de sólidos voláteis e são classificados como moderada a lentamente biodegradáveis, e não rapidamente degradáveis como os têxteis que possuem um teor de sólidos voláteis de 98%, os plásticos com 87% de sólidos voláteis, a borracha e couro com 74% de sólidos voláteis e o papel e papelão com 81% de sólidos voláteis (SILVA e MOTA, 2019)

Em estudos realizados por Alves (2008) o teor de sólidos voláteis em resíduos antigos foi de, no mínimo, 5%. Maciel (2003) encontrou um teor de sólidos voláteis de 8% para resíduos com mais de oito anos de aterramento. Alcântara (2007) determinou o teor de sólidos voláteis de resíduos depositados em lisímetros e verificou que os resíduos frescos possuíam cerca de 70% de sólidos voláteis, enquanto, os resíduos submetidos a um ano de degradação possuíam, aproximadamente, 35% de teor de sólidos voláteis. Para Kelly (2002) resíduos contendo um teor de sólidos voláteis menor que 10% correspondem a um material já estabilizado.

Machado *et al.* (2014) atribuíram parcialmente a diferença dos parâmetros de resistência obtidos em sua pesquisa em relação a outros valores da literatura à umidade elevada dos RSU brasileiros, associada à fração orgânica (teor de sólidos voláteis), que é maior do que a encontrada nos RSU de países mais desenvolvidos.

2.1.2.7 Demanda Química de Oxigênio (DQO) dos resíduos sólidos urbanos

A variação da DQO em relação ao tempo de aterramento é função da atividade microbiana específica. Na verdade, a matéria orgânica presente nos resíduos é oxidada por ação enzimática microbiana. Assim, medir o comportamento da DQO ao longo do tempo, significa aferir, indiretamente, a atividade microbiana (MELO, 2011).

Altos valores de DQO caracterizam resíduos fresco, que ainda se encontra na fase ácida, e baixos valores de DQO caracterizam resíduos que já se encontra na fase metanogênica (EHRIG, 1983). Conforme Andrade (2014), os valores citados como típicos para o lixiviado de aterros sanitários na fase acidogênica são DQO entre 6.000 e 60.000 mg de O₂/l. Já na fase metanogênica estes valores são entre 500 e 4.500 mg de O₂/l.

2.1.2.8 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) dos resíduos sólidos urbanos

A análise da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), segundo Lima (2004), pode ser definida como a quantidade de oxigênio requerida durante o processo de estabilização da matéria orgânica pela ação de microrganismos. De modo geral, a DBO de resíduos aterrados tende a reduzir ao longo do tempo de disposição (ZIYANG *et al.*, 2009).

Conforme Andrade (2014), os valores da DBO estão razoavelmente bem estabelecidos para o lixiviado, mas para RSU há divergências em relação ao procedimento adotado para a obtenção de extratos líquidos e em relação a que parcela da amostra adotar para a realização dos ensaios. Mozer *et al.* (2019) sugerem adotar a relação DBO/DQO como indicador do estado de degradação dos resíduos. De modo geral, quanto maior a razão entre a DBO e a DQO, maior será o potencial de biodegradação dos resíduos aterrados e, conseqüentemente, mais susceptível o maciço estará à ocorrência de movimentos de massa.

2.1.3 Características geotécnicas dos resíduos sólidos urbanos

2.1.3.1 Compactação dos resíduos sólidos urbanos

A compactação dos RSU é um processo manual ou mecânico que visa a redução do índice de vazios ou aumento do peso específico seco do material, proporcionando uma redução de volume, aumento da resistência e, conseqüentemente, da estabilidade. Esse processo depende de fatores como composição dos resíduos, espessura da camada de resíduo a ser compactado, o tipo, peso e velocidade dos equipamentos empregados na compactação, umidade dos resíduos, inclinação do plano de compactação e número de passadas executadas pelo equipamento compactador (BOSCOV e ABREU, 2000).

Durante a operacionalização de um aterro sanitário, as camadas sobrepostas de resíduos e o processo de decomposição da matéria orgânica acabam por promover uma redução volumétrica do aterro e alteram o seu comportamento geotécnico, principalmente, em relação à sua estabilidade e aos possíveis recalques. Portanto, uma boa compactação garante, também, aos maciços de um aterro sanitário, condições estruturais e de estabilidade (CATAPRETA *et al.*, 2003).

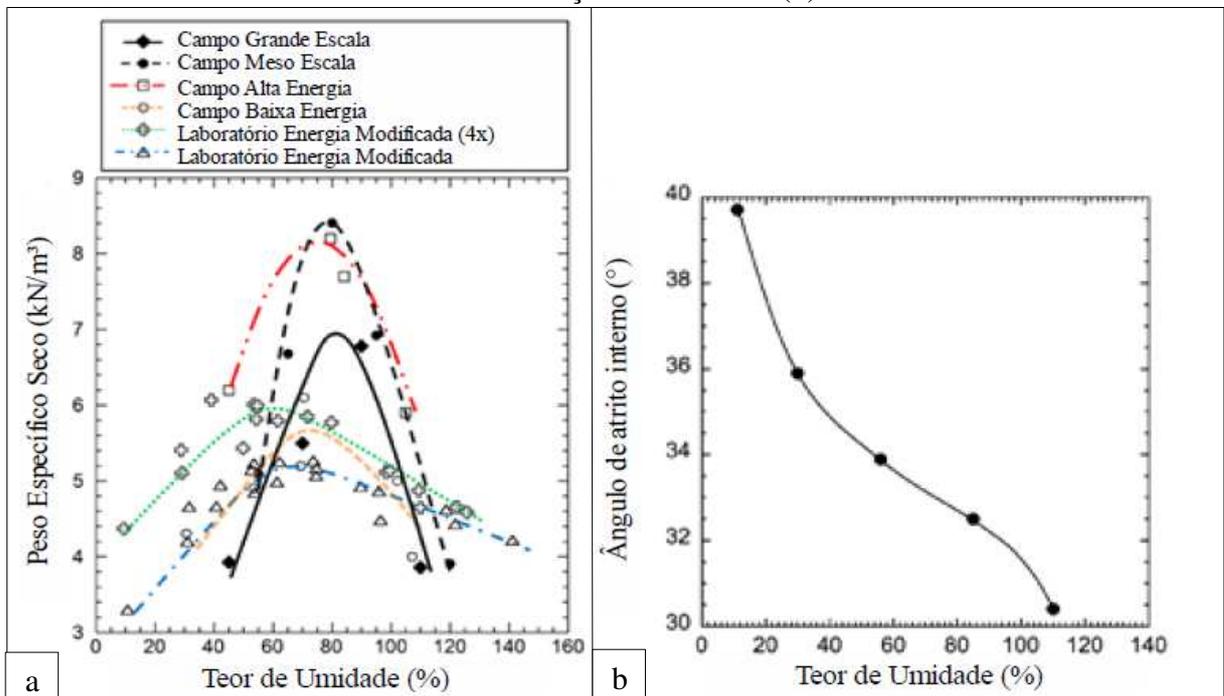
Caracterizam-se como vantagens de uma boa compactação: aumento da vida útil dos aterros sanitários, redução da migração descontrolada de gases e lixiviados, diminuição da

vazão de líquidos lixiviados, aumento da estabilidade do maciço de resíduos, a possibilidade de tráfego imediato de veículos sobre o maciço e melhorias no aspecto estético da massa de resíduos aterrada.

Gomes *et al.* (1997) relatam que o peso específico médio dos resíduos soltos varia entre 1,0 e 3,0 KN/m³ e que após serem compactados pode variar de 7,0 a 9,0 KN/m³. Para Fassett *et al.* (1994) os valores de massa específica variam de 0,30 até 0,92 Kg/m³ por camada que tenha recebido uma pequena compactação, 0,51 a 0,81 Kg/m³ para compactação moderada, e 0,91 a 1,07 Kg/m³ para camada com boa compactação.

Cox *et al.* (2015) realizaram ensaios de compactação de meso e grande escala, observando a variabilidade dos parâmetros de compactação das amostras (Figura 5). Os autores constataram que a variação no teor de umidade de 11 a 110% acarretou uma alteração do ângulo de atrito de 40 para 30°, uma vez que, a exposição à umidade altera a absorção de água pelos componentes e aumenta a quantidade de líquido nos vazios internos e nos vazios intercomponentes (DIXON e JONES, 2005).

Figura 5 – Curva de compactação de resíduos sólidos urbanos (a) e variabilidade do ângulo de atrito em função da umidade (b)



Fonte: Cox *et al.* (2015).

Segundo Fakher (2006) existem dificuldades em estudar a compactação de resíduos. Além de não existir um procedimento padronizado, os resíduos são bastante heterogêneos. Por

isso, conforme Catapreta (2008), deve-se analisar os resultados do ensaio de compactação com determinada cautela, pois os resíduos sólidos podem ser altamente compactados e seu peso específico ser aumentado em até 30%.

2.1.3.2 Permeabilidade à água dos resíduos sólidos urbanos

Os resíduos sólidos constituem um meio poroso que permite um fluido percorrer entre suas partículas com maior ou menor velocidade, o qual podem drenar os líquidos provenientes de precipitações pluviométricas bem como aqueles gerados durante o processo de biodegradação.

A condutividade hidráulica ou coeficiente de permeabilidade (k) dos RSU é importante para a concepção e o dimensionamento dos sistemas de drenagem interno de lixiviado e biogás nos aterros sanitários, na análise de recalques, que está relacionado com a redução do índice de vazios associado à perda de água e gás, e nos estudos de estabilidade, porque a tensão efetiva depende da poropressão (MOTTA, 2011).

Nos RSU o coeficiente de permeabilidade varia da ordem de 10^{-2} m/s a 10^{-11} m/s (ANDRADES, 2018). Os principais fatores que influenciam na variação do coeficiente de permeabilidade em RSU são a composição gravimétrica, o peso específico seco e a idade do resíduo, valendo observar que a permeabilidade horizontal é maior do que a permeabilidade vertical em RSU (BORGATTO, 2006). Manassero *et al*, (1996) sugerem o uso de um coeficiente de permeabilidade de 10^{-5} m/s como uma primeira aproximação.

Baixas permeabilidades respondem pela formação de bolsões de gás e lixiviado, onde se desenvolvem pressões neutras que podem afetar a estabilidade do maciço (BOSCOV, 2008). Boscov e Abreu (2000) afirmaram que provavelmente os resíduos sólidos brasileiros possuem baixos coeficientes de permeabilidade quando comparados com a literatura internacional devido ao alto teor de material putrescível.

2.1.3.3 Compressibilidade dos resíduos sólidos urbanos

Os aterros sanitários caracterizam-se por serem maciços com possibilidade de sofrer recalques consideráveis. Desta maneira, a compressão de maciços sanitários é o resultado dos processos de carregamento e alterações das características e propriedades dos materiais componentes do maciço de RSU, correspondentes à solicitação mecânica imposta por camadas superiores, ravinamento interno, alterações físico-químicas e biodegradação (VAN MEERTEN *et al.*, 1995; EL-FADEL e KHORY 2000).

Sowers (1973), Deutsch *et al.* (1994), e Rao *et al.* (1977) dividem compressão dos RSU em duas fases, compressão primária e secundária. A primeira refere-se a processos mecânicos e a segunda a processos biodegradativos. Porém, estas compressões ocorrem de forma simultânea. Wall e Zeiss (1995) e Swati e Joseph (2007) classificam a compressão em imediata, primária e secundária, onde a compressão imediata corresponde as variações volumétricas que o maciço sanitário sofre em curto intervalo de tempo devido à disposição dos resíduos e operacionalização do aterro. Geralmente é associada com a compactação imediata dos espaços vazios e partículas devido a uma carga sobreposta. Para Melo *et al.* (2016) os recalques de aterros sanitários podem ser definidos como um deslocamento vertical da massa de resíduos, como consequência direta da compressão de RSU, rearranjo de partículas e biodegradação da fração orgânica.

De acordo com Ling *et al.* (1998) as maiores deformações em aterros sanitários ocorrem logo após a disposição dos RSU, as quais tendem a diminuir em função do tempo de aterramento. No entanto, existem registros que indicam que as deformações podem ocorrer por um longo período chegando ao recalque final de 30 a 40% da espessura inicial do aterro.

Segundo Yen e Scanlon (1975), Ling *et al.* (1998) e Bjarngard e Edgers (1990) os resíduos são comprimidos pelo seu peso próprio, sobrecargas e cargas externas, como as induzidas pela compactação, conduzindo para a redução de vazios. Em função da variabilidade do tamanho das partículas que compõem a massa de resíduos, as partículas menores migram para os espaços vazios existentes entre as partículas maiores. Tal fenômeno é chamado de ravinamento, e é provocado pelo arraste das partículas mais finas oriundas da decomposição biológica dos resíduos ou dos materiais utilizados na cobertura diária e final dos aterros e pela vibração provocada pelos equipamentos compactadores (CATAPRETA, 2008).

Segundo Farias (2014) a compressibilidade é a relação independente do tempo entre a variação de volume e a tensão aplicada, esta propriedade, assim como nos solos, é suscetível à

compressão. Porém, quando se refere a maciços sanitários é preciso considerar que as deformações verticais que resultam nos recalques acontecem com características semelhantes ao adensamento, que é o processo dependente do tempo de variação de volume do maciço devido à drenagem dos fluidos pelos vazios dos resíduos.

2.1.3.4 Resistência ao cisalhamento dos resíduos sólidos urbanos

A resistência ao cisalhamento (Equação 1), geralmente determinada por meio do critério de ruptura de Mohr-Coulomb que envolve o intercepto coesivo (c) e ângulo de atrito (φ), é um elemento fundamental na análise de estabilidade de aterros sanitários. Estes parâmetros possibilitam também a determinação da inclinação dos taludes e, conseqüentemente, regulam a capacidade de deposição de resíduos.

$$\tau = c + \sigma * \tan \varphi \quad 1$$

Sendo:

τ = resistência ao cisalhamento (kPa);

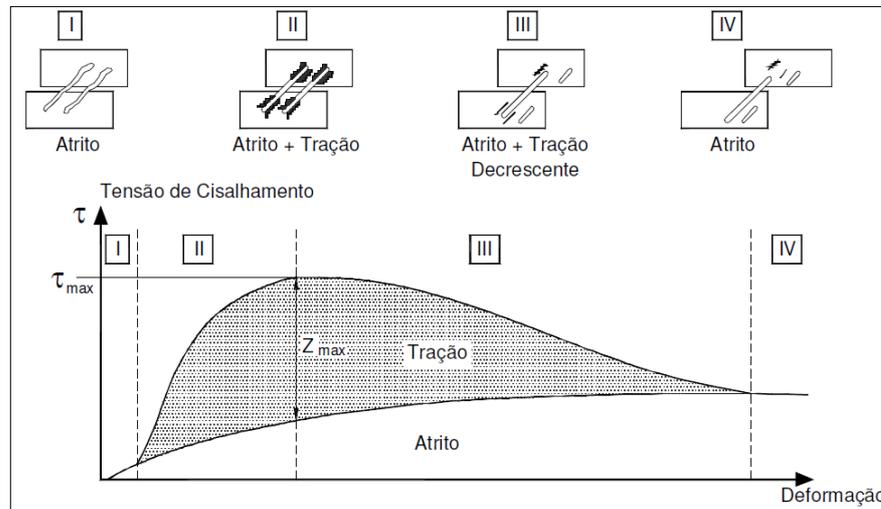
c = intercepto coesivo (kPa);

σ = tensão vertical (kPa);

φ = ângulo de atrito (°).

Segundo KÖLSCH (1993), o comportamento dos aterros sanitários, quanto a resistência ao cisalhamento, se assemelha ao comportamento de aterros de solos com reforços. Dessa forma, os RSU possuem uma matriz mista, constituído por uma matriz básica, compreendida de materiais finos e granulares; e uma matriz de reforço, na qual estão presentes os componentes fibrosos resistentes à tração. A Figura 6 apresenta a interação entre estas parcelas de força, segundo o modelo proposto por KÖLSCH (1993).

Figura 6 - Modelo da contribuição do reforço das fibras a resistência ao cisalhamento dos RSU



Fonte: KÖLSCH (1993).

O modelo de KÖLSCH (1993) demonstra que pequenas deformações (FASE I) ocorre a mobilização das forças de atrito, porém as fibras não se encontram tensionadas no meio da massa de RSU, sendo, toda resistência ao cisalhamento atribuída ao atrito entre os elementos presentes nos RSU. Com o aumento das deformações, as fibras são tracionadas (FASE II) fazendo aumentar a parcela das forças de tração até um valor máximo (Z_{max}) que corresponde à resistência de tração das fibras e/ou a interação com a massa de resíduos. Em seguida, as fibras começam a se romper proporcionando uma redução gradativa da contribuição das forças de tração e, conseqüentemente, a resistência ao cisalhamento começa a decair (FASE III), até que se atinja o ponto a partir do qual a resistência ao cisalhamento do resíduo é resultado apenas das componentes de atrito (FASE IV) (IZZO e NAGALLI, 2013; REMÉDIO, 2014).

Similarmente às outras propriedades dos RSU, a resistência ao cisalhamento também é influenciada por diversos fatores. No que se refere ao material depositado, Andadres (2018) destaca a composição, a idade, a pressão confinante, os detalhes da operação de aterro, a existência de camadas de solo, como a cobertura celular de resíduos, como elementos determinantes para a resistência ao cisalhamento dos resíduos.

Para Fucale (2005), os fatores que afetam os parâmetros de resistência são o teor de matéria orgânica e fibras, a idade e grau de decomposição dos resíduos sólidos, a época em que se construiu o aterro e o esforço de compactação, composição e quantidade de solo de cobertura. Esses fatores tornam a resistência ao cisalhamento específica para cada cenário em estudo.

A resistência ao cisalhamento dos RSU tem sido determinada por meio de retroanálises de rupturas reais, ensaios *in situ* e ensaios de laboratório. Dixon e Jones (2005) relatam que a melhor metodologia para estudar a resistência ao cisalhamento dos resíduos sólidos é realizar uma série de ensaios laboratoriais de grandes dimensões em conjunto com alguns ensaios de campo em grande escala. Bray *et al.* (2009) recomendam, para determinação da resistência ao cisalhamento dos RSU em laboratório, o ensaio de cisalhamento direto.

Comumente, as análises de resistência ao cisalhamento dos resíduos sólidos são realizadas a partir de modelos e métodos estabelecidos para solos (CALLE, 2007). Apesar de usuais, a interpretação dos resultados de tais análises fica sujeita a muitas incertezas, em virtude da dificuldade de definir o modelo de ruptura mais apropriado para o comportamento especial deste material (REMÉDIO, 2014). Na Tabela 2 é apresentado um quadro resumo com diversos parâmetros de resistência.

Tabela 2 – Parâmetro de resistência ao cisalhamento dos RSU

Referências	Coesão (kPa)	Ângulo de Atrito (°)	Método/Ensaio	Comentários
Landva e Clark (1986)	19	42	Cisalhamento direto	RSU antigos
	16	38		RSU antigos
	23	24		RSU recentes triturados
Gabt e Valero (1995)	16,8	34	Triaxial	amostras remoldadas de sondagens
	0 a 27,5	20,5	Cisalhamento direto	
	20	35	Valores sugeridos	
Benson <i>et al.</i> (1996)	24	42	Cisalhamento direto	-
	16 a 30	33 a 59	Cisalhamento direto	RSU degradado
Reddy <i>et al.</i> (2008)	31 a 64	26 a 30	Cisalhamento direto	RSU recentes
	38	16	Triaxial	
	0	39	Ensaio triaxial de grandes dimensões	
Ribeiro (2007)	10	35	Prova de carga	Deformações entre 15% e 20%
	10	28	Prova de carga em talude	Deformações de 17% e $\gamma = 5 \text{ kN/m}^3$
	1	35	Cisalhamento direto	Resíduos recentes
Reddy <i>et al.</i> (2011)	40	28	Cisalhamento direto	Resíduos decompostos
	21	8	Ensaio triaxial	Resíduos recentes
	57	5	Ensaio triaxial	Resíduos decompostos

Fonte: Adaptado de Wong (2009); Silva (2014); Remédio (2014).

Apesar de existirem inúmeros estudos que visam a determinação da coesão e do ângulo de atrito dos resíduos, para Silva (2014), a localização, o tipo de resíduos, o tipo de amostragem

e o tipo de ensaios utilizados conduzem, geralmente, a uma impossibilidade de comparação. Sendo necessário uma investigação sistemática para avaliar a resistência ao cisalhamento dos RSU (WONG, 2009).

Conforme Abreu (2015), a principal dificuldade do ensaio de resistência ao cisalhamento dos RSU é obter correlações específicas que possam traduzir os resultados dos ensaios em parâmetros de resistência aplicáveis a análise de estabilidade de taludes.

Para Keramati *et al.* (2019), depois de avaliar os parâmetros de resistência ao cisalhamento do RSU, é útil apresentar um modelo que pode prever o comportamento tensão-deformação do RSU durante o envelhecimento. Muitos pesquisadores se esforçaram para definir um modelo para prever o comportamento dos RSU nos últimos anos. Desenvolver um modelo parece quase impossível devido às várias composições de RSU, sua porcentagem e transformações ao longo do tempo. No entanto, é possível estabelecer um padrão dentro das características e condições impostas aos resíduos para o desenvolvimento de modelos de previsão úteis para projetar novos aterros em áreas semelhantes às especificadas.

2.2 Mecanismo de monitoramento de aterros sanitários

O monitoramento geoambiental de aterros sanitários deve ocorrer antes, durante e após a sua operação, para garantir a preservação do meio ambiente, a salubridade da população do entorno e a segurança da obra, bem como a estabilidade do maciço e a integridade dos sistemas de drenagem de lixiviados e gases. O sistema deve ser composto de monitoramento ambiental e geotécnico.

O sistema de monitoramento ambiental deve ser realizado de forma a atender aos órgãos de controle ambiental e à legislação vigente. Dentro monitoramento ambiental, as condições meteorológicas e o controle da descarga de lixiviados no sistema de tratamento, são fundamentais para análise da estabilidade de taludes de aterros sanitários. Complementar a estas análises, faz-se necessário compreender o estágio de degradação dos resíduos, seja por amostras sólidos (resíduos), líquidas (lixiviado) ou gasosas (biogás) para avaliar e prever possíveis movimentos de massa.

O sistema de monitoramento geotécnico consiste no acompanhamento dos deslocamentos verticais (recalques) e horizontais, que pode ser realizado por meio de marcos superficiais, placas de recalques e/ou inclinômetros; controle dos níveis de percolado e pressão de gases por meio de piezômetros; controle de vazões drenadas de fluidos (lixiviado e biogás)

por meio de medidores de vazão; e inspeções visuais. Dessa forma é possível garantir a integridade de um aterro sanitário durante sua vida útil e após o seu encerramento.

Não existe nenhuma norma brasileira para a avaliação da estabilidade de maciços sanitários com base na instrumentação de campo. A NBR 11682 (ABNT, 2009) indica modelos, critérios e limites de avaliação para julgamento do comportamento de maciços terrosos com base na instrumentação (BOSCOV, 2008).

Kaimoto, Cepollina e Abreu (1999) propuseram uma metodologia para avaliação da estabilidade dos maciços sanitários com base no monitoramento geotécnico, cujo procedimentos são:

- Estabelecimento de parâmetros iniciais de resistência;
- Desenvolvimento de um modelo de comportamento mecânico, considerando os processos e as etapas operacionais, e a região e distribuição das poropressões;
- Verificação das condições de estabilidade;
- Implantação de instrumentos de medição dos deslocamentos e das poropressões;
- Inserção, iterativa e sequencial, dos dados de monitoramento ao modelo e às análises efetuadas, procedendo-se ao reposicionamento e ajustes necessários;
- Análise conjunta do comportamento teórico e de campo.

A avaliação da estabilidade de maciços sanitários não deve ser feita apenas com base nos resultados fornecidos pela instrumentação e modelos de comportamento. As inspeções visuais devem ser, igualmente, levadas em conta no conjunto das características do aterro sanitário, apoiando-se sobre conhecimentos e experiências adquiridas em outros empreendimentos (CASTRO, 2008).

Para Silva (2014) e Catapreta e Simões (2016), a inspeção visual tem como objetivo avaliar as condições dos sistemas de drenagem de águas pluviais, controle de processos erosivos, ocorrência de trincas nos taludes e detectar alterações significativas ou anomalias na superfície ou no comportamento estrutural do aterro sanitário.

As inspeções visuais devem ser realizadas regularmente, durante o período de operação do aterro sanitário e após o seu encerramento. Deve ser dada importância a este tipo de observação, dado que, no caso de aterros sanitários, 70% das emergências podem ser identificadas visualmente (SILVA, 2014). As anomalias podem materializar-se como abertura de fendas no topo da infra-estrutura, bem como, junto às cristas dos taludes, recalques diferenciais, ressurgências de lixiviados, sistemas de drenagem danificados, presença de vegetação arbórea de grande porte ou escorregamentos do maciço (TAVARES, 2011).

2.2.1 Monitoramento da fase sólida

2.2.1.1 Deslocamentos horizontais e verticais

Os marcos superficiais são estruturas de referência dispostos na superfície do aterro cuja função é indicar deslocamentos ocorridos, tanto os horizontais, como os verticais (CEPOLLINA et al, 2004). São confeccionados com concreto pré-moldado com pino de referência para as medições topográficas, além de receberem uma identificação.

Estes instrumentos são distribuídos sobre as bermas da camada de cobertura final do aterro sanitário, próximos aos taludes. Possibilitando o monitoramento da evolução da movimentação do aterro e, portanto, nortear as ações preventivas que se façam necessárias para se manter o controle do maciço.

Além dos marcos superficiais, são instalados em superfícies indeformáveis, em áreas periféricas ao aterro sanitário, os marcos fixos para observação, por meio de levantamento topográfico, dos deslocamentos verticais e horizontais do maciço sanitário.

Para a análise dos deslocamentos dos maciços sanitários, deve-se considerar um regime dinâmico, uma vez que, a estrutura monitorada estará susceptível a deslocamentos horizontais e verticais. Dessa forma é possível controlar e prever ações corretivas, quando necessário. Neste caso, a frequência das leituras topográficas varia de acordo com o intervalo de velocidades de deslocamentos observadas nos marcos superficiais (ANDRADES, 2018).

Cada intervalo de velocidades é relacionado a um nível de alerta, a uma periodicidade recomendada para as leituras e a critérios de decisão e ações preventivas, conforme Grassi (2005) estabeleceu para o Aterro Sanitário CDR Pedreira, em São Paulo (Tabela 3).

Tabela 3 – Níveis de alerta e critérios de decisão

Nível de alerta	Velocidade de deslocamento horizontal e vertical (mm/dia)	Periodicidade recomendada para as leituras	Critérios de decisão e ações preventivas
1	Menor que 2,5	Semanal	Aceitável
2	Entre 2,5 e 10	Dois dias	Verificação <i>in situ</i> de eventuais problemas
3	Entre 10 e 40	Diária	Verificação <i>in situ</i> e intervenções localizadas
4	Entre 40 e 140	Diária	Paralisação imediata das operações no aterro e intervenções localizadas
5	Maior que 140	Diária	Declaração de estado de alerta, paralisação imediatas operações, acionamento da defesa civil para as providências cabíveis

Fonte: Adaptado de Grassi (2005).

Na Tabela 4 é possível observar os níveis de alerta das velocidades dos deslocamentos de Aterros Sanitários recomendados por Oliveira (1996).

Tabela 4 – Critérios para velocidades de deslocamento para aterros sanitários

Atenção	Alerta	Intervenção
$v \leq 25$ mm/dia	$25 < v \leq 100$ mm/dia	$v > 100$ mm/dia

Fonte: Oliveira (1996).

Rocha *et al.* (2016) propuseram uma redução dos valores que caracterizam os limites de alerta para aterros encerrados, definindo que até um ano após o encerramento do aterro devem ser utilizados os mesmos níveis da fase de operação. Após esse período, a variação máxima aceitável pode ser reduzida para 10 mm/dia. A Tabela 5 apresenta a proposta de redução.

Tabela 5 – Proposta de redução dos limites de alerta para velocidades de deslocamentos verticais e horizontais de marcos superficiais instalados em aterros sanitários encerrados

Atenção	Alerta	Intervenção
$v \leq 25$ mm/dia	$25 < v \leq 100$ mm/dia	$v > 100$ mm/dia

Fonte: Rocha *et al.* (2016).

Conforme Boscov (2008) critérios de velocidades de outros aterros sanitários, deve-se analisar as características intrínseca a cada aterro. Fatores de grande influência são a geometria do aterro, a composição dos resíduos, o clima e os sistemas de drenagem implementados. Geralmente, o estabelecimento de critérios de análise de deslocamento de maciços sanitários ocorre em função do histórico de dados do próprio aterro sanitário. Vale ressaltar que os deslocamentos verticais e horizontais são muito superiores aos dos maciços terrosos, sem por isso indicar instabilidade; variam significativamente com o tempo, o carregamento, a espessura e o grau de compactação.

2.2.2 Monitoramento da fase líquida

As principais rupturas de aterros sanitários, envolvendo grandes volumes de resíduos, estão associadas ao alto grau de saturação do maciço sanitário, decorrente da combinação de chuvas fortes com sistemas de drenagem ineficientes ou inexistentes.

Segundo Boscov (2008), o monitoramento do sistema de drenagem geralmente é feito de forma indireta, por meio das análises das pressões neutras de líquidos na massa de resíduos (medidas a partir de piezômetros) e de sua vazão, que é medida no ponto de descarga do tubo coletor do reservatório.

2.2.2.1 Níveis piezométricos

Os piezômetros constituem instrumentos que permitem avaliar as pressões internas do maciço devido a presença de gases e lixiviado, subsidiando a avaliação da estabilidade do maciço sanitário (COELHO, 2005).

A medição das pressões intersticiais serve diversos propósitos: permite determinar a velocidade a que o aterro pode ser construído com segurança; constitui uma informação vital para a avaliação da estabilidade de taludes e o projeto e execução de estruturas de suporte; e é importante para o monitoramento dos sistemas de drenagem. Os valores das pressões intersticiais podem ser monitorizados com piezômetros hidráulicos, elétricos e pneumáticos (SILVA, 2014).

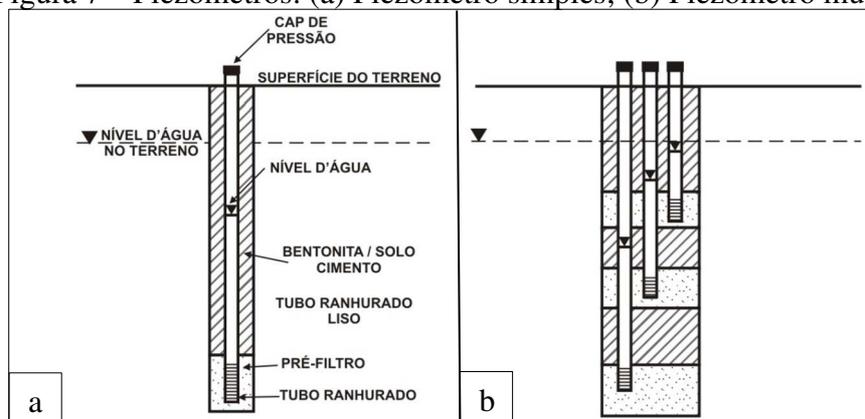
Nos aterros sanitários, podem ocorrer presença de líquidos e gases em diversos níveis de profundidade, em razão geomorfologia das Células. As poropressões de líquidos e gases, em

uma Célula, independentem das Células adjacentes, dada a separação pela cobertura intermediária. A hipótese de variação linear da poropressão de líquidos e gases com a profundidade, geralmente utilizada nas análises de estabilidade, não representa de forma adequada a distribuição das pressões geradas pelos líquidos e gases dentro de um maciço sanitário. A interpretação das leituras dos piezômetros é bastante complexa. Não raramente, bolsões de gás aprisionados nas Células drenam para a atmosfera pelo tubo do piezômetro durante a medição, fazendo o lixiviado jorrar e inviabilizar, portanto, a leitura (BOSCOV, 2008).

Oliveira (2002) recomenda que as leituras piezométricas sejam realizadas em situações normais de operação, em períodos de 15 a 30 dias. Andrades (2018), sugere que as medições sejam realizadas nos mesmos períodos estabelecidos para os marcos superficiais, uma vez que estes dois instrumentos estão intimamente ligados no que se refere a estabilidade dos taludes.

Conforme Boscov (2008) e Castro (2008), é possível medir a poropressão de líquidos e gases em diferentes níveis de profundidade, quando há um extrato impermeável, com um conjunto de piezômetros do tipo multinível, conforme ilustra Figura 7.

Figura 7 – Piezômetros: (a) Piezômetro simples; (b) Piezômetro multinível



Fonte: Parsons (1981).

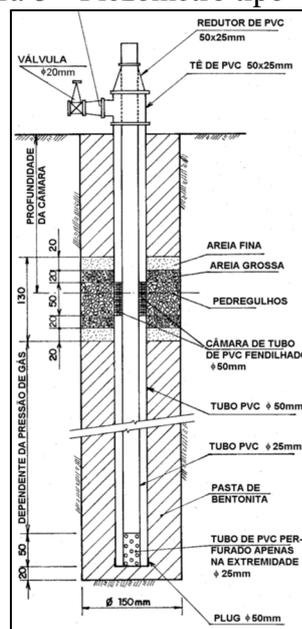
Vários tipos de piezômetros são utilizados na obtenção de poropressão, sendo o mais utilizado, pela sua simplicidade e baixo custo, o piezômetro *standpipe* (piezômetro de Casagrande). No entanto, segundo Val e Neto (1994), este tipo de piezômetro não é indicado para o uso em aterros sanitários. Pois, podem apresentar problemas de operação em decorrência da presença de gás, que gera borbulhamento e/ou elevação do volume de líquidos percolados, comprometendo as medidas do nível piezométrico (CEPOLLINA *et al.*, 2004).

Dunnicliff *et al.* (2012) afirmam que, para medidas de pressão de água em solos orgânicos, se o diâmetro do tubo é menor que 8 mm, bolhas de gás podem ficar aprisionadas no interior do tubo elevando o nível de água. Pata Strauss (1998), esse diâmetro limite varia com a viscosidade do líquido. No entanto, o problema pode ser evitado se for utilizado um piezômetro de tubo aberto com o diâmetro que não permita a elevação de líquidos e com uma pedra porosa de alta pressão de borbulhamento.

Porém em aterros sanitário, os gases gerados podem ter influência considerável na instabilidade de taludes, devido à sua geração contínua e por vezes intensa. Ao liberar o gás produzido, mede-se apenas a pressão de lixiviado. Por isso, o uso de piezômetros de tubo fechado, como o do tipo Vector, é mais indicado, uma vez que pode medir a pressão total no ponto (lixiviado mais gás) (STRAUSS, 1998).

Segundo Strauss (1998), o princípio de funcionamento do piezômetro tipo Vector (Figura 8) é relativamente simples: o lixiviado e o gás entram através do filtro no tubo externo do piezômetro sendo que o gás tende a ascender no interior do tubo e o lixiviado a fluir até a extremidade inferior, atingindo a parte perfurada do tubo interno. Portanto, no tubo interno entrará somente lixiviado, cujo nível vai se elevar até atingir o equilíbrio com a pressão total de gás e lixiviado no tubo externo. Faz-se então a medida do nível de lixiviado no tubo interno, de forma análoga a um piezômetro de tubo aberto, e com este valor pode-se obter a pressão total externa (gás + lixiviado) no ponto de medição.

Figura 8 – Piezômetro tipo Vector



Fonte: Cepollina (2004).

Abrindo-se a válvula na extremidade superior do tubo externo, libera-se o gás para a atmosfera. Se após isso for realizada uma nova medida no nível de líquido no tubo interno, a diferença com relação ao nível anterior será igual à pressão de gás no ponto considerado (STRAUSS, 1998).

Níveis de líquidos elevados são as principais causas de rupturas de aterros sanitários. Campi (2017) estabeleceu níveis de alerta e algumas ações a serem tomadas em função da altura piezométrica do líquido em maciço sanitário (Quadro 1).

Quadro 1 - Ações em função do nível de líquidos percolados

Nível de alerta	Medição da coluna de líquidos no piezômetro	Ação
1	Nível < 10%	Sem ação.
2	$10\% \leq \text{Nível} < 30\%$	Verificação <i>in loco</i> (trincas na cobertura superior, afloramento de líquidos).
3	$30\% \leq \text{Nível} < 50\%$	Abertura de valas para verificação da integridade do sistema de drenagem interno.
4	Nível $\geq 50\%$	Paralisação da operação no entorno dos piezômetros em questão e abertura de valas para verificação da integridade do sistema de drenagem interno

Fonte: Campi (2017).

A NBR 13896 (ABNT, 1997) estabelece que os sistemas de drenagem para a coleta e remoção dos líquidos lixiviados do interior da Célula devem ser dimensionados para evitar a formação de uma lâmina superior a 30 cm sobre a camada de impermeabilização da base. Esse fato deve-se, entre outras motivações, à preocupação com o aumento do nível de líquidos no interior da Célula acarretando surgimento de porpressões de líquidos elevadas. As

poropressões de líquidos e gases são geradas no interior dos vazios dos maciços sanitários causadas pelos fluidos (lixiviado e biogás) que preenchem os poros.

2.2.2.2 *Vazão de lixiviado*

A determinação da vazão de lixiviado, conforme Castro (2008), pode ser realizada pelo método expedito empregando-se um recipiente graduado para a coleta de lixiviado, durante um intervalo de tempo medido com auxílio de um cronômetro. Na impossibilidade da medição da vazão pelo método expedito, poderá ser adotado, conforme o caso em análise, o medidor triangular, retangular ou trapezoidal de vazão e até mesmo o emprego de calha tipo Parshall.

A medição de vazões de lixiviado em conjunto com medição de precipitação e evaporação fornece subsídios para detectar eventual retenção de lixiviado, em desconformidade com as médias observadas no passado. Isso pode indicar que o aterro apresentará maiores pressões internas e, portanto, haverá uma redução na estabilidade do maciço (MARQUES, 2001; BENVENUTO, 2011).

Um indicador característico de um aterro pode ser representado como a relação entre o volume precipitado de chuva sobre a área de disposição dos resíduos e o volume de lixiviado medido no mesmo período. Variações nesse parâmetro indicam o comportamento dos sistemas de drenagem interna, podendo indicar anomalias que são intensificadas quando há recirculação de lixiviados, podendo colmatar os sistemas de drenagem interna e comprometer a estabilidade do maciço (BENVENUTO, 2011).

2.3 Modelagem constitutiva e não constitutiva da resistência ao cisalhamento dos resíduos sólidos urbanos

As propriedades dinâmicas dos RSU são específicas do local e precisam ser avaliadas separadamente em diferentes regiões. A avaliação laboratorial dos RSU é extremamente difícil e complexa. Além disso, essas avaliações exigem muito tempo e custos, o que também pode exigir pessoal treinado para realizar os ensaios. Para minimizar as dificuldades na determinação das características dos RSU, modelos constitutivos e não constitutivos podem ser desenvolvidos para estimação dessas características.

Em comparação com os testes de laboratório e de campo, a modelagem pode estimar de forma mais eficientes as propriedades dos RSU. Conforme descrito por Keramati *et al.* (2019),

vários pesquisadores tentaram propor um modelo constitutivo para prever o comportamento tensão-deformação de RSU nos últimos anos. Singh *et al.* (2007) previu o comportamento tensão-deformação de RSU com modelo elástico perfeitamente plástico. Machado *et al.* (2002) propuseram, inicialmente, um modelo para avaliação das relações tensões-deformações, considerando a influência das fibras no comportamento da massa de resíduos, modelo este posteriormente adaptado incorporando efeitos de deformações secundárias (MACHADO *et al.*, 2008) e carregamentos não drenados (MACHADO *et al.*, 2017). Bareither *et al.* (2012) observaram um comportamento curvilíneo hiperbólico para as curvas tensão-deformação dos RSU analisados. Asadi *et al.* (2017) propuseram um modelo constitutivo hiperbólico para a previsão do comportamento tensão-deformação dos RSU, fato este também objeto de estudo do trabalho de Keramati *et al.* (2019).

Para estabelecer uma previsão adequada da resistência ao cisalhamento dos resíduos sólidos urbanos depositados em aterros sanitários, é necessário o desenvolvimento de modelos capazes de reproduzir com significativa precisão as características básicas do comportamento dos RSU. No entanto, oferecer um modelo de RSU completamente robusto parece quase impossível devido, principalmente, a heterogeneidade dos resíduos.

Para Alonso *et al.* (1987), a principal vantagem do modelo constitutivo é viabilizar o tratamento unitário dos resultados obtidos com diferentes configurações, possibilitando assim, a determinação e análise da resistência ao cisalhamento dos resíduos conforme variabilidade dos fatores intervenientes nessa propriedade.

Devido ao avanço tecnológico, os modelos constitutivos estão se inclinando para abordagens não constitutivas, de inteligência artificial (IA). IA são métodos projetados computacionalmente para reproduzir o pensamento humano ou habilidades cognitivas na solução de problemas. Esta técnica é uma abordagem adequada para resolver problemas de engenharia onde existem muitas entradas ou variáveis aleatórias nas quais a correlação entre entrada e saída é desconhecida (ALIDOUST *et al.*, 2021). Nesse sentido, as redes neurais artificiais, como um ramo da IA, são usadas para criar modelos não constitutivos, principalmente com base em dados experimentais, para fazer previsões sem ser explicitamente programado para isso (KANDIRI *et al.*, 2020).

Quando se trata de RSU, modelos não constitutivos têm sido amplamente utilizados para prever padrões de geração de resíduos (KANNANGARA *et al.*, 2018), otimizar rotas de coleta de resíduos (Vu *et al.*, 2019), simular processos de conversão de resíduos (DAHUNSI *et al.*,

2018) e poucos são os estudos voltados para as propriedades dos resíduos (ALIDOUST *et al.*, 2021)

- Considerando a necessidade de determinar com precisão os parâmetros dos RSU, bem como as dificuldades relacionadas aos testes de campo e de laboratório, o desenvolvimento de modelos não constitutivos para previsão das propriedades de RSU pode ser um tópico de interesse para os pesquisadores lançarem mais luz sobre a aplicação de Redes Neurais Artificiais (RNA) no campo geoambiental e economizar tempo e custo em experimentos de laboratório e/ou campo. Conforme Alidoust *et al.* (2021), os modelos de aprendizado de máquinas, como as RNA, não foram aplicados as propriedades dinâmicas de RSU, existindo uma lacuna nessa área do conhecimento. Assim, as tentativas de desenvolver um método confiável para avaliar a resistência ao cisalhamento dos resíduos, por meio de redes neurais artificiais, são novas e podem adicionar mais informações sobre o projeto de aterros sanitários, principalmente quando aplicada na análise de estabilidade de taludes com considerações sobre os processos biodegradativos dos resíduos.

2.3.1 Modelagem constitutiva

Um modelo estatístico, característico da modelagem constitutiva, é uma representação simplificada da realidade. Por meio das técnicas de modelagem estatística pode-se representar processos que possuem incertezas, extrair conhecimento e auxiliar na compreensão dos problemas, resumindo-os e focalizando aspectos específicos.

Os modelos constitutivos podem ser obtidos por meio do planejamento fatorial. Dessa forma, é possível extrair do sistema em estudo o máximo de informações, fazendo um número mínimo de experimentos (BORGES, 2014). Conseqüentemente, consegue-se melhorar, aperfeiçoar e prever comportamentos de forma rápida e eficiente com menor custo (MONTGOMERY, 2009)

Para o desenvolvimento de modelos estatísticos, característico da modelagem constitutiva, é necessário realizar uma análise descritiva dos dados, selecionar apenas os parâmetros que apresentam uma boa correlação com a variável resposta, proceder com cálculos de regressão linear e/ou não linear, realizar teste para seleção de modelos e analisar os resíduos da regressão.

2.3.1.1 Estatística descritiva

A análise descritiva dos dados é uma ferramenta importante para compreender os parâmetros de resistência ao cisalhamento dos resíduos sólidos urbanos. Podendo, inclusive, ser útil na tomada de decisão para projeto, operação e monitoramento de aterros sanitários, assim como na previsão de cenários futuros.

Diversos autores recomendam faixas de parâmetros de resistência ao cisalhamento de resíduos sólidos urbanos conforme análise descritiva dos dados (LANDVA E CLARK, 1990; DÍAZ-BELTRÁN *et al.*, 2016; PETROVIC *et al.*, 2016; JAHANFAR *et al.*, 2017; DACIOLO, 2020).

Díaz-Beltrán *et al.* (2016), interpretaram os parâmetros de resistência ao cisalhamento dos RSU, compilados em seu estudo, por meio de análises estatísticas. Petrovic *et al.* (2016) e Jahanfar *et al.* (2017) também apresentaram análises estatísticas e correlações de modelos de distribuição de parâmetros de resistência ao cisalhamento de RSU para a abordagem de análise probabilística. Daciolo (2020) apresentou a variabilidade dos parâmetros de resistência ao cisalhamento de RSU disponíveis na literatura para estudo de confiabilidade estrutural, utilizando análises estatísticas.

De acordo com Harris *et al.* (2006), para o uso dessas informações é necessário verificar se as características dos resíduos e as condições operacionais são próximas às utilizadas para a construção dessas faixas. Caso contrário, faz-se necessário a construção de modelos que descrevam o comportamento dos RSU em estudo.

Na estatística descritiva os elementos mais utilizados são as medidas de localização (média, mediana e moda) e de dispersão ou variabilidade (amplitude, variância, desvio padrão e coeficiente de variação).

O coeficiente de variação mostra o quão maior (ou menor) o desvio-padrão é, em relação à média, sendo de grande importância para comparar distribuições de unidades diferentes, mas tem pouca utilidade quando a média aritmética se aproxima de zero (ANDRIOTTI, 2003).

Ao analisar um conjunto de valores experimentais, diz-se que a distribuição possui pequena variabilidade (dispersão) quando o coeficiente de variação se situa em torno de 15%; média dispersão quando estiver acima de 15% até 30%, e grande dispersão quando superar os 30% (CORREA, 2003).

A correlação (r) entre duas variáveis, seja entre a variável independente e dependente ou entre a variável observada e prevista, pode ter vários graus, dependendo da maior ou menor

dependência entre elas. Se determinada variável for, totalmente dependente de outra variável, e não houver nenhum outro fator que interfira entre elas, têm-se então, uma correlação perfeita. Porém, no caso de existirem outras variáveis que interferem na relação das variáveis, a correlação diminuirá, podendo até deixar de existir. Segundo Devore (2018), o grau de correlação pode ser determinado conforme Tabela 6.

Tabela 6 – Coeficiente de correção estatística, ou coeficiente de correção de Pearson

Coeficiente de correlação	Definição
0 a 0,19	Correlação bem fraca
0,2 a 0,39	Correlação fraca
0,4 a 0,69	Correlação moderada
0,7 a 0,89	Correlação forte
0,9 a 1	Correlação muito forte

Fonte: Devore (2018)

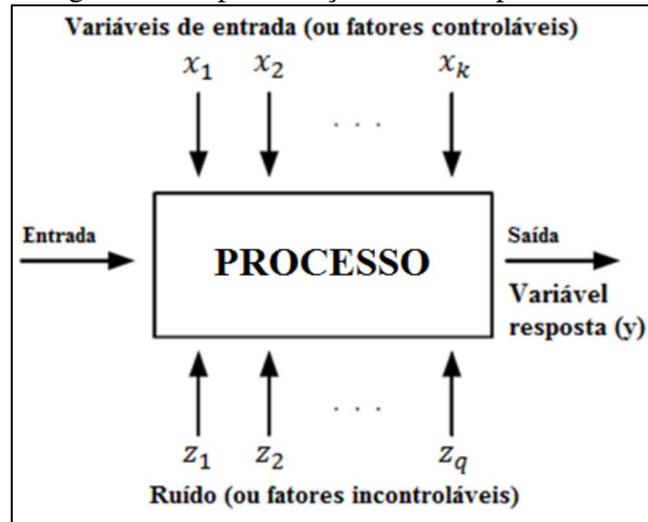
2.3.1.2 Planejamento fatorial

O planejamento fatorial é uma técnica bastante utilizada quando se deseja determinar a influência de uma ou mais variáveis (fatores) sobre uma outra variável de interesse (variável resposta). Porém, para estudar a dinâmica de aterros sanitários essa técnica foi pouco explorada e/ou direcionada para os subprodutos e elementos de impermeabilização. Maler (2013) utilizou o planejamento fatorial para avaliar a aplicação e determinar as condições operacionais do processo Fenton como alternativa para tratamento do lixiviado de resíduos sólidos urbanos. Felici (2010) avaliou a técnica de tratamento físico-químico por meio do processo de coagulação-floculação-sedimentação como alternativa para pós-tratamento de lixiviado tratado biologicamente, visando remoção de cor verdadeira e DQO por meio do planejamento fatorial. Silva (2017) estudou misturas de solos para impermeabilização eficiente de camada de base de aterros sanitários com auxílio do planejamento fatorial. Kermani *et al.* (2021) também utilizou o planejamento fatorial para otimizar o procedimento de UV-Eletroxona no tratamento de lixiviado de aterro.

Na Figura 9 pode-se observar como, em síntese, ocorre o planejamento de experimentos. De forma geral, há um certo número de fatores, x_1, x_2, \dots, x_k , atuando sobre o sistema em estudo, produz uma resposta y . O sistema atua como uma função - desconhecida, em princípio, que

opera sobre as variáveis de entrada (os fatores) e produz como saída as respostas observadas (BARROS NETO *et al.*, 2010). Ao determinar a função, por meio de regressão múltipla, pode-se compreender melhor a natureza da reação em estudo, e assim escolher as melhores condições de operação do sistema. Quanto menor for a influência dos fatores incontroláveis (ruídos), melhores serão os resultados obtidos.

Figura 9 – Representação de um experimento



Fonte: Montgomery (2017).

Conforme Silva (2017), para determinar o comportamento linear ou não da resposta, além dos experimentos nos níveis inferior e superior, deve-se incluir no experimento os níveis médios de todas as variáveis (ponto central). Para o ponto central é importante realizar no mínimo três réplicas, pois a reprodutibilidade do experimento no ponto central do plano fatorial permite estimar o erro experimental global, considerando que este erro é uniforme em todo o plano experimental. O planejamento fatorial com a inclusão dos pontos centrais é definido como Delineamento Composto Central (DCC) (MONTGOMERY, 2017; RODRIGUES e IEMMA., 2014).

Pode-se ainda realizar delineamentos com inclusão de pontos axiais, permitindo uma rotação no modelo, sendo denominado Delineamento Composto Central Rotacional (DCCR) (RODRIGUES e IEMMA, 2014).

No planejamento fatorial o número de experimentos a ser realizado é determinado em função do número de fatores (x_n), da quantidade de níveis (N) e dos pontos centrais (PC), sendo esse número igual a $N^{x_n} + PC$. Dessa forma é possível obter uma função de regressão linear

múltipla (Equação 2) que relaciona os diversos fatores (variáveis de entrada independentes ou preditoras), a partir de uma variável de saída (dependente ou variável resposta).

$$Y = a + b_1x_1 + b_2x_2 + b_3x_3 + \dots + b_kx_k + \varepsilon \quad 2$$

Sendo:

Y = variável dependente a ser prevista;

a = constante;

b_i = coeficientes parciais de regressão (parâmetros do modelo);

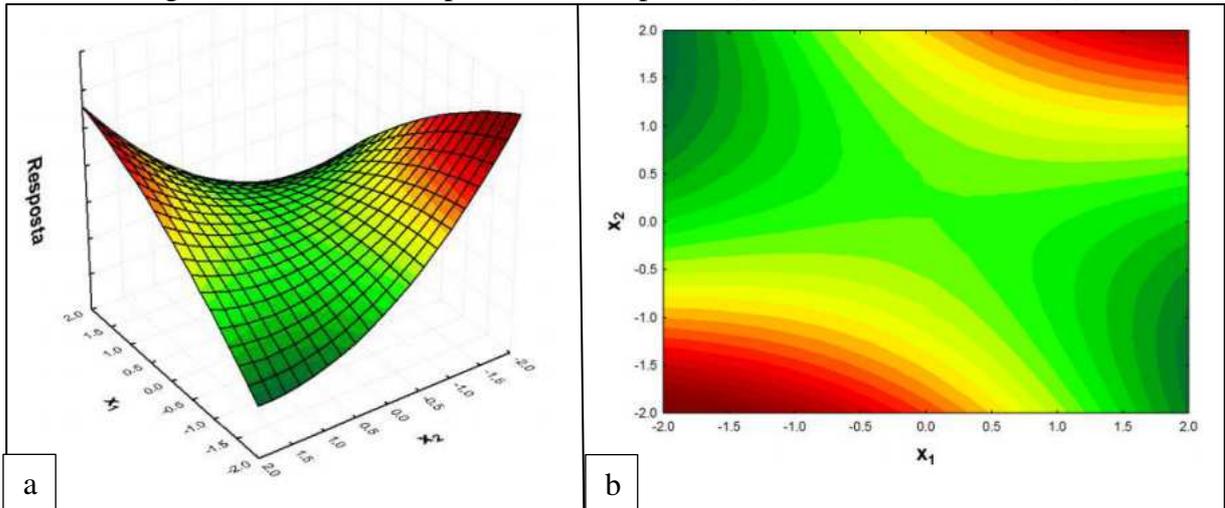
x_i = variáveis independentes;

K = número de variáveis independentes e;

ε = erro ou perturbação.

Uma outra forma de verificar o efeito dos fatores na variável resposta é por meio de gráfico de superfície resposta ou curva de contorno, apresentados na Figura 10. Esses gráficos são gerados a partir do modelo de regressão linear múltipla. Conforme Montgomery (2017) e Zangeneh *et al.* (2002), o objetivo da superfície de resposta ou da curva de contorno é substituir uma função de resposta complexa por uma função aproximada, estudando a significância relativa de diversos fatores que se supõe ter influência na variável resposta, dessa maneira é possível estudar a relação entre a variável resposta e os fatores experimentados. A significância dos efeitos pode também ser investigada por meio do Gráfico de Pareto e análise de variância, conforme descrito por Rodrigues e Iemma (2014).

Figura 10 – Perfis de superfícies de respostas (a) e curvas de contorno (b)



Fonte: Novaes *et al.* (2017).

Diversas ferramentas podem ser utilizadas para avaliar um modelo estatístico. Burnham e Anderson (2004) destacam a importância da utilização de vários avaliadores para escolha e análise de um modelo, uma vez que quanto maior o número de avaliadores analisados, mais adequada e precisa é a escolha do melhor deles. Para Jerônimo (2015), a utilização de vários avaliadores de qualidade de ajuste transforma a escolha dos modelos em um processo minucioso, já que cada avaliador leva em conta determinadas características do modelo, tais como o número de parâmetros e os resíduos estatísticos.

A forma mais simples de escolha de modelos baseia-se no uso do coeficiente de determinação (R^2). Porém, a análise de apenas um indicador não é suficiente ou adequada para avaliação de quaisquer modelos, deve-se analisar também outros indicadores, como a significância estatística dos coeficientes do modelo de regressão e os erros residuais.

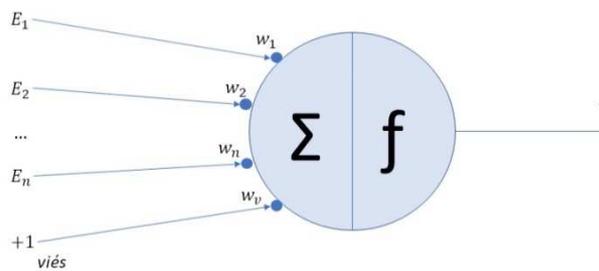
Uma das condições exigidas pelo modelo estatístico é que os erros de ajustamento sejam independentes e normalmente distribuídos. Tais verificações podem ser feitas por meio do gráfico dos ensaios versus resíduos e no gráfico normal dos resíduos (RODRIGUES E IEMMA, 2014).

2.3.2 Modelagem não constitutiva

Redes Neurais Artificiais (RNA) se constituem em uma técnica da inteligência artificial, característica da modelagem não constitutiva, que, pela sua arquitetura fazem tentativa de simular a estrutura biológica do cérebro humano e o sistema nervoso (FAUSETT, 1994).

McCulloch e Pitts (1943) propuseram o modelo de neurônio artificial ilustrado na Figura 11, que apresenta o corpo do neurônio, com suas entradas E_i e sua saída Y . O corpo do neurônio é dividido em duas partes, sendo a primeira responsável por somar (Σ) o produto das entradas E_i pelos seus respectivos pesos w_i . Na segunda parte têm-se a função de ativação ou transferência f , que irá controlar o valor a ser enviado pela saída Y .

Figura 11 – Neurônio artificial



Além das entradas E_i , também se prevê uma entrada extra, chamada entrada de viés (*bias*), que sempre tem como entrada o valor 1. Essa entrada, não identificada nos neurônios biológicos, e opcional nas redes neurais, tem se mostrado muito útil em várias situações. Segundo Artero (2009), a primeira parte do processamento, correspondente aos somatórios, geralmente é indicada como uma variável *net*, conforme Equação 3.

$$net = \sum_{i=1}^n E_i * w_i + w_v \quad 3$$

Sendo:

E_i = variáveis de entrada;

w_i = pesos sinápticos das variáveis de entrada;

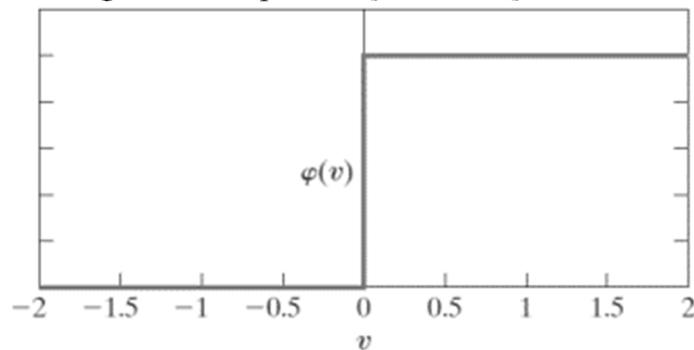
w_v = peso sinápticos do viés.

A função de ativação, representada por $\phi(v)$, define a saída do neurônio em termos do campo local induzido (HAYKIN, 2001). Segundo Haykin (2001), existem diversos tipos, as mais utilizadas são:

- Função de Limiar, representada na Equação 4 e Figura 12, também conhecida como função degrau, restringe a saída da RNA em valores binários [0,1]. A saída do neurônio assume valor 0 quando seu resultado for negativo, e 1 caso contrário.

$$Y = \begin{cases} 1 & \text{se } v_k \geq 0 \\ 0 & \text{se } v_k < 0 \end{cases} \quad 4$$

Figura 12 - Representação da Função Limiar

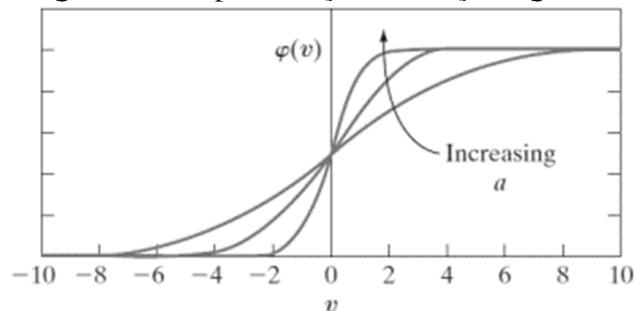


Fonte: Haykin (2001).

- Função Sigmóide: Apresenta um gráfico no formato de S, é a forma mais comum de função de ativação. Ela exibe um balanceamento entre um comportamento linear e a não-linear. Um exemplo de função sigmóide é a função logística, definida pela Equação 5 e representada na Figura 13.

$$\varphi(v) = \frac{1}{1 + e^{(-av)}} \quad 5$$

Figura 13 - Representação da função sigmoide

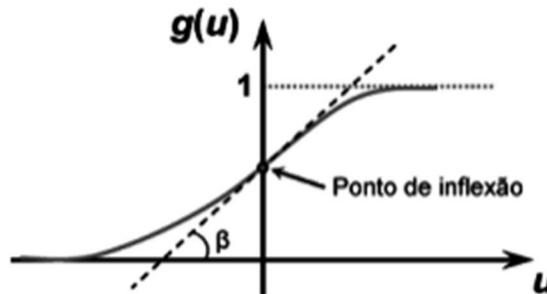


Fonte: Haykin (2001).

- Função tangente hiperbólica: O resultado de saída sempre assumirá valores reais entre -1 e 1, representada pela Equação 6 e Figura 14.

$$\varphi(v) = \frac{1 - e^{(-\alpha v)}}{1 + e^{(-\alpha v)}} \quad 6$$

Figura 14 - Representação da função tangente hiperbólica



Fonte: Araújo & Bandeira (2019).

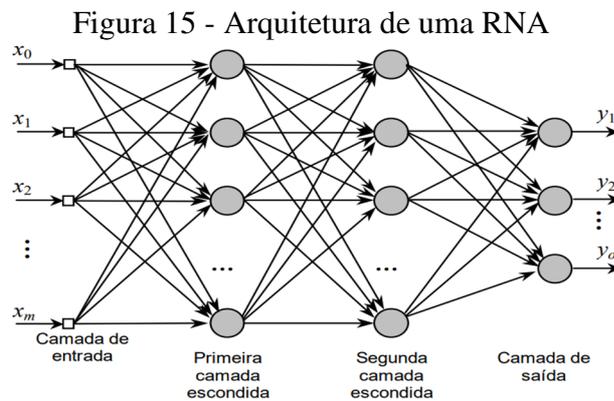
A rede neural é dada por um conjunto de neurônios (elementos processadores) que são interligados por um número grande de conexões capazes de aprender (ajuste de pesos), armazenar conhecimentos e adaptar a novas situações. O principal diferencial das redes neurais artificiais é a capacidade de aprender por meio de exemplos (padrões), e de generalizar (fornecer respostas adequadas para dados que não estão no conjunto de exemplos). Uma rede neural possibilita solucionar problemas complexos sem a necessidade de definições explícitas entre dados de entrada e saídas (BRAGA, 2014).

Quando modela-se uma RNA é necessário definir uma arquitetura, segundo Henriques (2019), pode-se destacar as seguintes: Adaline, Redes Neurais Convolucionais, Perceptron camada múltipla, Camada recorrente, Estrutura reticulada, Long, Short-Term Memory (LSTM), Redes de Hopfield, entre tantas outras arquiteturas que existem e outras que ainda se encontram em fase de desenvolvimento.

Em termos de topologia, para implementar uma RNA deve-se definir diferentes variáveis, dentre as quais: a) o número de nós na camada de entrada (tal variável corresponde ao número de variáveis que serão usadas para alimentar a rede neural, sendo normalmente as variáveis de maior importância para o problema em estudo); b) o número de camadas

escondidas e o número de neurônios a serem colocados nessas camadas e; c) o número de neurônios na camada de saída (SANTOS *et al.*, 2005).

Uma forma simplificada de funcionamento de uma RNA é a esquematização expostas na Figura 15. Geralmente, um sinal é recebido pela camada de entrada. Passando, em seguida, por uma camada oculta onde o sinal é multiplicada por um peso e após a soma ponderada dos sinais tratados nesta camada, o sistema produz uma saída, baseada da extrapolação de um limite (HAYKIN, 2001).



Fonte: Adaptado Haykin (2001).

O processo de aprendizagem de uma rede neural é fundamentado em aprender de acordo com um ambiente e assim melhorar seu desempenho. Elas se diferenciam pela sua arquitetura e pela forma como os pesos associados às conexões são ajustados durante o processo de aprendizado. A arquitetura de uma rede neural restringe o tipo de problema no qual a rede poderá ser utilizada, e é definida pelo número de camadas, pelo número de nós em cada camada, pelo tipo de conexão entre os nós e por sua topologia (HAYKIN, 2001).

Existem duas formas básicas de aprendizado de redes neurais: aprendizado supervisionado e aprendizado não supervisionado. No aprendizado supervisionado, um agente externo apresenta à rede neural alguns conjuntos de padrões de entrada e seus correspondentes padrões de saída. A resposta fornecida pela rede neural é comparada à resposta esperada. O erro verificado é informado à rede para que sejam feitos ajustes a fim de melhorar suas futuras respostas (HAYKIN, 2001).

Nas redes neurais artificiais com treinamento não supervisionado, segundo Artero (2009), são inseridos apenas os conjuntos de padrões de entrada (atributos de entrada), sendo a saída definida pela própria rede.

2.3.2.1 Avaliação do desempenho de redes neurais artificiais

A avaliação do desempenho dos modelos não constitutivos é uma tarefa importante, que auxilia na identificação dos melhores modelos que representem com precisão o comportamento do RSU. Vários estudos desenvolvidos para resolução de problemas relacionados aos resíduos sólidos aplicaram mais de um índice para avaliação de desempenho de RNA. Por exemplo, Hadzima-Nyarko *et al.* (2019) aplicaram o coeficiente de determinação (R^2), erro percentual médio absoluto (MAPE) e a raiz do erro quadrático médio (RMSE); Güçlü *et al.* (2011) adotaram R^2 , erro quadrático médio (MSE), erro absoluto médio (MAE) e erro de porcentagem média absoluta (MAPE); e Buyukada (2016) usou o erro de polarização médio (MBE), além de R^2 , RMSE e MAE como índices de avaliação.

Xu *et al.* (2021) analisaram 177 artigos relacionados a RNA e RSU publicados entre 2000 e 2010. Os autores descobriram que 32 índices de avaliação diferentes estavam envolvidos para avaliar o desempenho da modelagem de RNA. Dentre todos os índices de avaliação, o R^2 foi aplicado em mais de 90% dos estudos. RMSE, MSE, MAE e MAPE foram aplicados em 20% a 40% dos estudos, e os outros índices, como o coeficiente de eficiência (E) e o índice de concordância de Willmott (d), foram relatados em menos de 10% dos estudos revisados.

Diversos índices de avaliação têm diferentes aplicabilidades e limitações. O R^2 mede o quanto a variável dependente pode ser explicada pelo modelo. Seu valor varia entre 0 e 1 (0 a 100%), e quanto maior o valor, melhor a concordância entre modelo e observação. O MAPE é uma medida de erro percentual e não é adequado para dados contendo valores zero (XU *et al.*, 2021). Por isso, o uso desse índice para avaliação do desempenho de RNA para predição de parâmetros de resistência não é adequado.

As medidas de erro absoluto, como RMSE, MSE e MAE, representam o desvio médio entre o valor observado e predito. O MSE dá um peso maior para desvios grandes (pois os resíduos são elevados ao quadrado), enquanto o MAE dá um peso igual a todos os desvios, representando a verdadeira média dos desvios (resíduos). No RMSE os erros são elevados ao quadrado antes de ter a média calculada. Portanto, pesos diferentes serão atribuídos à soma e, conforme os valores de erros das instâncias aumentam o índice do RMSE aumenta consideravelmente (CHAI e DRAXLER, 2014). Ou seja, se houver um outlier no conjunto de dados, seu peso será maior para o cálculo do RMSE e, por conseguinte, prejudicará sua métrica deixando-a maior. Se o RMSE ficar muito maior que o MAE, provavelmente, há presença de *outliers*.

Outro índice desenvolvido por Nash e Sutcliffe (1970), O Coeficiente de eficiência (também chamado de coeficiente de Nash-Sutcliffe) ou E é utilizado com muita frequência para a avaliação de modelos. Seu valor fica entre $-\infty$ e 1, e quanto maior o valor, melhor a concordância entre modelo e observação.

2.4 Estabilidade de Taludes de Aterros Sanitários

Talude é um termo genérico, compreendendo qualquer superfície inclinada que limita um maciço. Um talude de resíduos sólidos está submetido a três forças distintas: forças devidas ao peso dos materiais que compõem o talude, forças devidas ao escoamento de fluidos (líquidos e gases) e forças devidas à resistência ao cisalhamento. O estudo de estabilidade dos taludes deve, necessariamente, levar em conta o equilíbrio entre essas forças, uma vez que as duas primeiras se somam, e tendem a movimentar a massa de resíduos, enquanto a última atua como um freio a essa movimentação (FIORI, 2015).

A estabilidade de aterros sanitários é analisada de modo semelhante a problemas geotécnicos tradicionais de taludes, sendo que a ruptura pode ocorrer no solo de fundação, na massa de RSU, na cobertura do aterro sanitário ou em interfaces (resíduo/solo; resíduo/geomembrana; geomembrana/solo) (STRAUSS, 1998).

As análises de estabilidade de taludes podem ser realizadas por métodos determinísticos ou probabilísticos. Os métodos determinísticos de estabilidade de taludes adotam um valor médio para cada parâmetro de resistência do material estudado. Já o probabilístico permite considerar a variação dos parâmetros geotécnicos envolvidos. Além disso, é possível calcular a probabilidade de ruptura e a confiabilidade do talude, que podem servir como dados auxiliares na execução de projetos geotécnicos (ANDRADES, 2018). Vale ressaltar que, os métodos probabilísticos usados na engenharia geotécnica utilizam algum método determinístico em seus cálculos. A escolha desse método influencia nos resultados das análises probabilísticas (TONUS, 2009).

A análise determinística de estabilidade de taludes divide-se em dois grandes grupos: métodos baseados em análise de deslocamentos e métodos baseados em estado de equilíbrio limite. Os métodos de equilíbrio limite, considera que as forças que tendem a induzir a ruptura ou o movimento são exatamente balanceadas pelas forças resistentes, ou seja, o maciço está na iminência de entrar em processo de escorregamento. Esses métodos são amplamente utilizados, devido à facilidade de aplicação e a experiência acumulada ao longo dos anos (TONUS, 2009).

Segundo Stratuss (1998), os principais fatores que regem a análise de estabilidade em aterros sanitários são:

1. propriedades do solo de fundação;
2. resistência ao cisalhamento e peso específico dos RSU;
3. geometria do talude;
4. nível do lixiviado e seu padrão de fluxo dentro do aterro;
5. tipo de cobertura;
6. resistência da cobertura à erosão.

Dos fatores apresentados, o peso específico e a resistência ao cisalhamento dos RSU são as características de mais difícil determinação (OWEIS, 1993), pois são diretamente dependentes da idade dos RSU e da sua composição inicial, a qual varia muito de comunidade para comunidade. Portanto, sua determinação depende de investigações locais específicas para o depósito (STRAUSS, 1998).

O objetivo da análise de estabilidade é avaliar a possibilidade de ocorrência de escorregamento de massa de solo ou resíduos presentes em talude natural ou construído. Para Massad (2003), os estudos de análise de estabilidade de taludes se caracterizam pela definição de um fator de segurança (FS), obtido pela relação entre a resistência ao cisalhamento do material em estudo e a tensão cisalhante atuante ou resistência mobilizada (τ) ao longo da superfície de ruptura, conforme expressa na Equação 7 e Figura 16.

$$FS = \frac{\tau_f}{\tau_{mob}} \quad 7$$

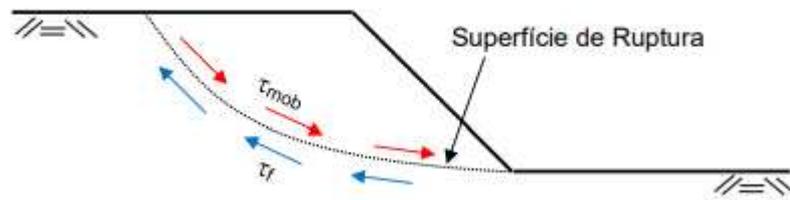
Sendo:

FS: fator de segurança;

τ_f : resistência ao cisalhamento (kPa);

τ_{mob} : tensões cisalhantes desenvolvidas ao longo da superfície de ruptura (kPa).

Figura 16 - Geometria do Escorregamento



Nesta relação, valores de FS maiores que 1 indicam condições de estabilidade, valores iguais a 1 representam o limite da estabilidade e valores menores que 1 não possuem significado físico (REMÉDIO, 2014).

A resistência ao cisalhamento pode ser expressa em termos de tensão efetiva ou total. Conforme Andrades (2018), analisar a estabilidade de taludes em termos de tensões totais ou efetivas é, teoricamente, equivalente. Considerando tensões efetivas, assume-se que as poropressões de líquidos e gases são conhecidas ao longo da superfície de ruptura. Já no procedimento com tensões totais admite-se que as poropressões desenvolvidas nos ensaios, que tentam simular as condições de carregamento e drenagem de campo, são iguais às que existirão no maciço de terra (MASSAD, 2003).

A definição do valor admissível para o fator de segurança depende do impacto ambiental que a ruptura do talude poderá causar. Apesar de não existir uma norma específica para estabilidade de taludes de aterros sanitários, a NBR 11682 (ABNT, 2009) que prescreve os requisitos exigíveis para o estudo e controle da estabilidade de encostas e de taludes resultantes de cortes e aterros realizados em encostas, estabelece que, dependendo dos riscos envolvidos, deve-se inicialmente enquadrar o projeto em uma das classificações de Nível de Segurança, definidas a partir dos riscos de perdas humanas (Quadro 2) e perdas materiais (Quadro 3).

Quadro 2 – Nível de segurança desejado contra perdas

Nível de segurança	Critério
Alto	Áreas com intensa movimentação e permanência de pessoas, como edificações públicas, residenciais ou industriais, estádios, praças e demais locais urbanos, ou não, com possibilidade de elevada concentração de pessoas.
Médio	Áreas e edificações com movimentação e permanência restrita de pessoas.
Baixo	Áreas e edificações com movimentação e permanência eventual de pessoas

Fonte: Gerscovich (2016).

Quadro 3 – Nível e segurança desejado contra danos materiais e ambientais

Nível de segurança	Critério
Alto	Danos materiais: locais próximos a propriedades e alto valor histórico, social ou patrimonial, obras de grande porte e áreas que afetem serviços essenciais. Danos ambientais: locais sujeitos a acidentes ambientais graves, tais como nas proximidades de oleodutos, barragens de rejeitos e fábrica de produtos tóxicos.
Médio	Danos materiais: locais próximos a propriedades de valor moderado. Danos ambientais: locais sujeitos a acidentes ambientais moderados.
Baixo	Danos materiais: locais próximos a propriedades de valor reduzido. Danos ambientais: locais sujeitos a acidentes ambientais reduzidos.

Fonte: Gerscovich (2016).

A NBR 11682 (ABNT, 2009) estabelece valores para o FS admissível levando em conta os níveis de segurança estabelecidos no projeto, conforme Quadro 4. A norma também ressalta que, os fatores de segurança devem ser aumentados em 10% ou optar por modelos probabilísticos quando houver uma grande variabilidade dos resultados dos ensaios.

Quadro 4 – Fatores de segurança mínimos para escorregamentos

Nível de segurança contra danos materiais e ambientais	Nível de segurança contra danos a vidas humanas		
	Alto	Médio	Baixo
Alto	1,5	1,5	1,4
Médio	1,5	1,4	1,3
Baixo	1,4	1,3	1,2

Fonte: Gerscovich (2016).

Para Gerscovich (2016), além da determinação do fator de segurança é recomendável a instalação de instrumentos de campo, com o objetivo de acompanhar as movimentações horizontais e verticais do talude e os níveis piezométricos. Esse monitoramento deve ser feito durante e após a execução da obra.

Segundo Borgatto (2006) e Andrades (2018), na mecânica dos resíduos, não existem teorias e modelos que expressem de forma realista o comportamento dos RSU. Assim, os estudos de estabilidade em aterros sanitários têm sido desenvolvidos utilizando-se as teorias e métodos da geotecnia clássica. Porém, faz-se necessário investigar a dinâmica dos aterros sanitários, para que estas sejam levadas em consideração durante as análises de estabilidade.

Ainda segundo Borgatto (2006), os cálculos aplicados à geotecnia de resíduos são baseados na teoria clássica de equilíbrio limite, adotando-se parâmetros de resistência, coesão (c) e ângulo de atrito interno (ϕ) para os RSU obtidos, principalmente, por meio de bibliografias internacionais, retroanálises de escorregamento e ensaios *in situ* e de laboratório.

A obtenção e definições de coesão e ângulo de atrito dos RSU apresentam dificuldades devido à heterogeneidade, anisotropia, operação do aterro sanitário e, principalmente, aos processos biodegradativos que alteram as características dos resíduos ao longo do tempo.

De modo geral, as análises determinísticas de estabilidade de taludes são conduzidas, habitualmente, pelos métodos de equilíbrio limite, por exemplo: Bishop (1955); Morgenstern-Price (1965) e Spencer (1967). Estes métodos são baseados no equilíbrio estático de forças e/ou momentos. Além dos métodos de equilíbrio limite, existe o método dos elementos finitos (MEF) que são baseados nas relações de tensão-deformação dos materiais (SILVA, 2014).

O método Morgenstern-Price, cumpre todas as condições de equilíbrio, e a superfície de ruptura pode tomar qualquer forma. Sendo assim, auxiliados por *softwares* computacionais

permitem uma análise rigorosa da estabilidade de talude. A solução desse método é obtida por interação das equações e da integralização dos diferenciais (REMÉDIO, 2014).

2.4.1 Rupturas de Taludes de Aterros Sanitários

Várias rupturas de taludes ocorreram em aterros sanitários, deslocando-se por grandes distâncias e em grandes velocidades, podendo colocar em risco vidas ou propriedades e acarretar prejuízos ambientais graves. Para Batista (2010), fazer correlações entre os acidentes e suas causas é complexo, devido à falta de informações.

No Brasil, o primeiro caso de ruptura de um aterro sanitário aconteceu em 1991, em São Paulo, no Aterro Sanitário Bandeirantes. As rupturas de taludes de aterros sanitários apresentam muitas semelhanças, em especial a dificuldade de caracterização do comportamento geotécnico do maciço de resíduos. Landva e Dickinson (2000) comentam que rupturas de aterros sanitários podem ocorrer devido a existência de uma região enfraquecida desenvolvida ao longo da base dos aterros, como resultado da decomposição dos resíduos. Kamiji e Oliveira (2019) indicam extração forçada de Biogás, ausência de sistemas eficazes de drenagem de líquidos e gases e, principalmente, deficiências na operação podem ser a causa de rupturas em aterros sanitários.

A Tabela 7 apresenta vários acidentes de rupturas de aterros ocorridos no Brasil e em outros Países.

Tabela 7 – Rupturas de aterros de resíduos no mundo

Ano	Aterro	Volume deslizado (m ³)	Altura do aterro (m)	Distância percorrida (m)
1991	Bandeirantes (SP)	65.000	120	250
1992	Itapecerica da Serra (SP)	8.000	-	-
1993	Istambul (Turquia)	12 a 15.000	60	40
1995	Mauá (SP)	100.000	-	-
1996	La Coruña (Espanha)	1.400.000	-	-
1996	Rumpke (EUA)	1.200.000	75	360
1997	Dona Juana (Colômbia)	1.500.000	65	150
1997	Sarajevo (Iugoslávia)	200.000	50	1000
1997	Durban (África do Sul)	150 a 180.000	45	80

2000	Itaquaquecetuba (SP)	1.000.000	-	-
2000	Payatas (Filipinas)	16.000	25	40
2001	Navarro (Colômbia)	250.000	-	-
2004	Juiz de Fora (MG)	70.000	-	-
2004	Guaryjá (SP)	40.000	-	-
2005	Leuwigaiah (Indonésia)	2.700.000	70	900
2006	Itapeçerica da Serra (SP)	15.000	-	-
2007	Sítio São João (SP)	220.000	120	120
2011	Itaquaquecetuba (SP)	300.000	-	-
2013	Tremembé (SP)	190.000	50	-

Fonte: Adaptado de Kölsch e Ziehmann, (2004); Benvenuto (2007); Blight, (2008).

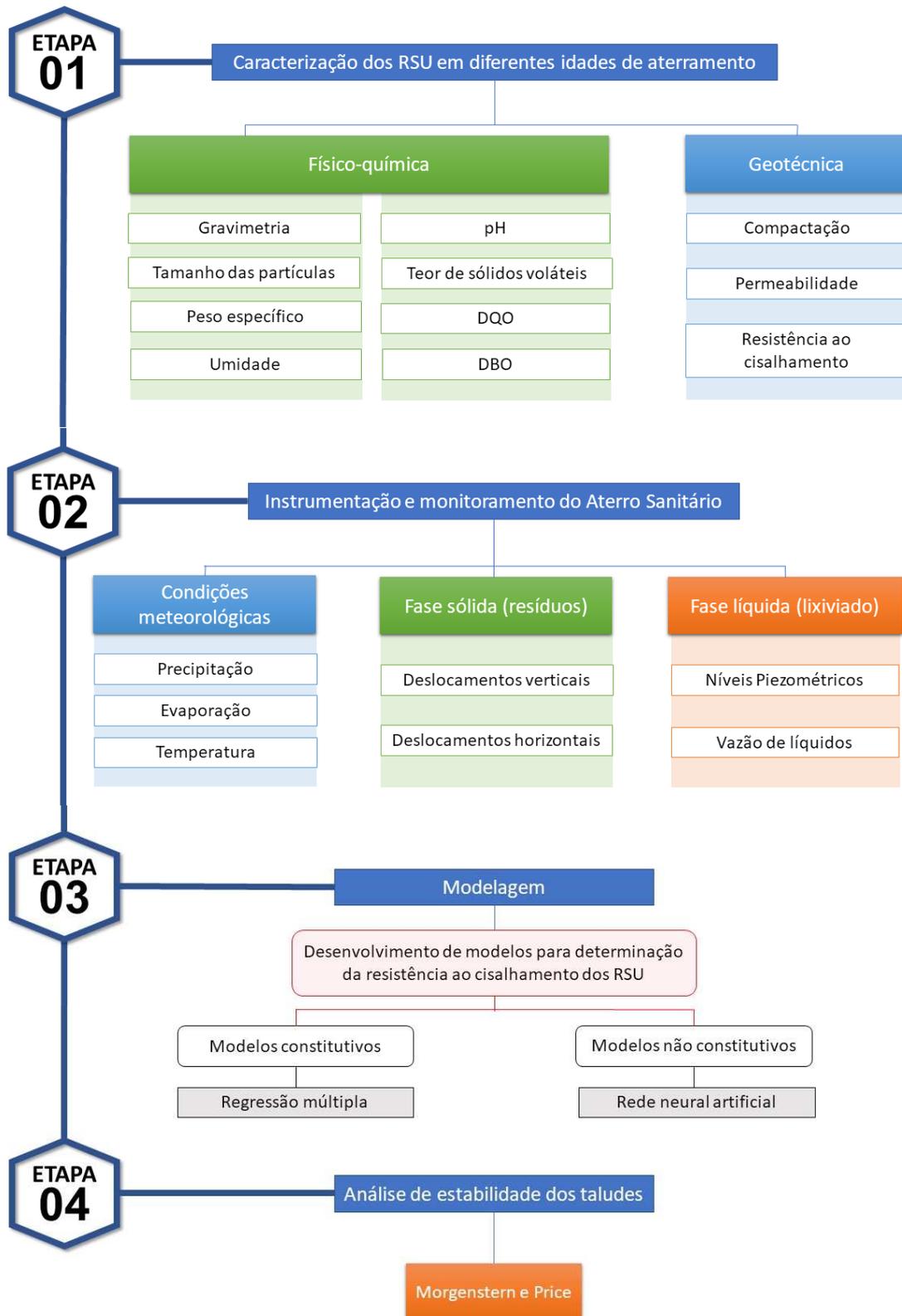
É importante frisar que os projetos e construções de aterros de resíduos no Brasil têm sido caracterizados, na maioria das vezes, pela adoção de critérios e de parâmetros de projeto baseados na experiência de outros países, sem que haja uma confirmação ou validação para as condições locais. Conforme já fora demonstrado, os resíduos gerados no Brasil têm composição, em termos de matéria orgânica e umidade, bastante diferente e a simples adoção de parâmetros geotécnicos “importados” para os aterros sanitários brasileiros não é suficiente (SCHULER, 2010).

3. METODOLOGIA

Nesse capítulo é realizada uma breve descrição do campo experimental: o Aterro Sanitário localizado em Campina Grande – PB. São apresentadas também as quatro etapas da pesquisa que compreende: i) caracterização física, química e geotécnica dos RSU em diferentes idades de aterramento; ii) instrumentação e monitoramento do Aterro Sanitário; iii) modelagem constitutiva e não constitutiva para determinação da resistência ao cisalhamento dos RSU e; iv) análise da estabilidade dos taludes do Aterro Sanitário. Os itens i e ii correspondem as análises experimentais realizadas em campo e laboratório e os itens iii e iv as análises numéricas realizadas nos *softwares* Microsoft Excel, AutoCAD, Statistica, MATLAB, GEO5 e R.

Todas as atividades dessa pesquisa demonstram-se bastante complexas, devido, principalmente, à inexistência de normas específicas. Esta tese representa uma das linhas de pesquisa do Grupo de Geotecnia Ambiental (GGA/UFCG), composta por uma equipe multidisciplinar, com alunos de iniciação científica, mestrandos, doutorandos e pesquisadores. A realização das atividades descritas na Figura 17 contou com a colaboração dos integrantes do GGA que possuem suas pesquisas atreladas a esta tese.

Figura 17 – Etapas da pesquisa



Fonte: Acervo da pesquisa (2021).

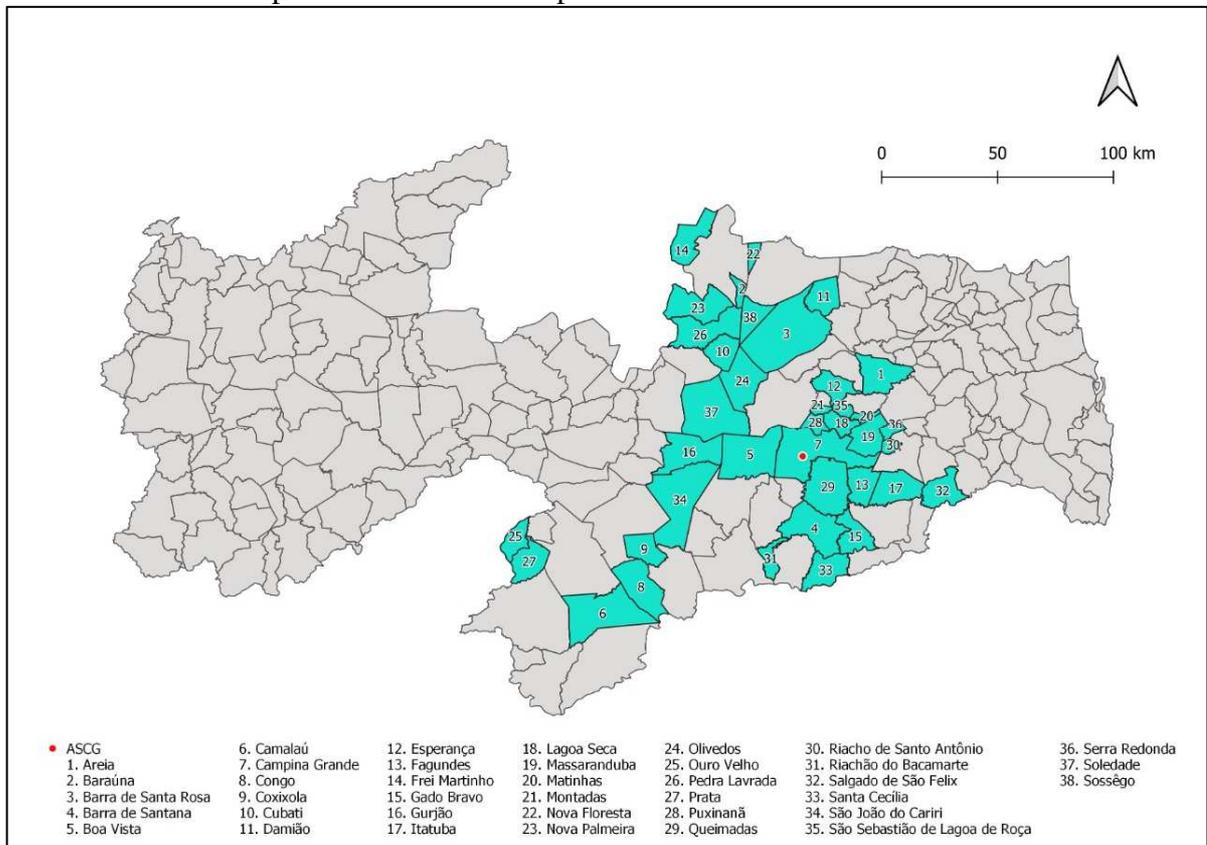
3.1 Campo experimental

O campo experimental para o desenvolvimento desta pesquisa refere-se ao Aterro Sanitário em Campina Grande (ASCG), que está localizado a 10 km da área urbana desse município, sob coordenadas geográficas 7°16'38'' latitude Sul e 36°00'51'' a oeste de Greenwich que corresponde a Fazenda Logradouro II, distrito de Catolé de Boa Vista, município de Campina Grande, Paraíba.

O município de Campina Grande – PB, localizado a 134 km da capital paraibana, João Pessoa/PB, possui 441.332 habitantes e uma área de 594 km², contendo ainda 4 distritos, São José da Mata, Catolé de Boa Vista, Galante e Catolé de Zé Ferreira (IBGE, 2019). O clima da região é semiárido com temperatura do ar máxima anual de 28,6 °C, mínima de 19,5 °C e média de 22,7°C, evaporação anual de 1417,4 mm e pluviosidade média anual de 802,7 mm/ano (AESAs, 2019).

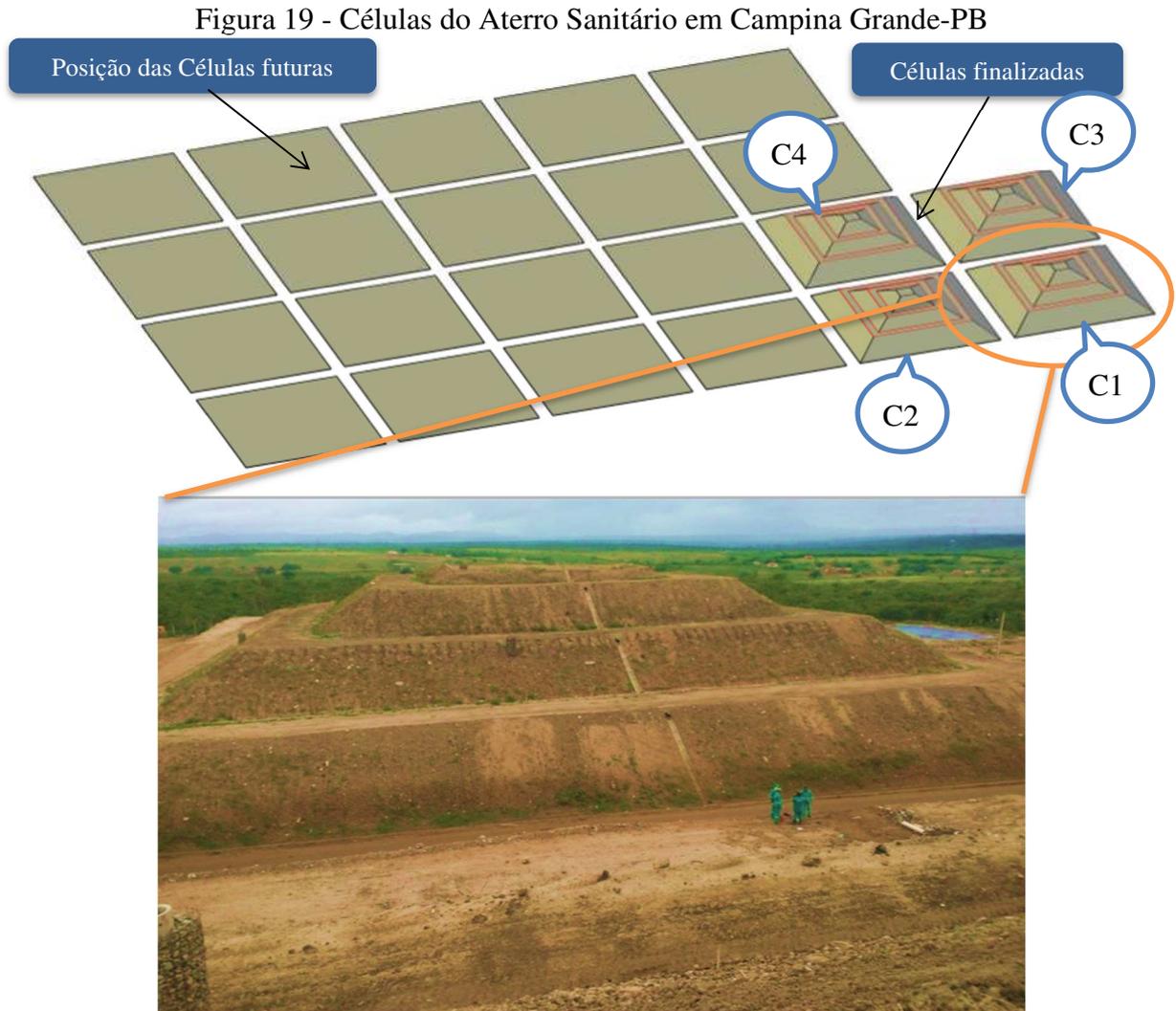
O ASCG ocupa uma área total de 64 ha, sendo 40 ha destinados à disposição de RSU. O aterro foi dimensionado para uma capacidade de 350 tRSU/dia, resultando em uma vida útil de 25 anos. No Apêndice A é possível o quantitativo de resíduos depositados no ASCG e a fonte geradora. Desde o início da operação, julho de 2015, até dezembro de 2020 o ASCG recebeu resíduos de diversos municípios da Paraíba, sendo o município de Campina Grande responsável por 64,2% dos resíduos depositados no ASCG, as empresas privadas responsáveis por 27,8% e os outros 12% correspondem a disposição de resíduos provenientes de 37 municípios. Na Figura 18 é possível identificar a localização do ASCG e dos municípios que depositaram RSU no empreendimento.

Figura 18 - Localização do Aterro Sanitário em Campina Grande e dos municípios que depositaram RSU no empreendimento entre 2015 e 2020



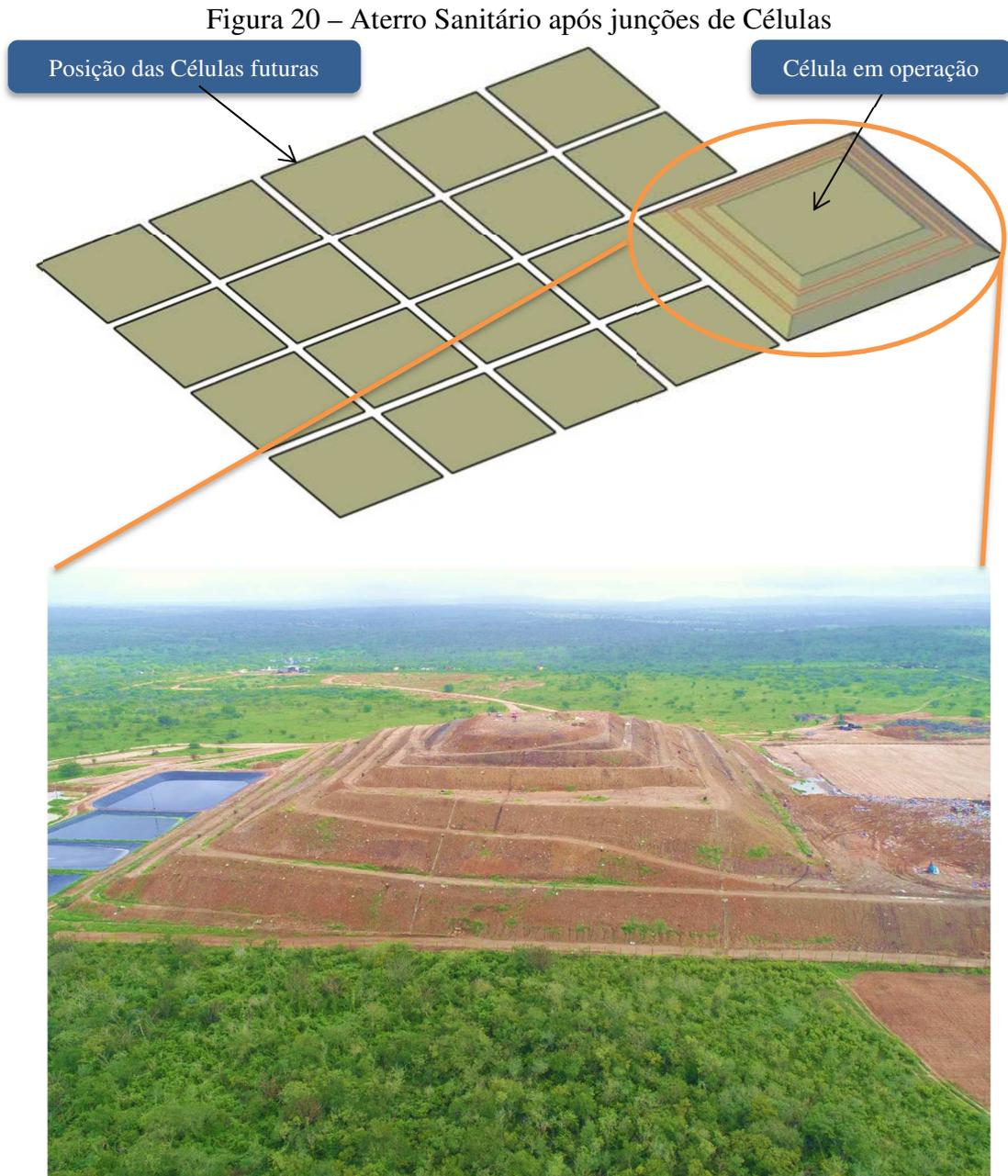
Fonte: Acervo da pesquisa (2020).

A geometria definida para o Aterro Sanitário contempla a instalação de 22 Células de resíduos, com área de base de 100 x 100 m, altura máxima de 20 m, executadas a cada 5 m, taludes com inclinação de 1:2 e bermas intermediárias de 6 m de largura. Para este layout, a capacidade de armazenamento de RSU é de 2.174.408,17 m³ (Figura 19).



Fonte: Acervo da pesquisa (2019).

Desde o início da operação do ASCG, julho de 2015 até agosto de 2019, foram implantadas 4 Células, denominadas de Células 1 (C1), 2 (C2), 3 (C3) e 4 (C4). Além disso, foram também dispostos RSU entre as Células 1, 2, 3 e 4 com o intuito de unificá-las, formando uma única Célula de dimensões 225 x 225 m, conforme esquematizado na Figura 20.



Fonte: Acervo da pesquisa (2020).

O Aterro Sanitário possui uma camada de base formada por uma mistura compactada de solo e bentonita na proporção de 4:1. No término da operação, os resíduos recebem uma camada de 60 a 80 cm do mesmo solo utilizado na camada de base, sem a adição de bentonita.

O sistema de drenagem vertical distribuído na Célula do ASCG é responsável pelo transporte ascendente de gases e pelo transporte descendente do lixiviado. Este sistema está interligado ao sistema de drenagem horizontal que possui forma de espinha de peixe e foi instalado sobre a camada de base do ASCG com intuito de conduzir o lixiviado captado para

quatro lagoas de acumulação de lixiviado. Além dos sistemas de drenagem vertical e horizontal, o ASCG também possui um sistema de drenagem superficial de águas pluviais para evitar infiltrações e acúmulo de líquidos na camada de cobertura do Aterro. Na Figura 21 pode-se observar os sistemas de drenagem.

Figura 21 – Sistemas de drenagem: (a) vertical; (b) horizontal; (c) superficial.



Fonte: Acervo da pesquisa (2019).

As Lagoas de Acumulação de Lixiviado (LAL1, LAL2, LAL3, LAL4) tem a função de armazenar o lixiviado drenado na Célula do ASCG, e, são utilizadas como forma de controle de vazão para recirculação de lixiviado na Célula. Já a Lagoa de Drenagem de Águas Pluviais é utilizada para reservar as águas pluviais e, quando necessário, umidificar as vias de acesso

interno com o intuito de evitar a dispersão de poeira. Na Figura 22 pode-se observar as Lagoas de Acumulação de Lixiviado e a Lagoa de Drenagem de Águas Pluviais.

Figura 22 – Lagoas de acumulação de lixiviado e de águas pluviais



Fonte: Acervo da pesquisa (2019).

3.2 Coleta e caracterização dos resíduos

Foram analisadas as características físico-químicas e geotécnicas dos resíduos depositados nas Células do Aterro Sanitário em diferentes idades de aterramento. Inicialmente foram coletados resíduos recém aterrados, com tempo de disposição na Célula inferior a 8 dias, sendo também denominados nesse estudo como resíduos com 0 ano de aterramento. Em seguida, conforme histórico de disposição dos resíduos nas Células do Aterro Sanitário, foram coletados resíduos com 1 e 2 anos de aterramento.

3.2.1 Coleta de resíduos recém aterrados (0 ano)

Os RSU foram coletados no Aterro Sanitário em Campina Grande, no dia 22 de maio de 2018, seguindo um planejamento estatístico para obter uma amostra que expressasse as características dos resíduos depositados pelos municípios. Segundo a NBR 10007 (ABNT, 2004), para resíduos heterogêneos de fácil amostragem, deve-se preparar uma amostra

respeitando as proporcionalidades dos diferentes resíduos, de forma a se obter uma única amostra representativa.

Para caracterizar os resíduos recém aterrados (0 ano), foram coletadas seis amostras de resíduos no local de disposição mais recente, entre as Células 3 e 4 (C_{3+4}) e as Células 1 e 2 (C_{1+2}) (Figura 23). As amostras coletadas correspondem aos RSU dispostos no ASCG no período de uma semana, garantido assim, a participação e disposição de resíduos de todos os municípios contribuintes, pois, apenas o município de Campina Grande deposita resíduos diariamente no Aterro Sanitário.

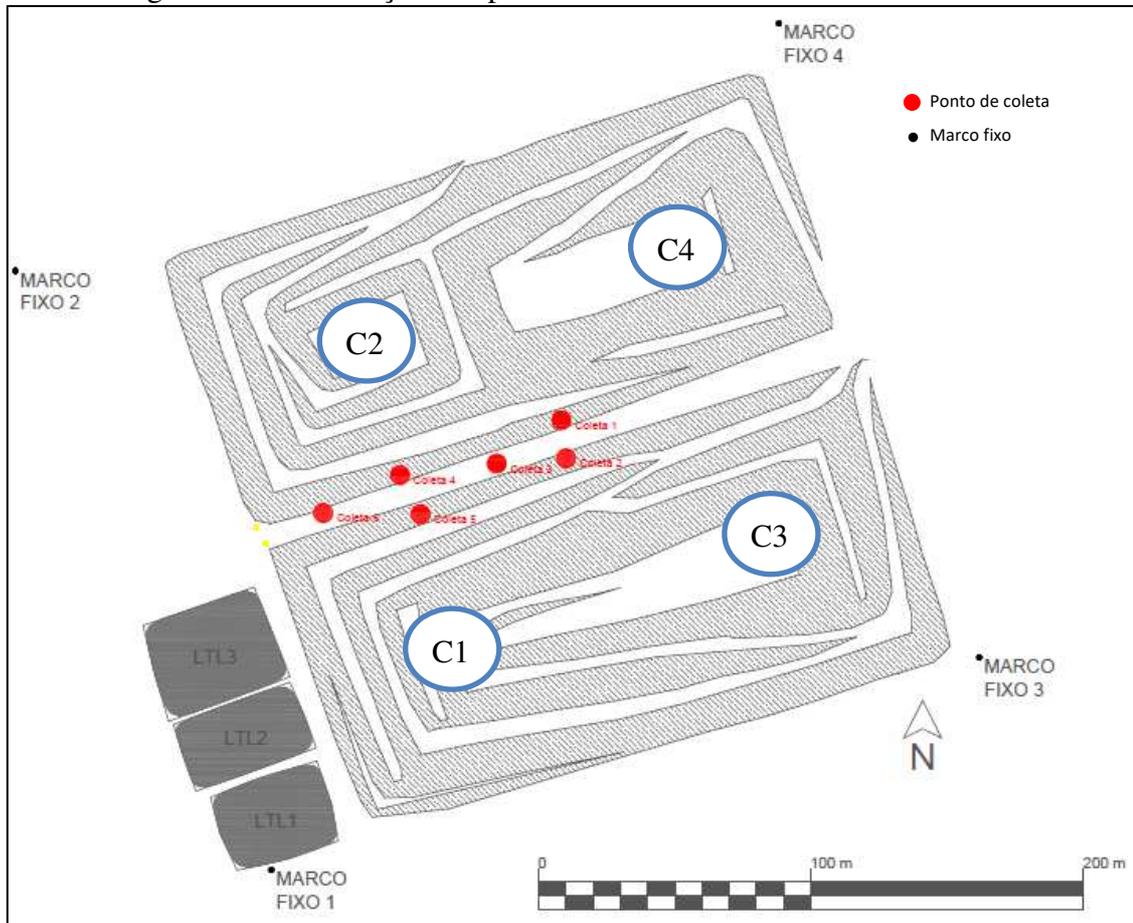
Figura 23 - Local de coleta dos resíduos



Fonte: Acervo da pesquisa (2018).

Para obter uma amostra representativa da massa de resíduos, coletou-se seis amostras de resíduos distribuídas simetricamente na área de disposição de resíduos, conforme ilustrado na Figura 24.

Figura 24 - Localização dos pontos de coleta dos RSU no ASCG – PB



Fonte: Acervo da pesquisa (2019).

Os resíduos coletados, já haviam sido homogeneizados, compactados com um trator de esteira e estava sendo colocada uma camada intermediária de solo, sendo caracterizada por Guedes (2018) como areia argilosa (SC). A camada de cobertura intermediária é disposta sobre os resíduos no término de cada jornada de trabalho.

A coleta dos RSU foi realizada com o auxílio de uma escavadeira hidráulica Caterpillar modelo 320DL. A escavação atingiu, aproximadamente, 2 m de profundidade, onde o primeiro metro foi descartado, pois compreendeu a camada intermediária de cobertura do ASCG, e no metro subsequente coletaram-se os resíduos e acondicionou-se em um caminhão caçamba (Figura 25).

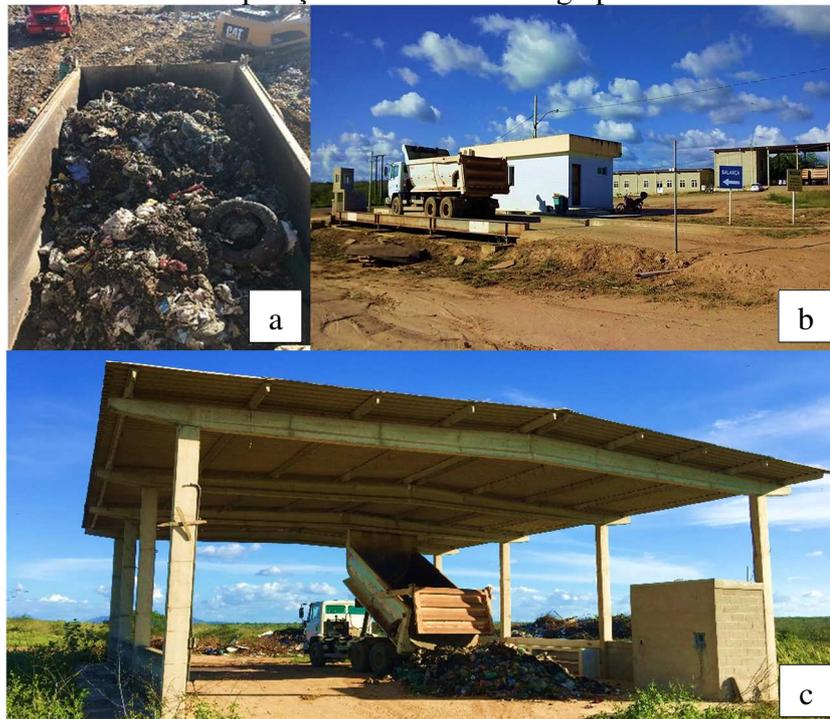
Figura 25 - Coleta e acondicionamento dos resíduos no caminhão caçamba.



Fonte: Acervo da pesquisa (2018).

Com os resíduos acondicionados no caminhão caçamba, Figura 26a, foi realizado o transporte até a balança rodoviária, pertencente ao ASCG, para aferir o peso do material coletados nos seis furos, conforme Figura 26b. Coletaram-se, aproximadamente, 1000 Kg de resíduos em cada ponto, totalizando uma amostra de 6000 Kg. Após pesagem, os resíduos foram dispostos no galpão para homogeneização, quarteamo e realização dos ensaios de caracterização físico-química e geotécnica, Figura 26c.

Figura 26 - (a) resíduos acondicionados no caminhão caçamba; (b) pesagem dos resíduos; (c) disposição dos resíduos no galpão



Fonte: Acervo da pesquisa (2018).

Com os resíduos dispostos no galpão iniciou-se a homogeneização com o auxílio de uma pá carregadeira Caterpillar modelo 966H. Os sacos plásticos foram abertos e o seu conteúdo foi homogeneizado com os demais resíduos, esse procedimento é ilustrado na Figura 27.

Figura 27 - (a) resíduos dispostos no galpão; (b) homogeneização dos resíduos



Fonte: Acervo da pesquisa (2018).

Após a homogeneização dos resíduos realizou-se o quartejamento (Figura 28) com uma pá carregadeira. Das quatro pilhas formadas, duas foram descartadas e duas homogeneizadas, formando uma única pilha resultante das pilhas de lados opostos. Esse procedimento foi replicado três vezes, obtendo-se, no término do procedimento, uma amostra com 731,4 kg de resíduos necessários para a realização dos ensaios de caracterização físico-química e geotécnica.

Figura 28 - Quartejamento dos resíduos



Fonte: Arquivo da pesquisa (2018).

A massa de resíduos obtida no término do quartejamento foi determinada por meio do planejamento estatístico para determinação do tamanho da amostra para populações finitas (Equação 8). Dessa forma, foi possível garantir, com nível de significância de 10 %, a representatividade dos resíduos recém dispostos no ASCG.

$$n = \frac{Z^2 * \sigma^2 * N}{d^2 * (N - 1) + Z^2 * \sigma^2} \quad 8$$

Sendo:

n = tamanho da amostra;

Z = valor crítico que corresponde ao grau de confiança desejado;

σ^2 = desvio padrão populacional da variável estudada;

N = tamanho da população;

d = erro amostral.

3.2.2 Coleta de resíduos com 1 e 2 anos de aterrados

Além da coleta e análise dos resíduos recém aterrados, foram coletados e analisados resíduos com idade de aterramento de 1 e 2 anos pelo método de trincheiras, com auxílio de uma retroescavadeira Caterpillar modelo 416e, em regiões pré-estabelecidas, conforme ilustra Figura 29. A localização dos pontos de coleta dos RSU foi definida de acordo com o espaço de tempo ocorrido entre a disposição dos resíduos e a data da coleta. A idade das amostras foi confirmada pelas datas legíveis de documentos, bem como pelas datas de fabricação e/ou validade escritas nas embalagens de produtos coletados nos pontos pré-definidos.

Figura 29 – Locais de coleta dos resíduos com 1 e 2 anos de aterramento



Fonte: Adaptado do Google Earth (2021).

A camada de cobertura do aterro foi desprezada e os resíduos escavados foram dispostos em caminhão caçamba, pesados e transportados até um galpão para homogeneização, abertura dos sacos plásticos, caso necessário, quarteamento e realização dos ensaios de caracterização.

Os resíduos com 1 ano de aterramento foram coletados no dia 03 de junho de 2019, na primeira berma ao oeste do ASCG, situado nas coordenadas 7°16'44.74" latitude sul e 36° 0'47.13"

a oeste de Greenwich, conforme ilustra Figura 29. A camada de cobertura do aterro era composta por, aproximadamente, um metro e meio de solo compactado e fragmentos de rocha que foram retirados para coleta dos resíduos, conforme ilustra Figura 30.

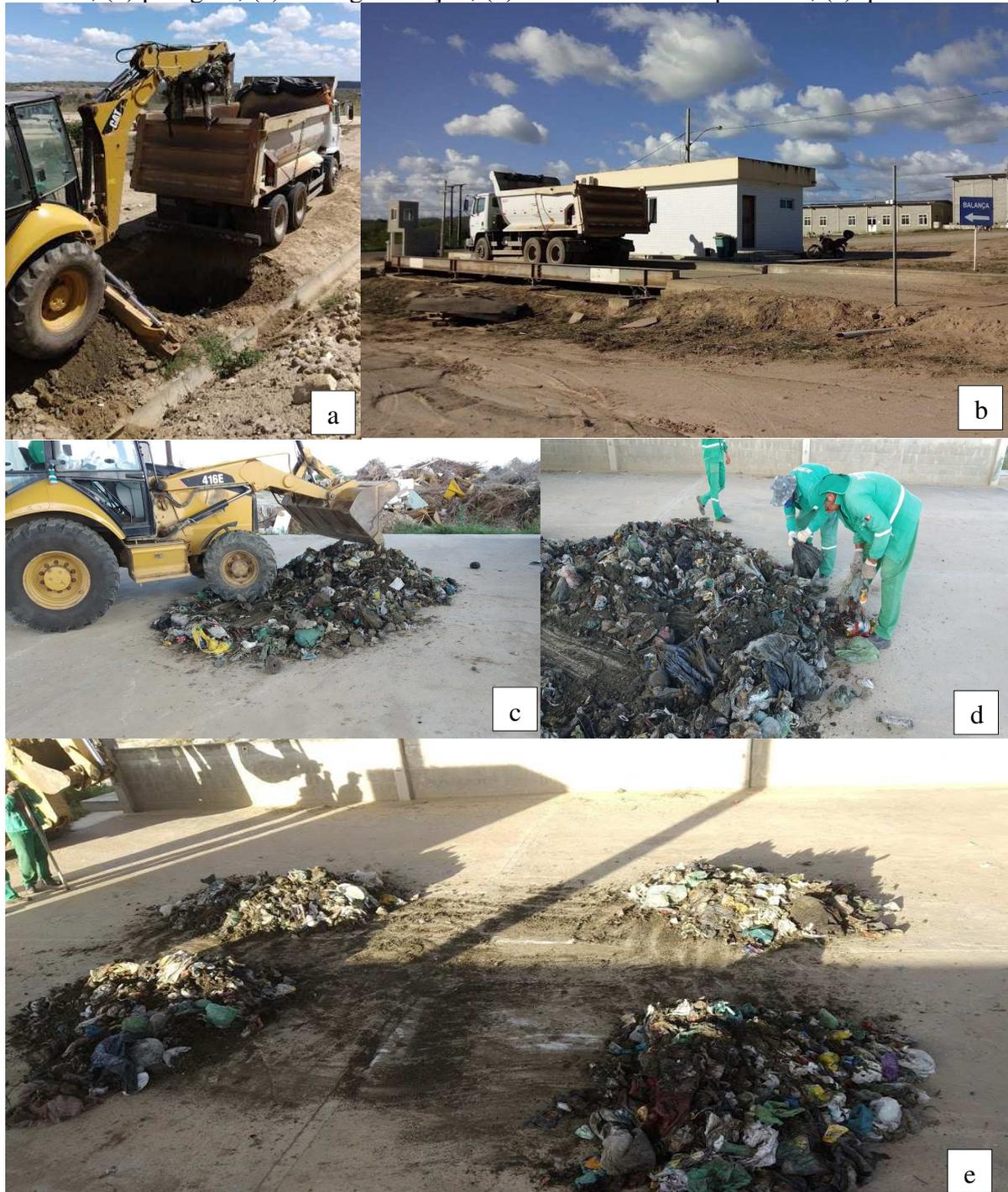
Figura 30 – Retirada da camada de cobertura para coleta dos RSU com 1 ano de aterramento



Fonte: Acervo da pesquisa (2019).

Visando obter uma amostra representativa dos resíduos com 1 ano de aterramento realizou-se um planejamento estatístico, com um nível de significância de 10%, para determinação do tamanho da amostra (Equação 8). Dessa forma, coletou-se aproximadamente 1 t de resíduos, sendo a amostra mínima necessária de 770 Kg de RSU para representar os resíduos com 1 ano de aterramento. Após coleta dos resíduos com 1 ano de aterramento, procedeu-se de maneira análoga à descrita no item 3.2.1, conforme ilustrado na Figura 31.

Figura 31 – Preparação dos resíduos para caracterização físico-química e geotécnica: (a) coleta; (b) pesagem; (c) homogeneização; (d) abertura de sacos plásticos; (e) quarteamento



Fonte: Acervo da pesquisa (2019).

A coleta dos resíduos com 2 anos de idade ocorreu no dia 05 de novembro de 2019 na segunda berma ao sul do ASCG, situado nas coordenadas, 7°16'46.80" latitude sul e 36° 0'42.15" a oeste de Greenwich, conforme ilustra Figura 29. O mesmo procedimento descrito

para coleta dos resíduos com 1 ano de idade foi realizado para coleta dos resíduos com 2 anos de idade.

3.2.3 Caracterização físico-química dos resíduos sólidos urbanos

As amostras de resíduos coletadas no ASCG com 0, 1 e 2 anos de disposição foram caracterizadas, isoladamente, quanto as suas idades de aterramento. A caracterização gravimétrica, a determinação da umidade, peso específico, umidade, pH, teor de sólidos voláteis, DQO e DBO foram realizadas logo após a coleta dos resíduos. Para determinação dos tamanhos das partículas, os resíduos foram secos ao ar durante 15 dias.

No Quadro 5 estão descritos os ensaios e os procedimentos metodológicos adotados para caracterização físico-química dos resíduos. Nas seções desse subtópico serão detalhados apenas os métodos que tiveram adaptações e/ou não possuem metodologia específica.

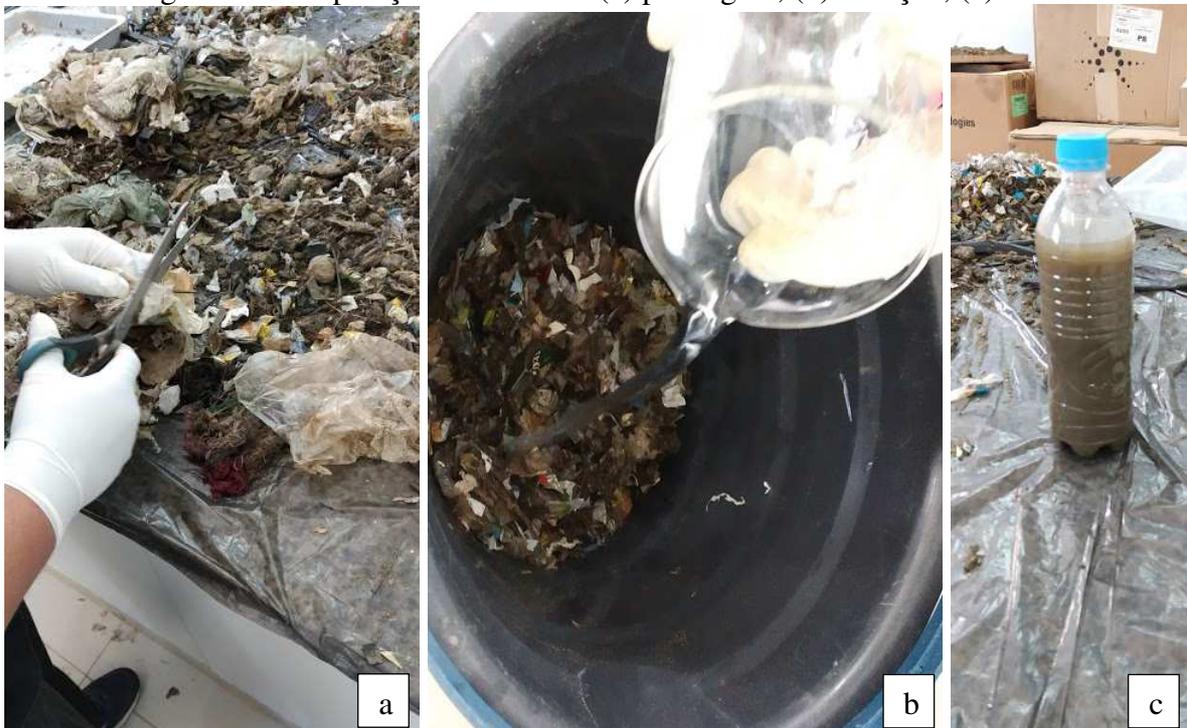
Quadro 5 – Parâmetros físico-químicos e procedimentos metodológicos

Parâmetro físico	Método/Técnica
Composição gravimétrica	Adaptado da GDA Empfehlungen E1-7 (DGGT, 1994)
Tamanho das partículas	Adaptação da NBR 7181 (ABNT, 2016) e contribuições de Alcântara (2007), Farias (2014) e Araújo Neto (2016)
Peso específico dos resíduos	Adaptações da metodologia de Shariatmadari <i>et. al.</i> (2014) e Ramaiah <i>et. al.</i> (2017)
Umidade	Manassero <i>et al.</i> (1996), Monteiro (2003) e Silva (2012)
pH	Standard Methods (AWWA/APHA/WEF, 2017)
Teor de sólidos voláteis	WHO (1978)
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	Standard Methods (AWWA/APHA/WEF, 2017)
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	Standard Methods (AWWA/APHA/WEF, 2017)

Fonte: Acervo da pesquisa (2019).

As amostras destinadas para determinação da umidade, pH, teor de sólidos voláteis, DQO e DBO foram picotadas, mantendo as dimensões de 1x3 cm. Para a realização dos ensaios de pH, DQO e DBO a amostra picotada foi diluída em água destilada, na proporção de 0,5 Kg de resíduos para 1 L de água de água destilada. Após aproximadamente, 30 minutos, a amostra foi submetida a um peneiramento com malha de, aproximadamente, 1,2 mm, e foi obtido um extrato equivalente ao lixiviado. A Figura 32 ilustra o processo de preparação da amostra e obtenção dos extratos.

Figura 32 – Preparação de amostra: (a) picotagem; (b) diluição; (c) extrato



Fonte: Acervo da pesquisa (2019).

3.2.3.1 Composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos

Para realização da composição gravimétrica, os resíduos coletados nas Células do Aterro Sanitário foram dispostos em uma manta plástica, Figura 33, e foram classificados, de acordo com adaptações realizadas da norma alemã GDA Empfehlungen E1-7 (DGGT, 1994), nos seguintes grupos: plástico, matéria orgânica, vidro, metal, papel, papelão, têxteis sanitários, têxteis e couro, madeira, composto (materiais constituídos pela junção de mais um tipo de material) e material misto. Sendo classificado como material misto a parcela de amostra de

difícil identificação e que não se enquadra em nenhuma categoria, basicamente composta por uma mistura de solo e material orgânicos não identificados.

Figura 33 - Materiais espalhados e realização da segregação dos RSU



Fonte: Acervo da pesquisa (2019).

Durante a segregação, os resíduos foram dispostos sobre uma manta plástica, separados por categoria (Figura 34). Os que não se encaixaram em nenhuma categoria ou de difícil identificação foram classificados como material misto (Figura 35).

Figura 34 - Segregação dos RSU



Fonte: Acervo da pesquisa (2019).

Figura 35 – Material misto



Fonte: Acervo da pesquisa (2019).

Para a pesagem dos materiais e determinação da composição gravimétrica foi utilizada uma Balança Mecânica Plataforma Welmy com capacidade de carga de 150 kg, e precisão de 10 g, bem como dois recipientes de 62 L (Figura 36). Para determinar o percentual de cada componente dos RSU por meio da determinação da massa destes em relação à massa total, utilizou-se a Equação 9.

$$CG = \frac{P_c}{P_t} 100$$

9

Sendo:

CG = composição gravimétrica (%);

P_c = peso de cada fração segregada (kg);

P_t = peso total dos resíduos destinados a composição gravimétrica (kg).

Figura 36 – Pesagem dos componentes dos resíduos: (a) Identificação dos recipientes; (b) balança utilizada para pesagem dos resíduos; (c) pesagem dos materiais



Fonte: Acervo da pesquisa (2019).

3.2.3.2 Tamanho das partículas dos resíduos sólidos urbanos

A determinação da granulometria dos RSU fundamenta-se na adaptação da NBR 7181 (ABNT, 2016), que descreve o ensaio de granulometria para solos. Este ensaio utilizou as contribuições de Alcântara (2007), Farias (2014) e Araújo Neto (2016). Para classificar a fração fina seguiram-se os procedimentos descritos em REMECOM (Réseau Européen de Mesures Pour la Caractérisation des Ordures Ménagér) e Defra (2004) que reconhecem como finos a quantidade de material que passa na peneira com malha de 20 mm.

Os resíduos destinados para caracterização granulométrica foram espalhados sobre uma manta plástica para secagem ao ar livre durante 15 dias. Após a secagem, coletou-se 10 Kg de resíduos para realização do ensaio (Figura 37).

Figura 37 – Secagem dos resíduos ao ar livre



Fonte: Acervo da pesquisa (2019).

No laboratório, realizou-se o ensaio de granulometria para a fração grossa e fina dos resíduos. Para o peneiramento da parte grossa foram utilizadas cinco peneiras, sendo uma peneira de forma circular e quatro retangulares de área aproximadamente $0,4 \text{ m}^2$, todas com malhas metálicas. Na primeira etapa, o processo de separação foi manual com auxílio de uma peneira circular de 76,2 mm (diâmetro da malha). Em seguida, com ajuda do agitador mecânico, iniciou-se o peneiramento da segunda etapa utilizando peneiras retangulares de 50,8 mm até 19,1 mm. Por fim, o material retido em cada peneira foi levado para a estufa a 60°C durante 48 h.

Os resultados obtidos a partir das massas retidas em cada peneira são calculados a partir das Equações 10 e 11.

$$PR = \frac{MR}{MST} * 100 \quad 10$$

$$PP = 100 - PR \quad 11$$

Sendo:

PR = porcentagem retida no peneiramento grosso (%);

MR = massa retida (g);

MTS = massa total seca (g);

PP = porcentagem que passa no peneiramento grosso (%).

O peneiramento da fração fina foi realizado por meio de peneiras circulares, com malhas variando de 9,5 mm a 0,072 mm. Pesou-se 1 Kg da amostra passante na peneira de malha 19,1 mm, e em seguida foi realizado o peneiramento por método manual.

Aconteceu a lavagem da amostra na peneira 0,072 mm como estabelece a NBR 7181 (ABNT, 2016). Desta forma, por fim, o material retido em cada peneira foi pesado.

Os resultados obtidos a partir das massas retidas em cada peneira para a fração fina são calculados por meio das equações 12 e 13.

$$PR = \frac{MR}{MTSPF} \cdot 100 \quad 12$$

$$PP = (100 - PR) - N \quad 13$$

Sendo:

PR = porcentagem retida no peneiramento fino (%);

MR = massa retida (g);

MTSPF = massa total seca da parte fina (g);

PP = porcentagem que passa no peneiramento fino (%);

N = fração que a massa fina representa do total da amostra (%).

3.2.3.3 *Peso específico dos resíduos sólidos urbanos*

O peso específico dos resíduos sólidos depositados no Aterro Sanitário foi determinado por meio da relação do peso do material escavado pelo volume ocupado por ele. Não há ensaios normatizados para a determinação do peso específico dos RSU, porém, utilizou-se a técnica adotada por Shariatmadari *et al.* (2015) e Ramaiah *et al.* (2017) que consiste em abertura de valas, coleta e pesagem dos resíduos, assim como determinação do volume por volume de água.

Os RSU escavados foram conduzidos para pesagem, e a vala foi forrada com manta sintética de dimensões 3,2 x 4,0 m (Figura 38), tendo o cuidado em acomodar e regularizar o fundo e as laterais. Para diferenciar a camada de cobertura e de resíduos, efetuaram-se marcações com fitas para delimitação do limite máximo de água a ser inserido na vala.

Figura 38 – Acomodação da manta sintética na vala



Fonte: Acervo da pesquisa (2019).

Para a cubagem da cava, seu preenchimento foi realizado com água fornecida pelo caminhão-pipa, proveniente da lagoa de drenagem de águas superficiais do Aterro Sanitário e conduzido para o local de coleta dos resíduos. O volume de água necessário ao preenchimento da cava foi medido com emprego de dois recipientes com volume de 60 L cada. Assim, realizou-se o enchimento desses recipientes com água e em seguida foram despejados de forma gradativa no interior da cava, até que atingissem as marcações de altura predeterminada, conforme ilustrado na Figura 39.

Figura 39 – Cubagem da cava: (a) abastecimento do caminhão pipa; (b) enchimento dos recipientes; (c) preenchimento da cava com água; (d) cava preenchida



Fonte: Acervo da pesquisa (2019).

Para determinação do peso específico *in situ* dos resíduos aterrados, utilizou-se a Equação 14.

$$\gamma = \frac{Pt}{Vt}$$

14

Sendo:

γ = peso específico dos resíduos sólidos (kN/m³);

Pt = peso total da amostra de resíduos sólidos (kN);

Vt = volume total da amostra de resíduos sólidos (m³).

Cox *et al.* (2015) destacam a necessidade de se compreender o comportamento do peso específico dos RSU, sobretudo em situações de campo, para a determinação dos processos executivos e desempenho do aterro sanitário.

3.2.3.4 Umidade dos resíduos sólidos urbanos

A umidade foi determinada conforme metodologia adaptada da NBR 6457 (ABNT, 2016) pelo método da estufa, base úmida e procedimentos descritos por Manassero *et al.* (1996), Monteiro (2003) e Silva (2012). Para isso, utilizou-se uma quantidade representativa da amostra dos resíduos, aproximadamente 50 g, sendo o peso verificado em balança de precisão Marte modelo AS5500C, e seguida foram encaminhadas para secagem em estufa com temperatura de 100°C. O tempo de permanência das amostras na estufa foi o necessário para estabilizar o peso seco, aproximadamente, 24 horas. Após este processo, as amostras foram resfriadas a temperatura ambiente no dessecador para não haver alteração no seu peso. Logo em seguida, pesou-se a amostra. Este ensaio foi realizado em triplicatas. Os cálculos para determinação do teor de umidade foram expressos pela Equação 15.

$$w = \frac{P_i - P_f}{P_i} \cdot 100 \quad 15$$

Sendo:

w = teor de umidade dos resíduos sólidos (%);

P_i = peso inicial dos resíduos sólidos (g);

P_f = peso final após secagem dos resíduos sólidos (g).

Vale ressaltar que, não há consenso sobre a temperatura de secagem para definir o teor de umidade dos resíduos sólidos. Segundo Gabr e Valero (1995), a temperatura deve ser de 60 °C, para evitar a perda de voláteis. König e Jessberger (1997) sugerem o uso de dois níveis de temperatura, secando primeiro a 70 °C e depois a 105 °C. Resultados obtidos com outras

temperaturas entre 60 °C e 105 °C também são relatados: por exemplo, 85 °C por Zornberg *et al.* (1999). Coumoulos *et al.* (1997) compararam os resultados do teor de umidade dos resíduos determinado a 105 °C por períodos de 18 h e a 60 °C por períodos de 48 h e obtiveram resultados semelhantes. Gomes e Lopes (2012) realizaram testes para comparar os resultados obtidos para em secagens a 105 °C, 90 °C e 60 °C com aqueles obtidos em temperatura de secagem de 60 °C a 105 °C. Os resultados não mostraram diferenças significativas, exceto no tempo necessário para estabilizar o peso seco, que foi maior para as menores temperaturas de ensaio. Por isso, nesta pesquisa utilizou-se a temperatura de secagem de 100 °C, por, aproximadamente, 24 h.

3.2.4 Caracterização geotécnicas dos resíduos sólidos urbanos

A caracterização geotécnica dos resíduos com 0, 1 e 2 anos de aterramento só foi iniciada 15 dias após a coleta de cada amostra. Este intervalo de tempo compreende o período para secagem das amostras ao ar livre. No Quadro 6 estão descritos os ensaios e a metodologia adotada para caracterização geotécnica dos resíduos.

Quadro 6 – Parâmetros geotécnicos e procedimentos metodológicos

Parâmetro geotécnico	Método/Técnica
Compactação	Adaptação da NBR 7182 (ABNT, 2016)
Permeabilidade	Adaptação da NBR 13292 (ABNT, 2021)
Resistência ao cisalhamento	Adaptação da D3080 (ASTM, 2011)

Fonte: Acervo da pesquisa (2019).

3.2.4.1 Compactação dos resíduos sólidos urbanos

As amostras de resíduos utilizadas no ensaio de compactação foram retiradas da mesma pilha de resíduos destinados ao ensaio de granulometria, onde secou-se os resíduos ao ar livre por 15 dias e coletou-se 7 Kg de RSU para execução do ensaio.

O ensaio de compactação dos resíduos foi adaptado da metodologia de compactação de solos da NBR 7182 (ABNT, 2016). Como parte da adaptação da norma, foi utilizado um molde do cilindro grande, padrão CBR, com volume de 0,0040989 m³, soquete grande com peso de 4,64 Kg caindo de uma altura de 0,465 m. Ainda que utilizando a energia Proctor Normal foi

necessário utilizar o cilindro maior para melhor acomodação dos resíduos, que apresentam composição e tamanho dos grãos diferentes das partículas que compõem o solo.

Desse modo foi possível determinar a massa específica seca máxima, umidade ótima e o grau de compactação dos resíduos, sendo os dois primeiros determinados pela curva de compactação dos RSU e o último pela Equação 16.

$$GC = \frac{\gamma_d^{campo}}{\gamma_d^{máximo}} \quad 16$$

Sendo:

GC = grau de compactação dos resíduos sólidos;

γ_d^{campo} = massa específica de campo dos resíduos sólidos;

$\gamma_d^{máximo}$ = massa específica seca máxima dos resíduos sólidos.

3.2.4.2 Permeabilidade à água dos resíduos sólidos urbanos

Os ensaios de permeabilidade à água dos resíduos sólidos urbanos com diferentes idades de aterramento foram realizados no permeâmetro de carga variável. Para realização do ensaio foi confeccionado um tubo de carga e os procedimentos foram executados conforme estabelecido na NBR 14545, método B (ABNT, 2021).

Com o propósito de melhor representar o coeficiente de permeabilidade dos RSU realizou-se um planejamento fatorial para abranger diferentes cenários que os resíduos podem estar submetidos no aterro sanitário. Estas configurações foram adotadas para as amostras de resíduos recém dispostos no ASCG, assim como para aquelas que possuíam 1 e 2 anos de aterramento.

As variáveis independentes determinadas neste estudo foram peso específico e teor de umidade, sendo seus níveis fixados conforme Tabela 8. O coeficiente de permeabilidade é identificado como variável resposta (dependente), dessa forma pode-se analisar a influência da variabilidade do peso específico e teor de umidade na permeabilidade dos resíduos.

Tabela 8 – Matriz do delineamento fatorial para análise da permeabilidade à água

Variáveis	Nível		
	-1	0	+1
Peso específico (kN/m ³)	10	12,5	15
Teor de umidade (%)	34	49,5	65

Fonte: Acervo da pesquisa (2019).

Na Tabela 8, os pontos denominados nível -1 (limite inferior) e nível +1 (limite superior) delimitam faixas experimentais de valores mínimos e máximos, respectivamente. O ponto central (nível 0) corresponde à faixa de valor intermediária entre os níveis -1 e +1.

Os níveis determinados para peso específico foram baseados em valores típicos verificados na literatura, que, conforme Boscov (2008), variam de 10 a 19 kN/m³ e Ramaiah, Ramana e Datta (2017) varia entre 10 e 15 kN/m³. Para Fassett *et. al.* (1994) a variação do valor médio típico está entre 9 kN/m³ e 10 kN/m³. Devido às limitações do equipamento de compactação, a amplitude peso específico adotado neste estudo variou de 10 a 15 kN/m³.

A variabilidade da umidade dos resíduos dos níveis -1 a +1 foi determinada de acordo com os estudos realizados por Ribeiro (2012) que investigou a umidade de um aterro experimental de resíduos sólidos urbanos na cidade de Campina Grande – PB e constatou uma umidade máxima de 65% e mínima de 34% em um período que abrangeu a época seca e de chuvas. A escolha dos limites de teor de umidade se reflete em função do estudo de Ribeiro (2012) ser situado na mesma região geográfica do Aterro Sanitário em Campina Grande.

No planejamento fatorial do ensaio de permeabilidade a água dos RSU foi utilizado o delineamento composto com ponto central (DCC), com 2 níveis, 2 fatores e 3 pontos centrais, resultando em 21 ensaios, 7 para cada idade de aterramento, conforme descrito na Tabela 9.

Tabela 9 – Matriz do planejamento fatorial para análise da permeabilidade à água

Experimentos	Peso específico (kN/m ³)	Teor de umidade (%)
1	10	34
2	15	34
3	10	65
4	15	65

5 (C)	12,5	49,5
6 (C)	12,5	49,5
7 (C)	12,5	49,5

Fonte: Acervo da pesquisa (2019).

As amostras de resíduos utilizadas no ensaio de permeabilidade à água foram provenientes da amostragem e coleta de resíduos com idade de 0, 1 e 2 anos de aterramento, sendo utilizadas amostras com composição gravimétrica correspondente a cada idade de aterramento.

Hossain *et al.* (2009) e Zhang *et al.* (2018), sugerem que resíduos muito grandes, quando comparadas com o diâmetro final do corpo de prova, sejam cortadas, para reduzir a influência do contorno dos resíduos e para facilitar a realização do ensaio. Entretanto, Pinto (2006), cita que, a dimensão das partículas influencia de forma significativa a permeabilidade de amostras. Por isso, optou-se por preservar as dimensões originais dos resíduos.

Para realização do ensaio, corrigiu a umidade da amostra, compactou-se o corpo de prova estaticamente e conduziu o ensaio no permeômetro de carga variável, conforme ilustrado na Figura 40.

Figura 40 – Ensaio de permeabilidade: (a) amostra de resíduos; (b) compactação; (c) permeômetro a carga variável



Fonte: Acervo da pesquisa (2020).

Após realização dos ensaios, os coeficientes de permeabilidade à água dos resíduos sólidos foram determinados conforme Equação 17.

$$K = \frac{a \cdot H}{A \cdot \Delta t} \times \ln \frac{h_1}{h_2} \quad 17$$

Sendo:

K = coeficiente de permeabilidade (cm/s);

Δt = diferença entre os instantes t_2 e t_1 (s);

h_1 = carga hidráulica no instante t_1 (cm);

h_2 = carga hidráulica no instante t_2 (cm);

a = área interna da bureta blindada, somada à área interna do tubo de carga (cm²);

H = altura do corpo de prova (cm);

A = área do corpo de prova (cm²).

3.2.4.3 Resistência ao cisalhamento dos resíduos sólidos urbanos

Os ensaios de resistência ao cisalhamento dos resíduos sólidos depositados no ASCG foram realizados na condição drenada e não drenada, com o objetivo de verificar as alterações dos parâmetros de resistência (intercepto coesivo e ângulo de atrito) dos RSU conforme sua idade de aterramento, umidade, peso específico e tensão normal aplicada.

Como não existe nenhuma metodologia específica para o ensaio de cisalhamento direto com RSU, será utilizada a metodologia da mecânica dos solos, baseada no critério de ruptura de Mohr-Coulomb e na D3080 (ASTM, 2011), procedimento este já adotado por Gabr e Valero (1995), Abreu e Vilar (2017) e Bualt e Yukselen-Aksoy (2017) para análise de resistência ao cisalhamento dos RSU.

Para realização dos ensaios de resistência ao cisalhamento direto elaborou-se também um planejamento fatorial que abrangeu os cenários estabelecidos nos ensaios de permeabilidade. Estas configurações foram adotadas para as amostras de resíduos recém dispostos no ASCG, assim como para aquelas que possuíam 1 e 2 anos de aterramento.

Além das variáveis independentes descritas nos ensaios de permeabilidade, para o ensaio de cisalhamento direto foi acrescentada a tensão normal conforme descrito na Tabela 10. A tensão cisalhante é identificada como variável resposta, dessa forma pôde-se, também,

analisar a influência da variabilidade do peso específico, teor de umidade e tensão normal na resistência ao cisalhamento dos resíduos.

Tabela 10 – Matriz do delineamento fatorial para análise da resistência ao cisalhamento

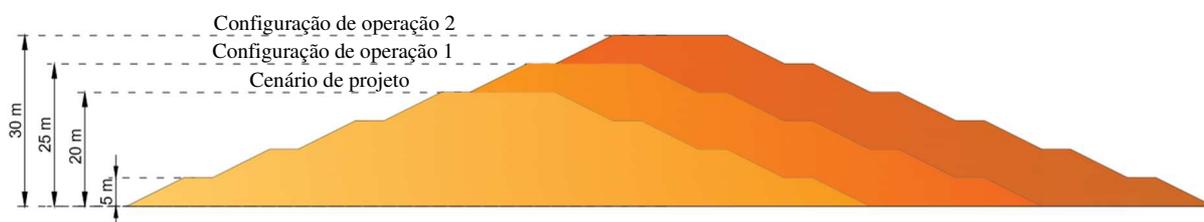
Variáveis	Nível		
	-1	0	+1
Peso específico (kN/m ³)	10	12,5	15
Teor de umidade (%)	34	49,5	65
Tensão normal (kPa)	50	175	300

Fonte: Acervo da pesquisa (2019).

Os níveis determinados para peso específico e teor de umidade dos resíduos sólidos foram os mesmos utilizados no ensaio de permeabilidade à água. Já os limites estabelecidos para tensão normal aplicada na amostra de resíduos compreenderam uma faixa de 50 a 300 kPa. Tensões equivalente a 5 m e 30 m de altura do maciço sanitário, considerando um peso específico de 10 kN/m³, que, segundo Zekkos *et al.* (2006) e Boscov (2008), corresponde ao valor médio da massa específica aparente para resíduos coletados na superfície.

A altura máxima estabelecida permite avaliar a resistência ao cisalhamento do ASCG conforme cenário de projeto e possíveis configurações de operação. A altura mínima de 5 m corresponde as tensões estabelecidas na primeira berma do maciço sanitário e a altura máxima de 30 m representa a configuração de operação 2 do ASCG, conforme ilustrado na Figura 41.

Figura 41 – Alturas do maciço sanitário para análise da resistência ao cisalhamento



Fonte: Acervo da pesquisa (2019).

No planejamento fatorial para realização do ensaio de cisalhamento direto foi utilizado o delineamento composto com ponto central (DCC) com 2 níveis, 3 fatores e 3 pontos centrais. O experimento foi replicado na condição inundada, utilizando os mesmos níveis e fatores

apresentados na Tabela 11. Foram realizados 22 ensaios de cisalhamento direto para cada idade dos resíduos (0, 1 e 2 anos), totalizando 66 ensaios.

Tabela 11 – Matriz do planejamento fatorial para análise da resistência ao cisalhamento

Experimentos	Peso específico (kN/m³)	Teor de umidade (%)	Tensão normal (kPa)
1	10	34	50
2	15	34	50
3	10	65	50
4	15	65	50
5	10	34	300
6	15	34	300
7	10	65	300
8	15	65	300
9 (C)	12,5	49,5	175
10 (C)	12,5	49,5	175
11 (C)	12,5	49,5	175

Fonte: Acervo da pesquisa (2019).

A moldagem dos corpos de prova das amostras foi realizada em quatro etapas:

1. Preparação das amostras com dimensões de 1 a 3 cm de comprimento e de 0,5 a 1 cm de largura e composição gravimétrica análoga ao da idade dos RSU investigados.
2. Determinação da quantidade de resíduos que deverão preencher a caixa de cisalhamento, levando em consideração o peso específico do planejamento estatístico.
3. Correção da umidade para a umidade do planejamento estatístico.
4. Compactação da amostra com o auxílio de uma prensa hidráulica manual, deixando-a rente à superfície da caixa.

A Figura 42 ilustra os procedimentos adotados para preparação da amostra.

Figura 42 – Moldagem dos corpos de prova para o ensaio de resistência ao cisalhamento: (a) amostra; (b) inserção de resíduos na caixa de cisalhamento; (c) e (d) compactação da amostra; (e) amostra na prensa de cisalhamento direto



Fonte: Acervo da pesquisa (2019).

O equipamento utilizado para o ensaio de cisalhamento direto foi a prensa de cisalhamento direto da marca ELE, com sistema de carga confinante por meio de pesos em pendural. Para realização das leituras dos deslocamentos verticais foi utilizado um extensômetro da marca Baty, com precisão de 0,0005 polegadas. Já para os deslocamentos

horizontais foi utilizado o extensômetro da marca ELE, com precisão de 0,001 polegadas. A horizontal força resistente foi determinada a partir de um anel dinamométrico com constante de 0,154 kgf/div e capacidade de 184,8 kgf.

As leituras foram realizadas em função da deformação horizontal de 0,5 % a 28 %, sendo registrados os deslocamentos verticais e as tensões resistentes. Os ensaios foram realizados conforme planejamento fatorial descrito na Tabela 11 para cada idade de aterramento dos resíduos.

A velocidade do ensaio foi definida como a menor velocidade disponível no equipamento, para que fosse garantida a condição drenada do cisalhamento. Dessa forma, a velocidade de cisalhamento dos ensaios foi de 0,3 mm/min. Esta velocidade também foi utilizada nos ensaios com condição não drenada.

Após a preparação do corpo de prova, com a caixa de cisalhamento já preparada, o procedimento foi iniciado com a aplicação da carga normal necessária ao ensaio e após um período de 5 minutos o ensaio de cisalhamento era iniciado. Esse procedimento inicial foi adotado para padronizar os ensaios realizados.

Para os ensaios na condição inundada, foi utilizado como líquido imersor o ácido acético. Dessa forma os processos biodegradativos foram inibidos durante o tempo de imersão e realização do ensaio. Durante o período de imersão, a amostra era submetida a uma carga de assentamento equivalente à 1/12 da carga estabelecida para o ensaio. Essa carga de assentamento foi necessária após ter-se constatado, por meio dos testes realizados, um comportamento expansivo das amostras quando imersas em ácido acético, que dificultava a realização do ensaio.

Após 24 h de imersão, tempo necessário para que o ácido acético permeasse a caixa de cisalhamento e fluísse pelos resíduos, o ensaio era iniciado seguindo os procedimentos descritos para o ensaio de cisalhamento direto não inundado.

3.3 Instrumentação e monitoramento do Aterro Sanitário

Além da estrutura que as Células do Aterro Sanitário possuem, foram instalados instrumentos para compreender o desempenho do Aterro Sanitário, auxiliar a análise da resistência ao cisalhamento dos resíduos e obter parâmetros para a análise da estabilidade do Aterro Sanitário. No Quadro 7 estão listados os instrumentos que foram instalados nas Células para o monitoramento do Aterro Sanitário.

Quadro 7 – Instrumentação para monitoramento do ASCG

INSTRUMENTOS	FUNÇÃO	COMENTÁRIO
Placas metálicas	Monitorar os recalques superficiais	A placa foi confeccionada com uma base de metal (dimensões 40x40x2 cm) e uma haste ($h = 0,5$ m e $\phi = 12,5$ mm) presa ao seu centro, sendo instaladas em áreas determinadas pela operação do ASCG.
Marco Topográfico	Monitorar os deslocamentos superficiais horizontais	Os marcos superficiais e fixos são blocos de concreto cilíndricos que possuem uma altura de 0,30 m e diâmetro de 0,15 m, com um pino metálico no centro da face superior do marco. Foram instalados nas extremidades das bermas e do platô. Os deslocamentos foram monitorados com auxílio da Estação Total Pentax R-205NE.
Piezômetro de Casagrande (Dunnicliff, 1998)	Monitorar o nível piezométrico	Os tubos piezométricos foram confeccionados em manilha de concreto, com um filtro de 1 m de altura, diâmetro interno de 0,28 m e diâmetro externo de 0,37 m. Sua instalação ocorreu na base do ASCG e realizou-se o alteamento conforme disposição dos resíduos.

Fonte: Acervo da pesquisa (2018).

3.3.1 Monitoramento das condições meteorológicas

As condições meteorológicas tais como: precipitação e temperatura ambiente, foram obtidas pela Estação Meteorológica do Instituto Nacional do Semiárido, localizada na PB -138, Km 1, e distante, aproximadamente, a 9 km do ASCG. Adicionalmente, são apresentados os dados históricos de precipitação e evaporação para o município de Campina Grande, registrados pela Estação Meteorológica da EMBRAPA entre os anos de 1981 a 2010 e disponibilizados nas

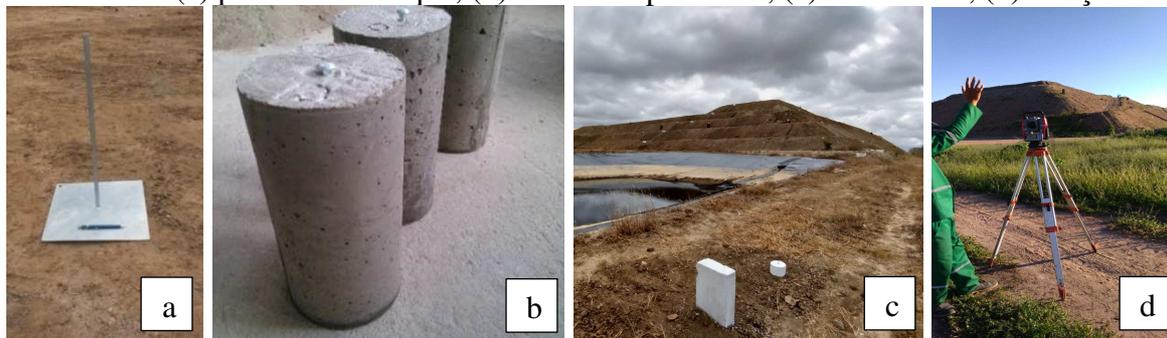
normais climatológicas do Brasil (INMET, 2021). Para este estudo, considerou-se os eventos meteorológicos ocorridos entre janeiro de 2018 a dezembro de 2020, contemplando todo o espaço temporal dos estudos realizados *in situ*.

3.3.2 Monitoramento da fase sólida

O monitoramento foi iniciado com a Célula em operação, por isso, os marcos foram instalados assim que as bermas foram finalizadas e, as placas foram instaladas quando o ASCG possuiu berma com largura superior as das vias de acesso. O ideal seria a instalação das placas no platô superior, após o término da operação da Célula.

O monitoramento dos deslocamentos superficiais horizontais e verticais da Célula do Aterro Sanitário possibilitou avaliar a segurança dos taludes. Nesse contexto, a medição dos deslocamentos foi realizada por meio de levantamento topográfico composto por uma estação total Pentax R-205NE, marcos superficiais, placas de recalque e marcos fixos (Figura 43).

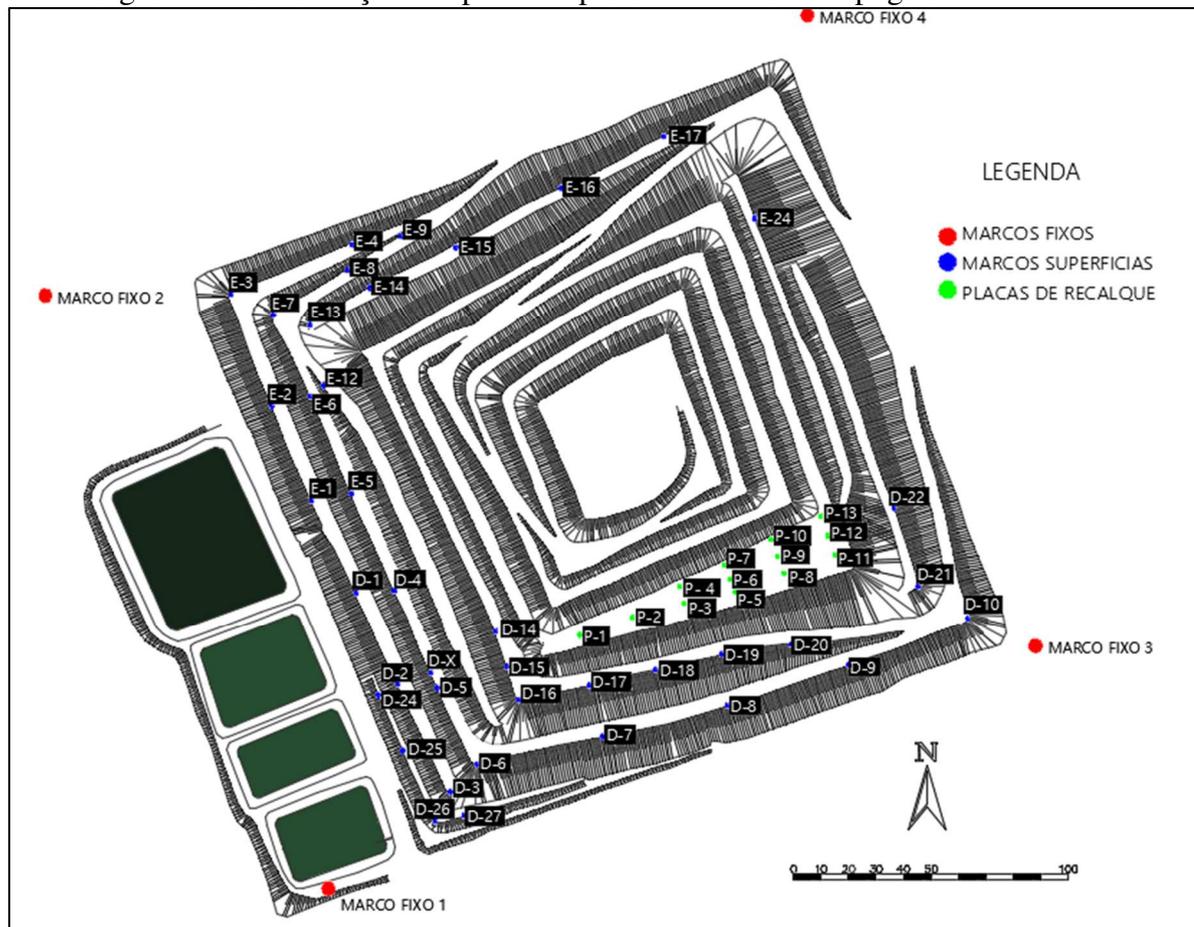
Figura 43 - Instrumentação utilizada no monitoramento dos deslocamentos do Aterro Sanitário: (a) placas de recalque; (b) marcos superficiais; (c) marco fixo; (d) estação total



Fonte: Acervo da pesquisa (2019).

Foram instaladas 13 (treze) placas de recalques e 48 (quarenta e oito) marcos superficiais sobre a camada de cobertura final de solo compactado do ASCG. Além disso, foram dispostos 4 (quatro) marcos fixos na região de solo indeformável nas proximidades da Célula, conforme ilustrado na Figura 44.

Figura 44 - Distribuição das placas superficiais e marcos topográficos na Célula



Fonte: Acervo da pesquisa (2019).

A estação total realizou leituras de deslocamentos absolutos entre os marcos superficiais ou placas de recalque e os marcos fixos correspondentes. A diferença entre a leitura topográfica inicial e as subsequentes permitiu a determinação dos deslocamentos da massa de resíduos sólidos.

A instalação dos marcos superficiais e das placas de recalques para monitoramento dos deslocamentos horizontais e verticais só pôde ocorrer após o término da operação de disposição de resíduos. Dessa forma, as atividades de operação do Aterro Sanitário têm influência direta no monitoramento do movimento do maciço sanitário, o que pode acarretar a remoção de marcos superficiais e placas de recalque para regularização da camada de cobertura de solo, resultando na descontinuidade do monitoramento.

Devido a operação do aterro, alguns marcos superficiais e placas de recalques foram removidos, resultando na necessidade de instalação de novos elementos conforme novas

geometrias da Célula e avanço da operação do Aterro Sanitário. Estudo dos deslocamentos do ASCG posteriores a esta geometria podem ser consultados em Araújo Neto *et al.* (2018) e Araújo Neto *et al.* (2019).

3.3.3 Monitoramento da fase líquida

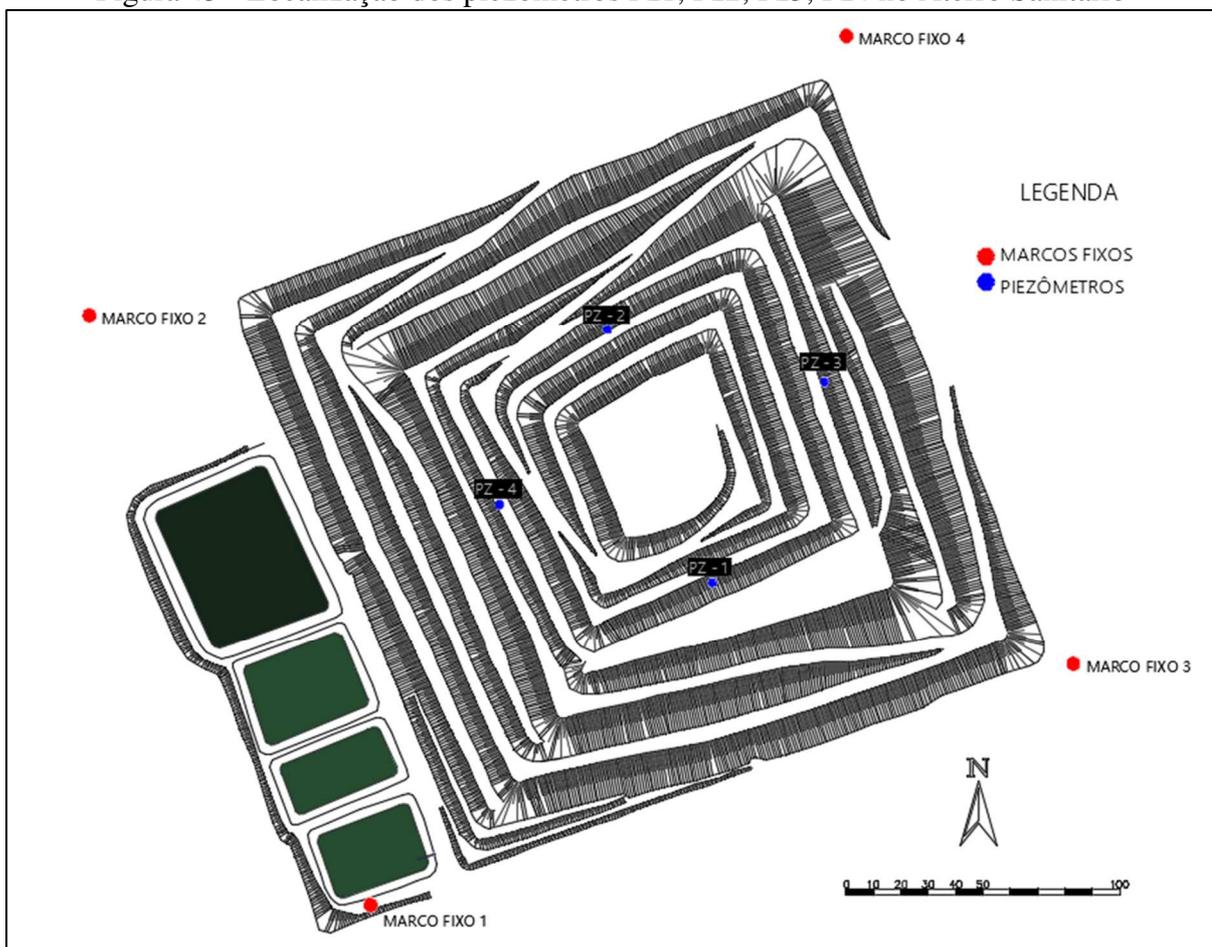
O monitoramento da fase líquida, lixiviado, do ASCG compreendeu na medição dos níveis de piezométricos, em piezômetros do tipo Casagrande distribuídos na Célula conforme critérios estabelecidos pela operação do Aterro Sanitário e no monitoramento das vazões de lixiviado na entrada da lagoa de acumulação de lixiviado.

3.3.3.1 Níveis piezométricos

O monitoramento dos níveis piezométricos foi realizado semanalmente em piezômetros do tipo Casagrande, confeccionados em manilha de concreto, com um filtro de 1 m de altura, diâmetro interno de 0,28 m e diâmetro externo de 0,37 m, instalados na Célula durante a operação do Aterro Sanitário, e o alteamento foi realizado conforme o avanço da altura da massa de resíduos.

A medição do nível piezométrico foi realizada em 4 piezômetros denominado de Pz1, Pz2, Pz3 e Pz4, que foram instalados nas Junções da Célula₁₊₃, Célula₂₊₄, Célula₃₊₄ e Célula₁₊₂, respectivamente (Figura 45).

Figura 45 - Localização dos piezômetros Pz1, Pz2, Pz3, Pz4 no Aterro Sanitário



Fonte: Acervo da pesquisa (2019).

O Quadro 8 apresenta os períodos de início do monitoramento dos níveis de piezométricos em cada piezômetro.

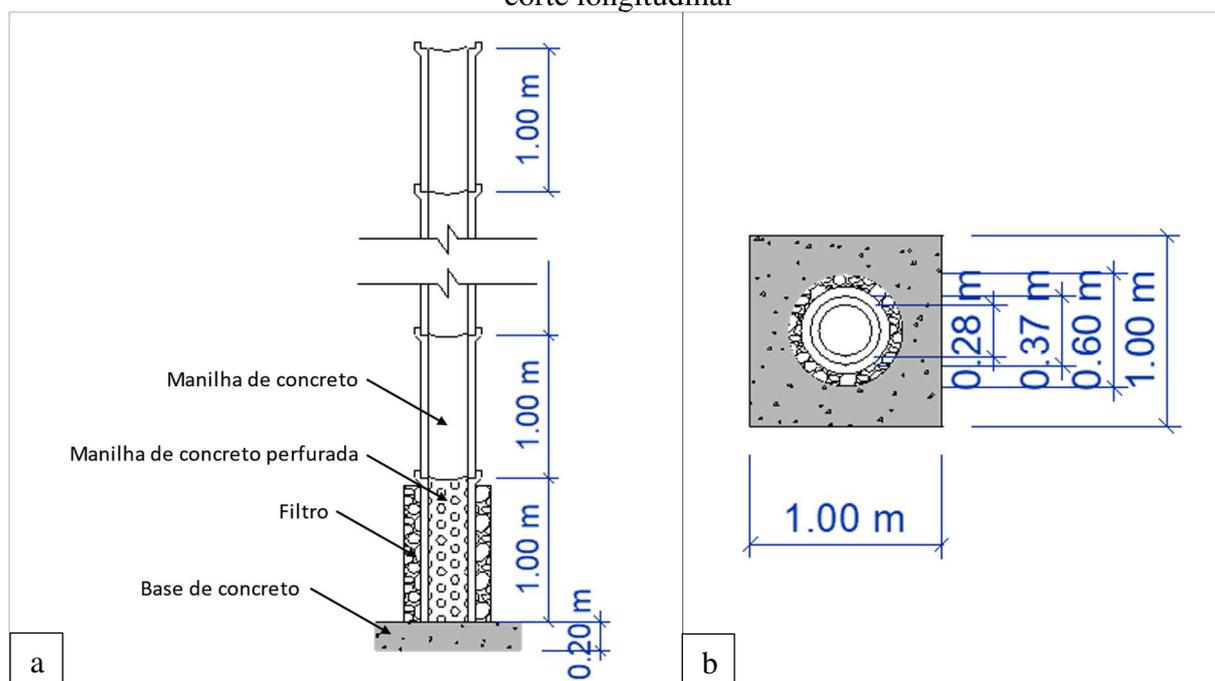
Quadro 8 - Início do monitoramento nos piezômetros.

Piezômetros	Data de início de monitoramento
Pz1	28/03/2018
Pz2	28/03/2018
Pz3	02/05/2018
Pz4	23/05/2018

Fonte: Acervo da pesquisa (2018).

A Figura 46 apresenta um desenho esquemático do piezômetro que foi instalado na Célula do ASCG.

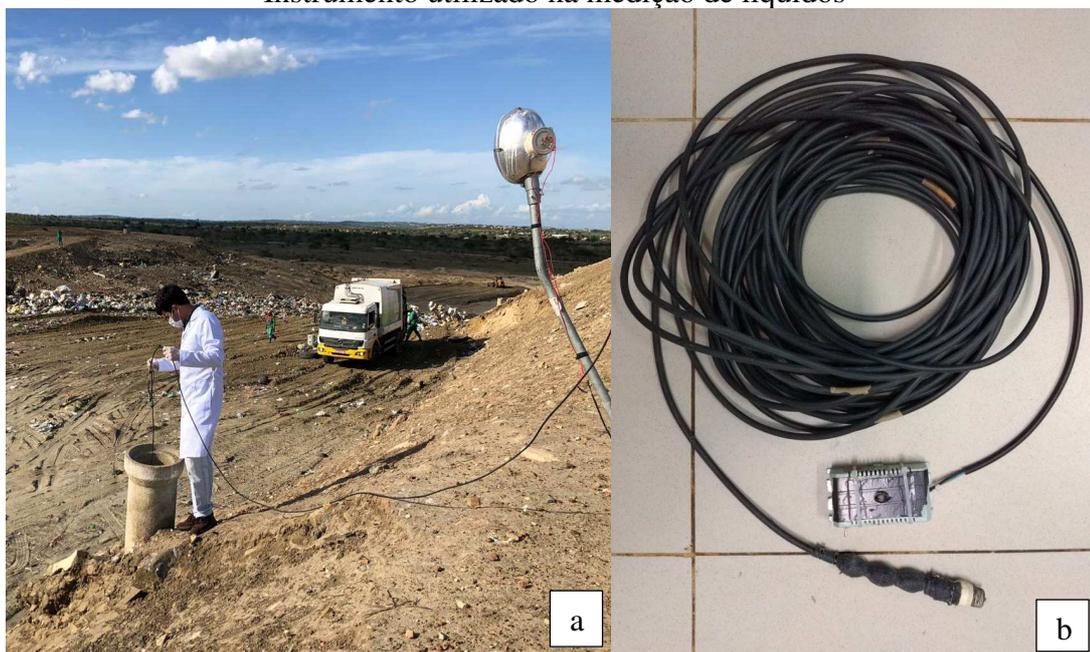
Figura 46 – Desenho esquemático do piezômetro instalado no ASCG: (a) corte transversal; (b) corte longitudinal



Fonte: Acervo da pesquisa (2021).

As medidas dos níveis de piezométricos nos piezômetros foram realizadas com o auxílio de um sensor eletrônico de nível piezométrico com tecnologia de emissão sonora e luminosa. Quando inserido no piezômetro e, ao entrar em contato com o lixiviado, emitia um sinal sonoro e luminoso (Figura 47). Com auxílio de uma trena se verificava a altura do nível do lixiviado em relação a extremidade superior do piezômetro. Sendo o nível piezométrico determinado pela diferença da altura do piezômetro pela altura do nível do lixiviado em relação a extremidade superior do piezômetro.

Figura 47 - (a) Processo de medição de líquidos no piezômetro de Casagrande; (b) Instrumento utilizado na medição de líquidos



Fonte: Acervo da pesquisa (2019).

3.3.3.2 Vazão de líquidos

O monitoramento da vazão de lixiviado para este estudo ocorreu semanalmente, com início em fevereiro de 2018. O monitoramento da vazão de lixiviado foi realizado na tubulação que conduz o lixiviado gerado no ASCG na Lagoa de Acumulação de Lixiviado 1 (LAL1) (Figura 48). Todo o lixiviado drenado na Célula do ASCG foi conduzido para a LAL1 e as demais lagoas reservam o lixiviado transferido por bombeamento da LAL1. O método para determinação da vazão de lixiviado drenado na Célula do ASCG consiste na determinação do tempo necessário para o enchimento de um recipiente de volume conhecido (proveta graduada de 1000 ml). Para minimizar os erros das leituras, esse processo foi realizado em duplicata, sendo estabelecida a média dos valores.

Figura 48 - Monitoramento da vazão de lixiviado do ASCG na tubulação da LAL1



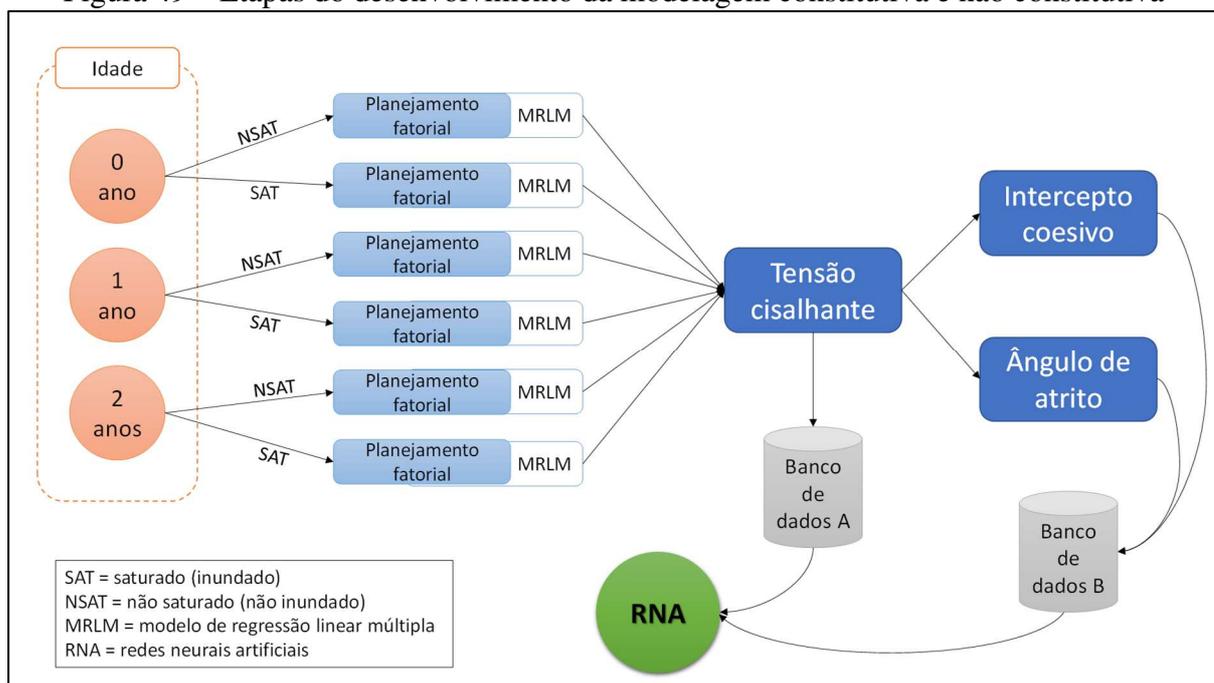
Fonte: GGA (2018).

3.4 Modelagem constitutiva e não constitutiva dos parâmetros de resistência ao cisalhamento dos resíduos sólidos

A modelagem constitutiva foi desenvolvida a partir dos modelos gerados por meio do planejamento fatorial para determinação da resistência ao cisalhamento dos resíduos sólidos. Dessa forma, foi possível formular seis modelos de regressão linear múltipla para determinação da tensão de cisalhamento abrangendo variações inerentes aos RSU (idade, umidade, peso específico, saturação e tensão normal). O intercepto coesivo e o ângulo de atrito foram obtidos a partir das envoltórias de rupturas construídas com os resultados obtidos nos modelos do planejamento fatorial.

A partir dos modelos de regressão linear múltipla obtidos na modelagem constitutiva, foi construído um banco de dados das respostas tensão cisalhante, intercepto coesivo e ângulo de atrito, abrangendo variações de idade dos resíduos (0, 1 e 2 anos), condição de saturação (inundado e não inundado), umidade (34, 49,5 e 65%), peso específico (10, 12,5 e 15 kN/m³) e tensão normal (50, 175 e 300 kPa). Com o banco de dados gerado foi possível realizar o processo de modelagem não constitutiva. A Figura 49 apresenta as etapas do desenvolvimento da modelagem constitutiva (modelo de regressão linear múltipla) e não constitutiva (redes neurais artificiais).

Figura 49 – Etapas do desenvolvimento da modelagem constitutiva e não constitutiva



Fonte: Acervo da pesquisa (2021).

Para construção do banco de dados da tensão cisalhante, verificou-se a amplitude das variáveis independentes, descritas na Tabela 10, e dividiu-se a amplitude por 1 mil para obtenção do valor de incremento da variável independente. Este incremento foi realizado até obtenção do valor máximo determinado na matriz de delineamento do planejamento fatorial (Tabela 10). Dessa forma, foi possível obter 1001 respostas para cada modelo de regressão linear múltipla, gerando um banco de dados com 6006 respostas de tensão cisalhante dos resíduos sólidos urbanos aterrados.

Para construção do banco de dados do intercepto coesivo e ângulo de atrito, construiu-se 144 envoltórias de rupturas. Para isso, adotou-se as tensões normais de 50, 100, 150, 200, 250 e 300 kPa e as tensões cisalhantes foram obtidas conforme variação das características dos resíduos: idade de aterramento dos resíduos (0, 1 e 2 anos); condição de saturação e não saturação dos resíduos; peso específico dos resíduos (10, 11, 12, 13, 14 e 15 kN/m³) e; umidade de moldagem (34, 44, 54 e 65 %). As envoltórias de rupturas que indicaram um valor numérico do intercepto coesivo menor do que zero foram retiradas do banco de dados. Após a construção dos bancos de dados, realizou-se uma análise estatística descritiva dos dados e procedeu-se com a modelagem não constitutiva.

3.4.1 Modelagem constitutiva da resistência ao cisalhamento dos resíduos sólidos

Na busca de estabelecer um modelo que descreva a relação das variáveis investigadas com a tensão cisalhante, procedeu-se com a regressão linear múltipla, Equação 18. Para cada configuração ou cenário em que os resíduos estivessem submetidos. Dessa forma, foi possível determinar a tensão cisalhante e conseqüentemente os respectivos parâmetros de resistência para análise da estabilidade dos taludos do Aterro Sanitário.

$$\tau = a + b_1x_1 + b_2x_2 + b_3x_3 + \dots + b_kx_k \quad 18$$

Sendo:

τ = Tensão cisalhante;

a = Coeficiente angular da i -ésima variável;

k = Número de variáveis independentes.

Na Equação 18, b_1 é o coeficiente de regressão associado à primeira variável preditora x_1 e b_2 é o coeficiente de regressão associado à segunda variável preditora x_2 e assim consecutivamente.

Para avaliar a significância e o efeito dos fatores na variável resposta, construiu-se o gráfico de Pareto e realizou-se uma análise de variância (ANOVA). Após a verificação da significância de cada fator na variável resposta (tensão cisalhante), procedeu-se com a descrição gráfica do modelo ajustado (superfície resposta e/ou curvas de contorno).

O diagnóstico sobre a qualidade de ajuste dos modelos aos dados foi realizado com base no coeficiente de determinação (R^2) e análise dos resíduos estatísticos. O R^2 mede o quanto a variável dependente pode ser explicada pela equação de regressão linear múltipla, assumindo valores de 0 a 1 (0 a 100%). Valores próximos de 1 indicam que os valores estimados pelo modelo estão próximos dos valores observados, ou seja, a regressão determinada possui um bom ajuste para explicar o comportamento da variável dependente (ou variável resposta) em relação a variável independente. Já a observação de R^2 baixos, próximos de zero, denotam que o modelo (representado pela equação) não consegue explicar a relação existente entre as variáveis. Analiticamente o coeficiente de determinação pode ser determinado através da Equação 19.

$$R^2 = \frac{\sum_{i=1}^n (X_E - \bar{X})^2}{\sum_{i=1}^n (X_O - \bar{X})^2} \quad 19$$

Sendo:

R^2 = Coeficiente de determinação;

n = Número de variáveis;

X_E = Variáveis estimadas;

X_O = Variáveis observadas;

\bar{X} = Média das variáveis.

A significância e validação dos coeficientes dos modelos de regressão linear múltipla foram verificadas por meio da análise dos coeficientes de regressão. Para avaliar a adequabilidade do ajuste realizado, verificou se as hipóteses de normalidade e variância constante (homoscedasticidade) dos resíduos são satisfeitas. Estas análises foram realizadas por meio dos gráficos normal probabilístico (resíduos *versus* valores preditos) e dos valores observados *versus* valores preditos. No gráfico dos resíduos, um ajuste dos pontos próximos a reta que indica a normalidade, dessa forma não há evidências de ausência de normalidade dos resíduos. Já, no gráfico dos valores observados *versus* valores preditos, quando os pontos se aproximam da reta identidade, podendo então considerar que as pressuposições do modelo são satisfeitas para determinação da variável dependente (RODRIGUES e IEMMA, 2014).

Após validação das equações para obtenção das tensões cisalhantes, procedeu com a construção das envoltórias de rupturas e determinação dos parâmetros de resistência ao cisalhamento (intercepto coesivo e ângulo de atrito). Dessa forma, foi possível construir o banco de dados A (tensão cisalhante dos resíduos aterrados) e B (intercepto coesivo e ângulo de atrito).

3.4.2 Modelagem não constitutiva da resistência ao cisalhamento dos resíduos sólidos

A modelagem não constitutiva foi desenvolvida por meio de RNA utilizando a biblioteca *Neural Network* no *software* Matlab R2021a. Conforme Bezerra (2020), o MATLAB® combina um ambiente ajustado para análise iterativa e processos de design com uma linguagem de programação que expressa diretamente a matriz. Ele inclui um editor de scripts

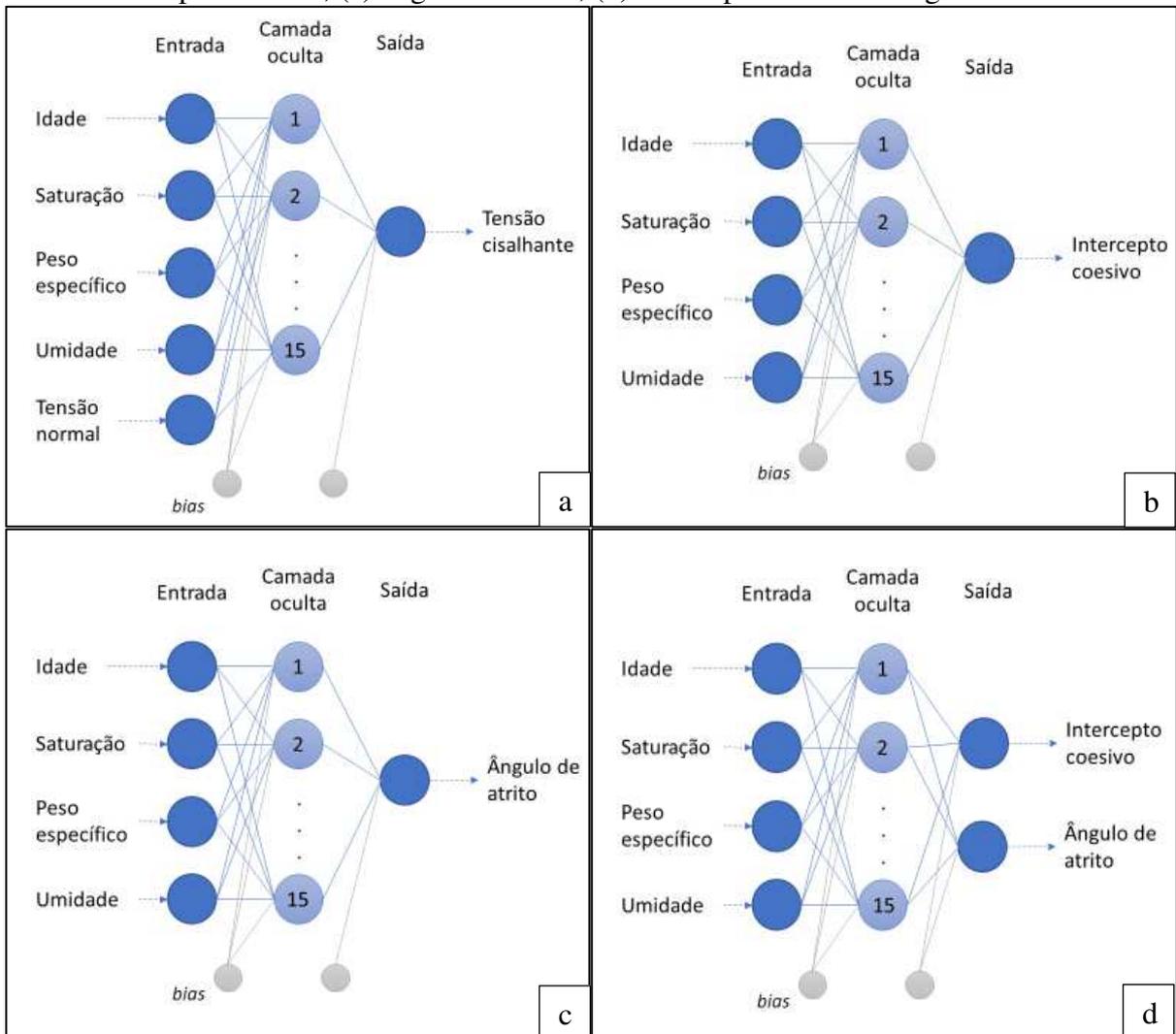
que combinam código, saída e texto formatado em um bloco de anotações executável (Mathworks, 2020).

Na camada de entrada (*input*) da RNA foram utilizadas as variáveis dos bancos de dados gerados nesse estudo. As RNA foram treinadas, testadas e, dependendo do tipo de algoritmo de otimização, validadas. Em seguida foi verificado qual delas apresentou o melhor desempenho para determinação da tensão de cisalhamento e dos parâmetros de resistência ao cisalhamento (intercepto coesivo e ângulo de atrito) dos resíduos sólidos urbanos depositados em aterros sanitários para um nível de deformação horizontal de 10%.

Apesar da modelagem por redes neurais permitir obter mais de uma variável dependente na camada de saída, foram analisadas RNA com as seguintes camadas de saída: 1) uma variável resposta (tensão cisalhante); 2) uma variável resposta (intercepto coesivo); 3) uma variável resposta (ângulo de atrito) e; 4) duas variáveis respostas (intercepto coesivo e ângulo de atrito).

A arquitetura da rede neural utilizada neste trabalho foi composta por uma camada de entrada, uma camada oculta e uma camada de saída. Para uma mesma arquitetura foram utilizadas diferentes topologias, isto é, foram feitas variações no número de neurônios da camada oculta (5, 10 e 15 neurônios), no tipo de saída (variável independente), na função de ativação da camada oculta (tangente hiperbólica, logística sigmoidal e linear), na função de ativação da camada de saída (tangente hiperbólica, logística sigmoidal e linear) e no tipo de algoritmo de otimização (*Bayesian regularization* e *Levenberg-Marquadt*). Essas variações foram realizadas para diminuir o erro residual e, conseqüentemente, obter a RNA que possui um melhor desempenho. A Figura 50 ilustra as arquiteturas das RNA utilizada neste trabalho.

Figura 50 – Arquitetura da rede neural utilizada para predição: (a) tensão cisalhante; (b) intercepto coesivo; (c) ângulo de atrito; (d) intercepto coesivo e ângulo de atrito



Fonte: Acervo da pesquisa (2021)

O treinamento das redes neurais artificiais foi realizado com o módulo *Neural Network Toolbox*, componente do *software* Matlab R2021a. Neste módulo, foi utilizado como algoritmo de treinamento supervisionado o *back-propagation* e como rotina de otimização o *Bayesian regularization* (*trainbr*) e o de *Levenberg-Marquadt* (*trainlm*), este último realiza as etapas de treinamento, teste e validação. Além do algoritmo de treinamento e otimização, foram utilizadas como função de ativação da camada oculta e da camada de saídas as funções: tangente hiperbólica sigmoidal (*tansig*); logística sigmoidal (*logsig*) e; linear (*purelin*).

Quando utilizado o algoritmo *Bayesian regularization* (*trainbr*), foi selecionado, de modo aleatório, 70% do conjunto total do banco de dados para treinamento das redes neurais e

os outros 30% dos dados, que não foram objetos de seleção aleatória para a etapa de treinamento, foram utilizados na etapa de teste. Para o algoritmo *Levenberg-Marquadt* (trainlm), selecionou-se, de forma aleatória, 70% dos dados para treinamento, 15% para teste e 15% para validação. Esta otimização matemática, que compreendeu na divisão dos dados em conjunto de teste, validação e treinamento seguiu as recomendações descritas por Tatibana e Kaetsu (2020) e Xu *et al.* (2021).

A modelagem não constitutiva por meio de redes neurais envolve um processo de tentativa e erro. Quando a rede não apresenta um bom desempenho faz-se necessário analisar outras tipologias de RNA, alterando o número de neurônios, conexões, taxa de aprendizado, funções de ativação e adição ou remoção de parâmetros (ARTERO, 2009). Por isso, foram testadas 54 RNA para predição da tensão cisalhante, 54 RNA para predição do intercepto coesivo, 54 para predição do ângulo de atrito e 54 RNA para predição do intercepto coesivo e ângulo de atrito, totalizando 216 RNA.

Para avaliar o desempenho das RNA, foram utilizados seis índices estatísticos: coeficiente de correlação (r); coeficiente de determinação (R^2); coeficiente de eficiência (E); raiz do erro quadrático médio (RMSE); erro médio absoluto (MAE) e; erro quadrático médio (MSE).

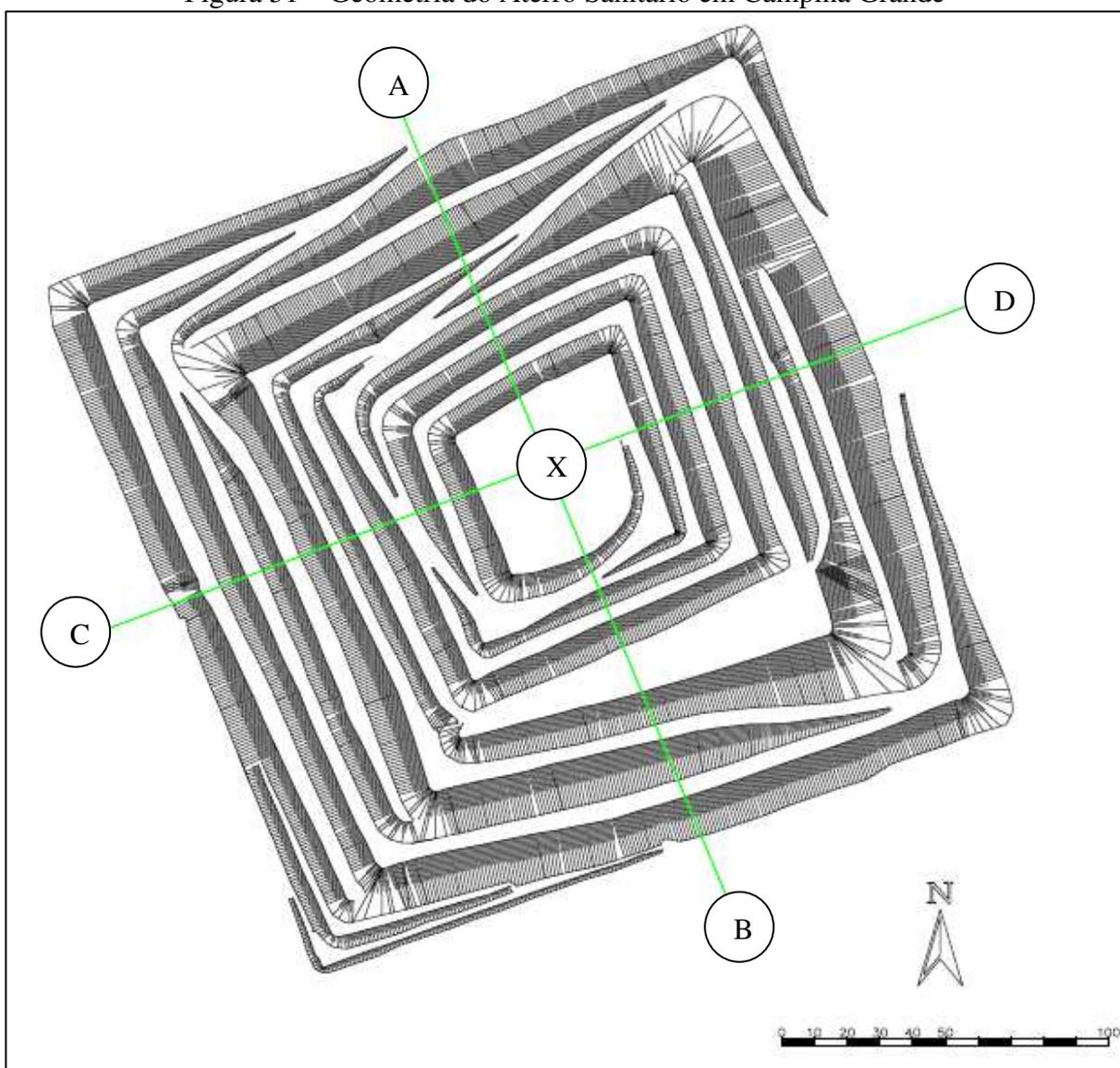
3.5 Análise da estabilidade de taludes do Aterro Sanitário localizado em Campina Grande

As simulações numéricas para análise da estabilidade dos taludes do ASCG foram realizadas no GEO5 2021, versão demo, *software* desenvolvido pela *Fine Civil Engineering Software* que tem por finalidade resolver problemas geotécnicos e já foi utilizado nos estudos de Szwalec *et al.* (2017), Tosun (2018) e Rawat e Mohanty (2021), na análise de estabilidade de taludes de aterros de resíduos. O módulo do GEO5 utilizado foi o de Estabilidade de Taludes que por meio da teoria do equilíbrio limite e do Método de Morgenstern e Price (1965) determinou-se as superfícies críticas de rupturas e o fator de segurança.

O *software* apresenta uma função de otimização cujo intuito é buscar automaticamente a superfície crítica do talude por meio da variação do raio e centro do círculo que corta o maciço sanitário. Ele admite condições de heterogeneidade do maciço, anisotropia dos parâmetros de resistência, acréscimo de poropressão, águas superficiais e subterrâneas, sobrecargas, geossintéticos e eventos sísmicos.

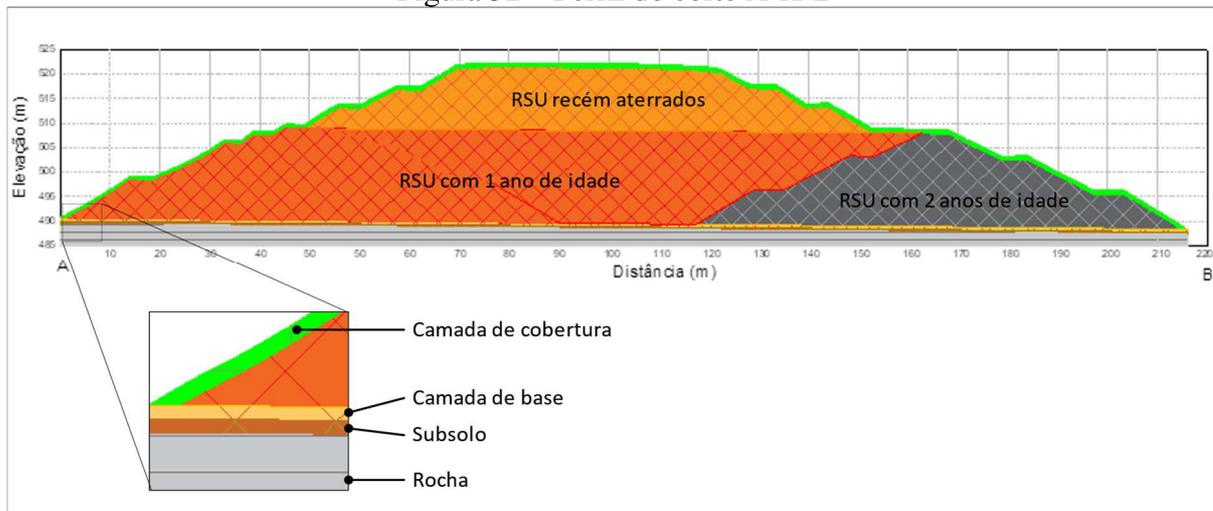
As geometrias escolhidas para as análises de estabilidade corresponderam a configuração que a Célula do ASCG apresentou no término de sua operação, fevereiro de 2020. A Figura 51 representa a geometria do ASCG e as Figuras 52 e 53 apresentam os perfis dos cortes transversais investigados na análise de estabilidade dos taludes do ASCG. Para efeito de análise, foram consideradas as seções de maior cota topográfica, sendo considerada a mais desfavorável à estabilidade. A geometria e os aspectos operacionais do ASCG são semelhantes a outros aterros sanitários localizados no Brasil.

Figura 51 – Geometria do Aterro Sanitário em Campina Grande



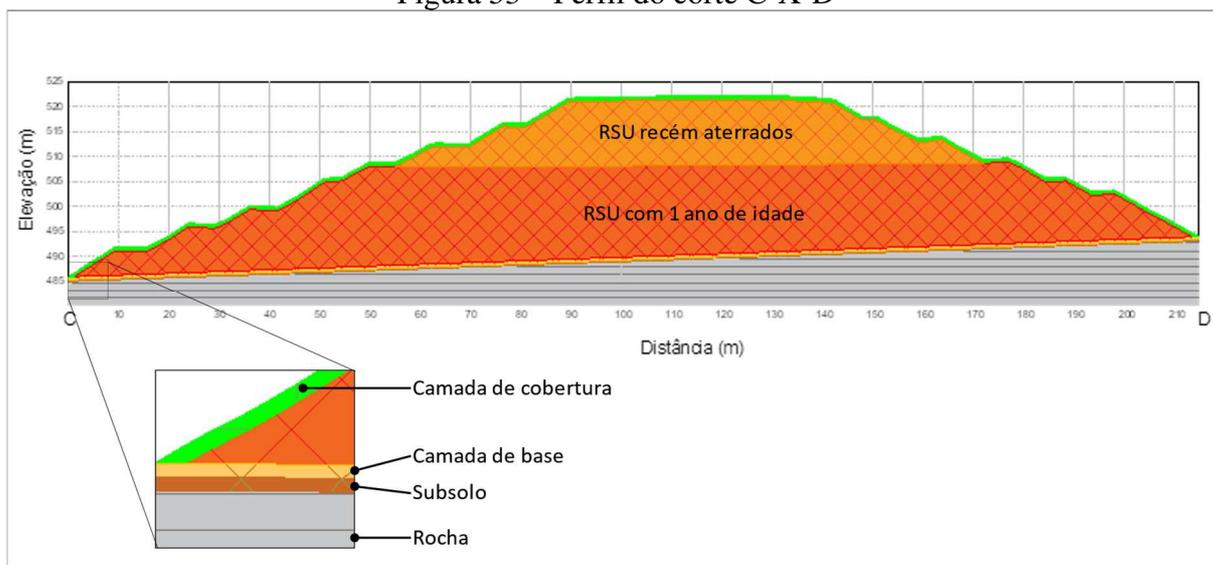
Fonte: Acervo da Pesquisa (2020).

Figura 52 – Perfil do corte A-X-B



Fonte: Acervo da pesquisa (2021).

Figura 53 – Perfil do corte C-X-D



Fonte: Acervo da pesquisa (2021).

Apesar de Xu *et al.* (2012), Gao *et al.* (2018), Rocha *et al.* (2019) considerarem apenas os RSU como constituintes do maciço sanitário na análise de estabilidade dos taludes, outros elementos como a camada de cobertura, de base e subsolo podem desencadear a ruptura do talude. Por isso, nesse estudo, considerou-se a presença de todos esses elementos, incluindo a mudança das características dos resíduos conforme idade de aterramento. Araújo (2017) verificou que a espessura da camada de cobertura do ASCG variava entre 0,6 e 1,0 m, por esse motivo, considerou-se a camada de cobertura com uma espessura de 0,8 m. Já a camada de base

do ASCG possui uma espessura média de 0,6 m de solo compactado, sendo considerada essa espessura para a camada de base na análise de estabilidade. O subsolo do ASCG, conforme sondagem à percussão (SPT) disponível no ANEXO I, apresentou perfis com profundidade variando de 0,4 a 0,8 m de solo, sendo considerado nesse estudo uma espessura média de 0,6 m.

Os parâmetros geotécnicos necessários para a análise de estabilidade dos taludes do ASCG, por meio do GEO5, foram: intercepto coesivo, ângulo de atrito e peso específico dos materiais envolvidos. Os parâmetros dos RSU foram determinados conforme caracterização dos resíduos e das respostas obtidas pelas RNA. As características geotécnicas dos solos (subsolo e camada de base e cobertura) do ASCG foram obtidas por meio da realização dos ensaios regulamentados pelas normas da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) e da American Society for Testing and Materials (ASTM), conforme Quadro 9.

Quadro 9 – Ensaio de solos e normas regulamentadoras

Parâmetro	Método
Coleta de amostras	NBR 9604 (ABNT, 2016)
Massa específica dos grãos	Picnômetro NBR 6508 (ABNT, 1984)
Limites de consistência	Limite de liquidez – NBR 6459 (ABNT, 2016)
	Limite de plasticidade – NBR 7180 (ABNT, 2016)
Análise granulométrica	Granulometria por peneiramento e sedimentação – NBR 7181 (ABNT, 2016)
Classificação	SUCS (ASTM D2487, 2011)
Permeabilidade à água	Permeabilidade a carga variável – NBR 14545 (ABNT, 2021)
Resistência ao cisalhamento	Ensaio drenado e não drenado D3080/D3080M (ASTM, 2011)

Com o objetivo de estimar o fator de segurança mínimo e a superfície de ruptura, foram estabelecidos dois cenários para análise da estabilidade dos taludes do ASCG. O primeiro cenário considerou um sistema de drenagem perfeito, sem presença de líquidos no interior do

maciço. O segundo, considerou-se o cenário mais crítico, com adoção do maior nível piezométrico monitorado no ASCG durante o período da pesquisa.

Para considerações sobre a estabilidade dos taludes do ASCG, convencionou-se como talude estável, com nível de segurança alto, aquele que possuiu um fator de segurança igual ou superior a 1,5, conforme estabelecido na NBR 11682 (ANBT, 2009).

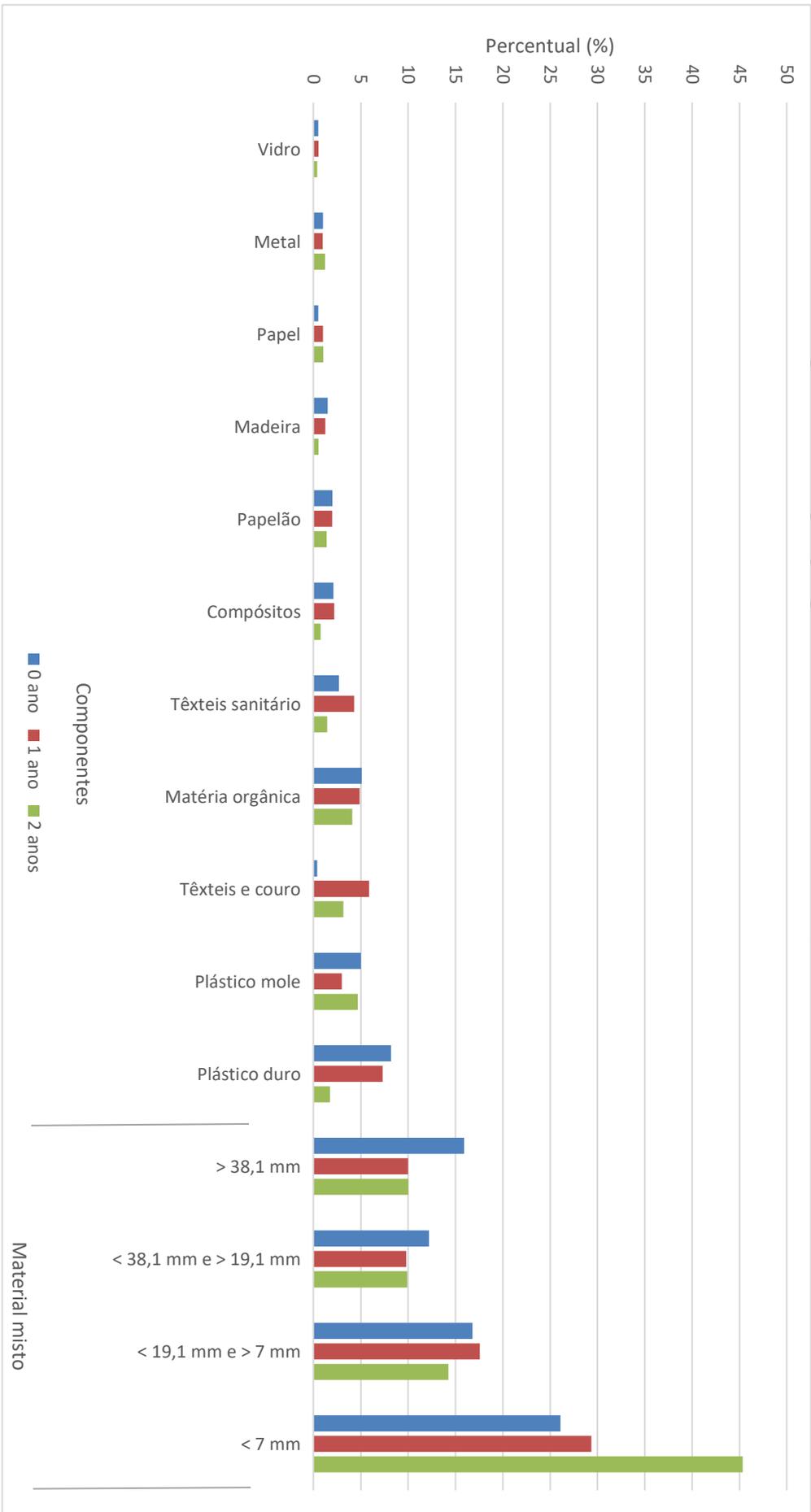
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Características físico-químicas dos resíduos sólidos urbanos depositados no Aterro Sanitário em Campina Grande

4.1.1 Composição gravimétrica

A composição gravimétrica dos RSU permite conhecer as características dos resíduos e deve ser levada em consideração para definir a sua melhor destinação. Quando realizada em resíduos depositados em aterros sanitários, auxilia na compreensão dos processos físicos, químicos e biológicos dos maciços. A Figura 54 apresenta a composição gravimétrica dos RSU depositados no ASCG, sendo evidenciado na Figura 55 alguns componentes dos RSU para obtenção de uma melhor análise dessas frações.

Figura 54 – Composição gravimétrica dos resíduos com 0, 1 e 2 anos de aterrados



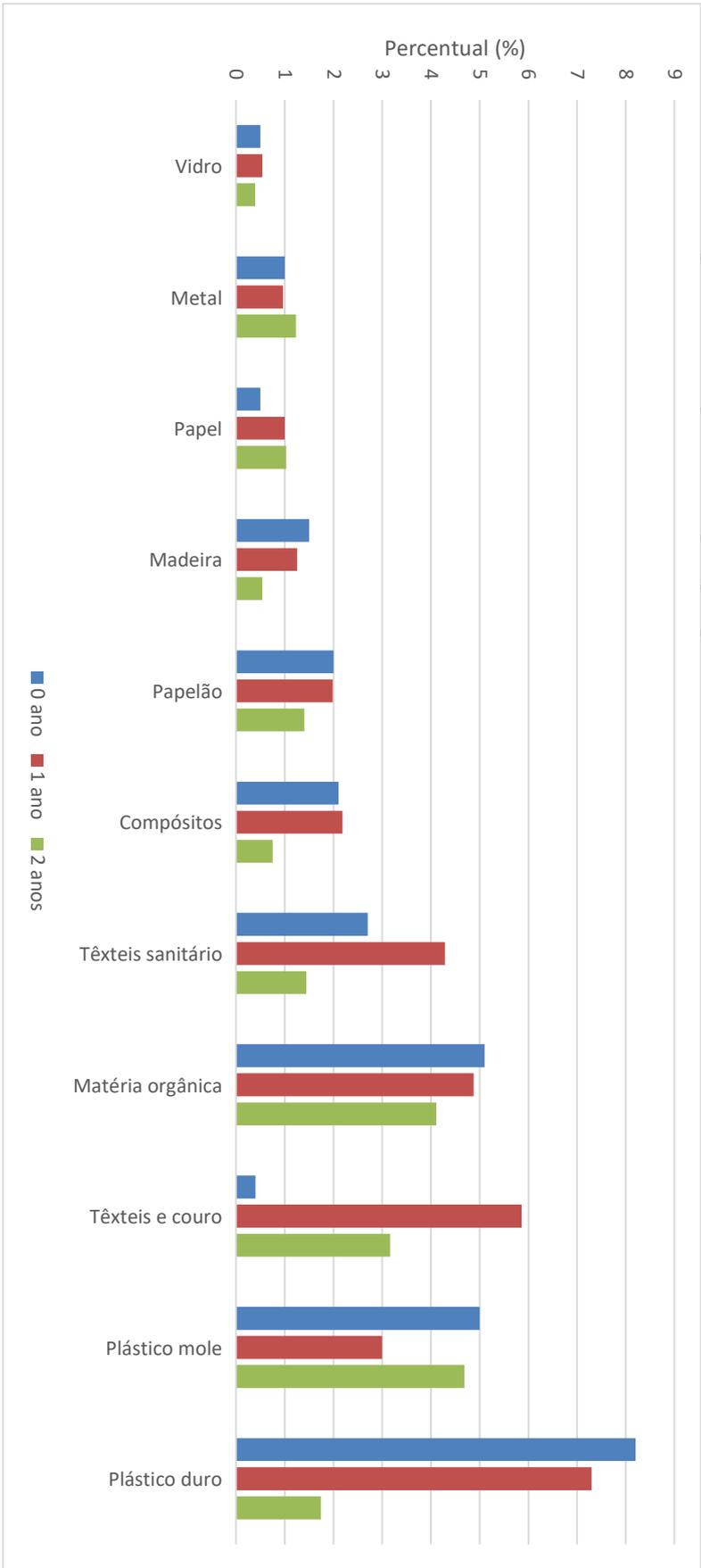


Figura 55 – Fração da composição gravimétrica dos resíduos com 0, 1 e 2 anos de aterrados

Observa-se na Figura 54 que, a fração de material misto representa a maior porcentagem, em termos de gravimetria, dos materiais depositados no Aterro Sanitário em todas as idades de aterramento. Isso pode estar relacionado ao fato de que, os resíduos caracterizados já se encontravam aterrados e alguns com a camada intermediária de solo e compactado. Mesmo retirando a camada de cobertura, para coleta dos RSU, parte do solo foi carregado para o interior da vala, sendo misturado aos resíduos.

Um fator que possivelmente contribuiu para o alto percentual de material misto foi a presença de material orgânico de difícil identificação. Durante o processo de aterramento e compactação, os resíduos orgânicos são incorporados a outros materiais, o que também justifica o baixo percentual identificável desse material em todas as idades de aterramento.

O percentual de material misto aumentou em torno de 10%, quando comparada as composições dos resíduos recém aterrados com a de 2 anos de aterramento. Verifica-se na Figura 54 que, entre os materiais mistos, a fração com dimensão inferior a 7 mm foi a que, de fato, contribuiu para este aumento, indicando que além da presença de solo (material utilizado na camada de cobertura) há degradação e transformação dos resíduos em partículas menores.

O elevado percentual de material misto é comumente verificado na literatura, como observado por Shariatmadari, Sadeghpour, Razaghian (2014), Ramaiah, Ramana e Datta (2017) e Thakur, Gupta e Ganguly (2019), que verificaram, respectivamente, a presença de 62,6%, 70,3% e 79,4%, de materiais como solos, de difícil identificação e/ou outros na composição gravimétrica. Apesar desse material favorecer as deformações no aterro sanitário e dificultar a drenagem de líquidos e gases, ele pode preencher os vazios, alterar a coesão e, conseqüentemente, a estabilidade do maciço.

Os demais materiais (vidro, metal, papel, madeira, papelão, compósitos, têxteis sanitários, matéria orgânica, têxteis e couro, plástico duro e plástico mole), independentemente da idade de aterramento, apresentaram percentuais inferiores a 10% na composição gravimétrica, mesmo assim, podem afetar a estabilidade do Aterro Sanitário.

Os plásticos (duros e moles), que correspondem a 13,2% dos resíduos recém aterrados, 10,3 % dos resíduos com 1 ano de aterramento e 6,4% dos resíduos com 2 anos aterramento, apesar de contribuírem na matriz de reforço do Aterro Sanitário, conforme relatado por Jessberger *et al.* (1995), König e Jessberger, (1997), Fucale (2005), o seu excesso é indesejável, pois, conforme Farias (2014) e Yamawaki, Doi e Omine (2017), esses elementos podem ser prejudiciais do ponto de vista operacional, uma vez que, agem como “colchão” na compactação, passando a falsa impressão de uma boa compactação. Outro ponto negativo do excesso de

plásticos é a sua tendência de formar bolsões no interior do Aterro Sanitário, comprometendo a percolação de líquidos, a drenagem do lixiviado, o processo biodegradativo e a estabilidade dos taludes do Aterro Sanitário.

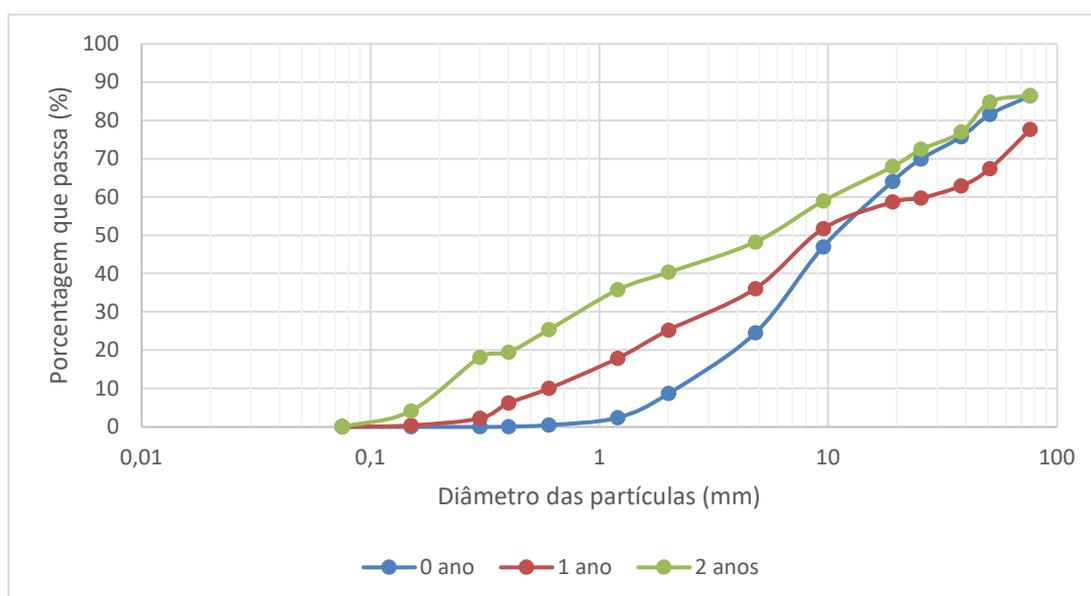
Para Alidoust *et al.* (2018), a influência do plástico como material de reforço deve ser analisada junto a outros fatores como a tensão confinante, pois, em geral, a resistência aumenta com o confinamento, que somadas promovem maior interação entre as partículas.

O baixo percentual de matéria orgânica dos resíduos com 0, 1 e 2 anos de aterramento, quando analisado a composição dos RSU do município de Campina Grande, que representa 64,2% dos resíduos depositados no Aterro Sanitário, indica que, durante o processo de aterramento a matéria orgânica dos resíduos é incorporada ao solo da camada de cobertura e a outros constituintes do próprio resíduo.

4.1.2 Tamanho das partículas

Na Figura 56 é apresentada a porcentagem em massa de partículas de diferentes intervalos de tamanho dos resíduos com até 8 dias de aterramento (recém aterrados), 1 e 2 anos de aterrados.

Figura 56 - Curva granulométrica dos resíduos com 0, 1 e 2 anos de aterrados



Os resultados apresentados na Figura 56 mostram uma tendência de diminuição no tamanho das partículas, conforme aumento da idade de aterramento dos resíduos. Quanto maior

a idade de aterramento, maior o percentual de finos. Este comportamento pode ser atribuído a biodegradação de componentes orgânicos de fácil de degradação e compressão de outros componentes como resultado de fatores físicos e químicos. Reddy *et al.* (2015) e Mokhtari *et al.* (2019) também verificaram aumento no conteúdo de finos conforme envelhecimento dos resíduos.

Segundo os critérios de Remecom (Defra, 2004), que consideram como finos os resíduos de granulometria inferior a 20 mm, observa-se na Figura 56 que o teor de finos variou entre 59% a 68%. Os resíduos com 2 anos de aterramento são os que apresentam um maior percentual de finos em todas as faixas de tamanhos analisados, uma vez que, a sua curva granulométrica está deslocada para esquerda.

Hartmann e Ahring (2006) afirmam que quanto menor for o tamanho das partículas, maior será a velocidade das reações, uma vez que, haverá um aumento da área superficial e maior interação com microrganismos, favorecendo, assim, a ocorrência de recalques. Porém, os percentuais de finos podem ser materiais bioestabilizados ou de difícil degradação, como o solo que é utilizado na camada de cobertura, que não contribuirá na ocorrência de recalques, mas no aumento do peso específico e redução da permeabilidade e percolação de líquidos, resistência ao cisalhamento e estabilidade dos taludes.

Na fração grossa (>20 mm) dos resíduos aterrados não foi possível determinar uma relação do tamanho das partículas com a idade dos resíduos aterrados. As alterações granulométricas que ocorreram nessa fração, durante o período investigado, foram essencialmente físicas, e estas dependem de outros fatores, como grau de compactação, tensão de confinamento e geometria dos resíduos, além da idade de aterramento. Para determinação da relação de idade de aterramento dos resíduos com a granulometria da fração grossa, faz-se necessária a análise de resíduos com um tempo de aterramento maior.

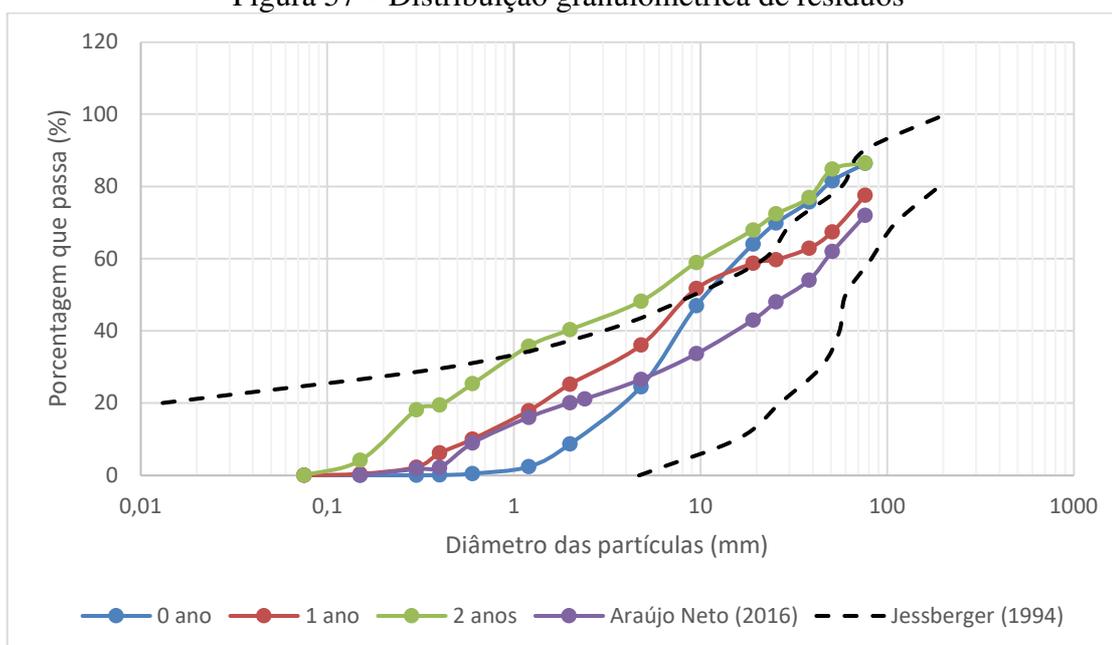
Verifica-se, ainda na Figura 56, que 13,5%, 22,4% ,13,5% dos resíduos com 0, 1 e 2 anos de aterrados, respectivamente, possuem diâmetro superior a 76 mm. Alguns autores como Alcântara e Jucá (2010), Farias (2014), realizaram uma pré-seleção dos resíduos e retiraram os materiais com granulometria superior a 76 mm ou reduziram a quantidade de determinado elemento, como o plástico. Porém, a remoção desses materiais pode deslocar as curvas granulométricas e descaracterizar a granulometria dos resíduos.

Como não existe metodologia específica e consolidada para a análise granulométrica de RSU, adotam-se geralmente as recomendadas para análises de solos, porém muitos objetos encontrados nos resíduos têm tamanhos que excedem aqueles para os quais as normas foram

estabelecidas, por isso alguns autores realizam a remoção desses materiais. Outra problemática, na análise granulométrica, é que os resíduos são difíceis de manusear e no peneiramento não se movem ao longo da superfície da peneira da forma planejada (SCHREIER e TOMAS, 1998; BLOTTNITZ, PEHLKEN e PRETZ, 2002). Porém, esta é a forma mais utilizada para determinar as dimensões dos materiais que compõem os resíduos. De qualquer modo, a comparação desses resultados com os dados da literatura deve ser feita com cautela, tendo em vista a falta de uma padronização mínima para o ensaio (ARAÚJO NETO, 2016).

Na Figura 57, pode-se verificar o intervalo granulométrico sugerido por Jessberger (1994) para RSU, as curvas granulométricas dos resíduos com 0, 1 e 2 anos de aterrados e a granulometria dos resíduos gerados na cidade de Campina Grande (ARAÚJO NETO, 2016), principal contribuinte na disposição de resíduos no Aterro Sanitário em estudo.

Figura 57 – Distribuição granulométrica de resíduos



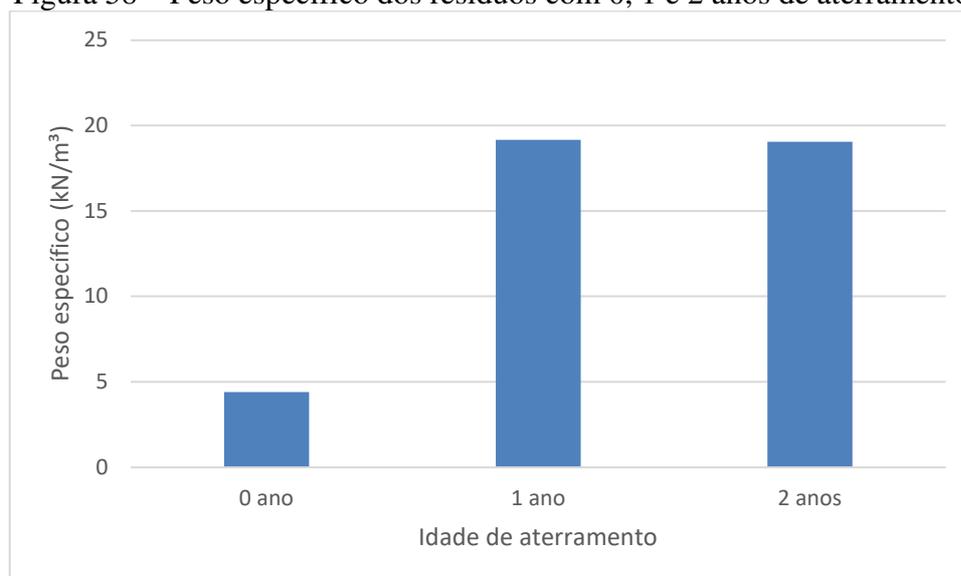
Apenas os resíduos estudados por Araújo Neto (2016), que correspondem aos gerados na fonte, enquadram-se na faixa granulométrica sugerida por Jessberger (1994). As curvas granulométricas dos resíduos aterrados estão deslocadas à esquerda da faixa proposta e a fração grossa, para os resíduos de 0 e 2 anos de aterrados, não se encontra dentro dos limites determinados. Esse intervalo, proposto por Jessberger (1994), não se adequa para resíduos aterrados, conforme verificado na Figura 56 e nos estudos realizados por Gomes e Lopes

(2012), Ramaiah, Ramana e Datta (2017) e Thakur, Gupta e Ganguly (2019), sendo necessário a determinação de uma nova faixa granulométrica para estes resíduos.

4.1.3 Peso específico dos resíduos sólidos

A determinação do peso específico *in situ* dos resíduos, pelo método da escavação ou trincheira, só foi realizada para as amostras com 1 e 2 anos de aterramento, conforme ilustrada na Figura 58. Devido ao elevado risco de desmoronamento dos resíduos com 0 ano de aterramento, ou recém aterrados, pois ainda estavam sendo compactados, optou-se pela não realização desse método investigativo para essa amostra. Porém, realizou-se a determinação do peso específico após escavação, com medição do peso e volume dos resíduos.

Figura 58 – Peso específico dos resíduos com 0, 1 e 2 anos de aterramento



Verifica-se na Figura 58 um aumento do peso específico dos resíduos de 0 a 1 ano de aterrados. Apesar Azevedo *et al.* (2003), Abreu (2015) e Raviteja e Basha (2021) indicarem um aumento do peso específico conforme envelhecimento dos resíduos, para o caso em estudo, esse aumento ocorreu, principalmente, devido as condições de realização dos ensaios. O peso específico dos resíduos com 1 e 2 anos de aterrados foram semelhantes, indicando que neste intervalo de investigação geotécnica as condições físicas impostas aos resíduos foram preponderantes.

O aumento do peso específico dos resíduos de 4,4 kN/m³ (0 ano) para 19,1 kN/m³ (1 ano) indica a capacidade de deformabilidade dos resíduos. Ramaiah, Ramana e Datta (2017) encontraram valores de peso específico de resíduos próximos à superfície de aterros sanitários variando de 4,4 kN/m³ a 19 kN/m³ e Choudhury e Savoikar (2009) indicaram um peso específico médio para resíduos próximos à superfície de aterro sanitário de 10 kN/m³, ocorrendo um aumento em função da profundidade e idade de envelhecimento. Para Boscov (2008), o peso específico médio dos resíduos varia de 1,1 a 19 kN/m³ e a maioria dos valores encontram-se em torno de 10 kN/m³. O peso específico do ASCG foi, praticamente, o dobro do valor médio encontrado na literatura. Essa característica pode proporcionar uma maior resistência ao maciço sanitário.

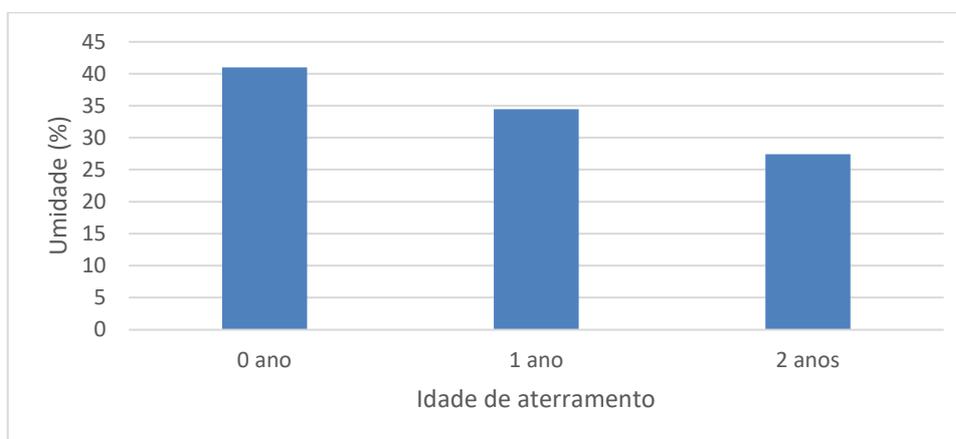
O peso específico de, aproximadamente, 19 kN/m³, para as amostras de 1 e 2 anos de aterramento, foi influenciado pelo método executivo do Aterro Sanitário, espessura da camada de cobertura final, superior a 1 m, nos pontos amostrados, compressão e consolidação da massa dos resíduos, por ser via de tráfego de veículos pesados, assim como presença de fragmentos de rochas na massa de resíduos.

Pesos específicos elevados, como os determinados no Aterro Sanitário de Campina Grande, favorecem a estabilidade dos taludes. Porém, podem comprometer o fluxo de líquidos e gases no maciço sanitário e retardar os processos biodegradativos.

4.1.4 Umidade

A umidade das amostras de RSU com 0, 1 e 2 anos de aterrados é apresentada na Figura 59. A umidade, com base no peso úmido, dos resíduos com 0, 1 e 2 anos de aterrados foi de 41%, 34% e 27%, respectivamente. Os resultados mostram uma tendência geral de redução do teor de umidade com o aumento da idade de aterramento.

Figura 59 - Umidade dos resíduos com 0, 1 e 2 anos de aterramento



Bidone e Povinelli (1999) consideram que os valores iniciais de umidade variam em uma faixa de 40 a 60%, para as condições brasileiras, devido à quantidade elevada de matéria orgânica existente nos resíduos que chegam aos aterros sanitários. Tchobanaglou, Theisen e Vigil (1993) e Palmisano e Barlaz (1996) indicam como umidade máxima ótima para resíduos recém aterrados de 40%. Portanto, os RSU com 0 ano de aterrados do Aterro Sanitário de Campina Grande se encontram dentro das faixas ótimas de umidade indicadas por estes autores, logo, representa uma condição favorável para atividades metabólicas na decomposição da matéria orgânica, indicando a possibilidade de disposição de novos resíduos e maximização da vida útil do Aterro Sanitário.

Diferente da tendência de redução da umidade dos resíduos sólidos ao longo do tempo de deposição no Aterro Sanitário em Campina (Figura 59), Reddy *et al.* (2015) indicam que a umidade dos resíduos aterrados tende a aumentar ao longo do tempo. Gomes *et al.* (2005) encontraram o teor de umidade de resíduos recentes (frescos) perto da superfície em 61% e para um resíduo com 3 anos de idade a uma profundidade de 11 m em 117%. Penmethsa (2007) relataram os valores de teor de umidade de RSU em várias fases de degradação de células de biorreator submetidas à recirculação de lixiviado. Os resultados mostram que o teor de umidade aumentou de 149,1% para 198,4% (base peso seco) com a degradação, e esse aumento no teor de umidade foi atribuído à desintegração da partícula resultando na diminuição dos espaços de poro e aumento na capacidade de retenção de umidade do RSU.

Mesmo com a recirculação de lixiviado no Aterro Sanitário em estudo, a redução da umidade ao longo do tempo é justificada pela espessa camada de cobertura de aproximadamente

1 m, que dificultada a infiltração de águas superficiais, pelo clima semiárido, caracterizado pelo déficit hídrico, com pouca precipitação e elevada evaporação e, também, pela coleta dos resíduos ser realizada nas primeiras camadas do Aterro Sanitário, onde todo líquido gerado e infiltrado nessa região tendem a percolar para camadas adjacentes.

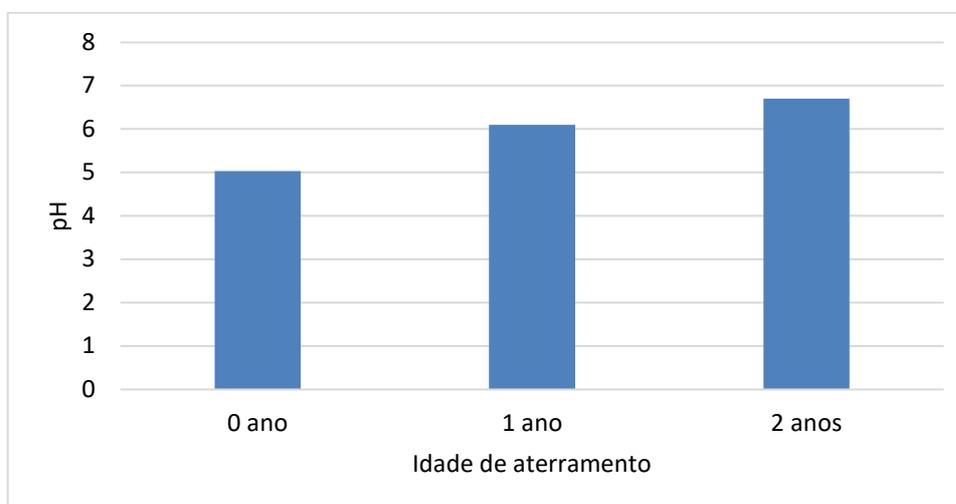
Essa redução da umidade ao longo do tempo apesar de retardar os processos biodegradativos, uma vez que, não haverá o fluxo adequado de enzimas no ambiente e não ocorrerá a diluição de materiais tóxicos, ela favorece a estabilidade dos taludes.

Outros autores como Azevedo *et al.* (2003) e Nascimento (2007), também verificaram uma redução da umidade. Azevedo *et al.* (2003), coletou resíduos de diversas idades do Aterro de Santo André, São Paulo e determinou uma relação direta da umidade com a idade dos resíduos. Nascimento (2007) determinou umidades superiores a 100% para resíduos frescos e de, aproximadamente, 60% para resíduos com 4 anos de aterrados.

4.1.5 pH

O pH das amostras de RSU, conforme ilustrado na Figura 60, apresenta característica típica de uma digestão anaeróbia, indicando que o Aterro Sanitário em Campina Grande, para o período analisado, possui eficiência no tratamento anaeróbio dos resíduos. Inicialmente, os resíduos com 0 ano de aterramento apresentaram um pH de 5, característico da fase inicial da biodegradação anaeróbia. Em seguida ocorre um aumento do pH até próximo da neutralidade, característico das fases finais da biodegradação.

Figura 60 - pH dos resíduos com 0, 1 e 2 anos de aterramento



O pH do extrato de lixiviação dos RSU com 0 ano de aterramento foi de 5. Este baixo valor de pH, pode ser justificado pelo fato de estar na fase inicial de biodegradação, valor característico da fase III (fase ácida ou anaeróbia ácida). Logo, após o aterramento, a degradação ocorre de forma intensa sob ação das bactérias acidogênicas, as quais segundo Castilhos Junior (2003), liberam rapidamente concentrações de ácido láctico, amônia e ácidos graxos voláteis, em maior quantidade, concedendo ao meio um pH abaixo da neutralidade. Para o período investigado, aproximadamente, 64,2% dos resíduos depositados no ASCG eram advindos do município de Campina Grande, logo este valor observado de pH é compatível ao descrito por Ribeiro *et al.* (2016), que determinou o pH de 5,5 para os RSU desse município.

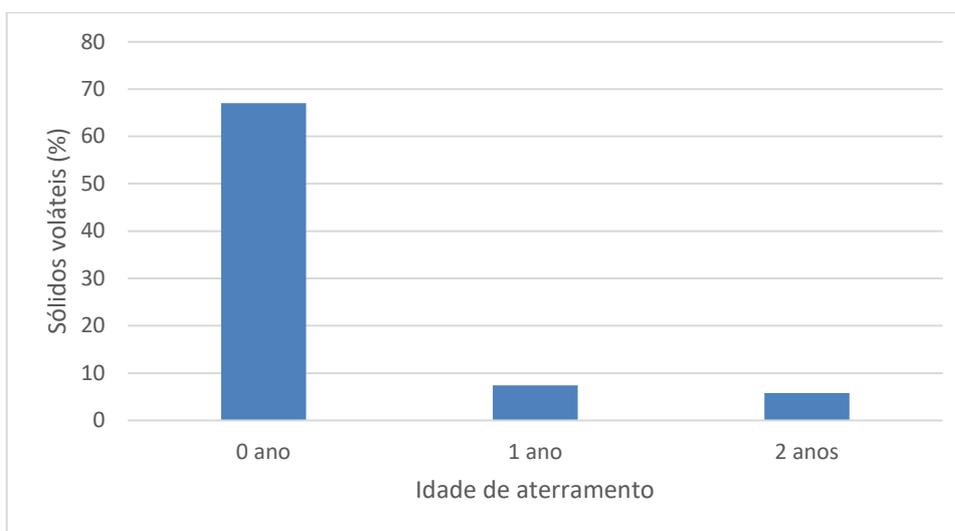
Tchobanoglous, Theisen e Vigil (1993) e Alcântara (2007) afirmaram que na fase ácida da biodegradação dos RSU, o pH do meio tende a ficar próximo de 5 e na fase metanogênica, após anos de aterramento, os valores de pH correspondem a uma faixa de 6,8 a 8,0. Pearse, Hettiaratchia e Kumarb (2018) afirmaram que o pH ideal para a acidogênese, em aterros sanitários, tem sido relatado na literatura entre 5,5 e 6,5. Kunz, Steinmetz e Amaral (2019), afirmaram que as arqueas metanogênicas são extremamente sensíveis a variação do pH, com um valor ótimo entre 6,7 e 7,5, enquanto, os microrganismos fermentativos são menos sensíveis e se adaptam a maiores variações de pH, entre 4,0 e 8,5.

Após um ano de aterramento, verifica-se na Figura 60 uma elevação do pH para 6 e após 2 anos para 6,7. Conforme El-Fadel *et al.* (2002) valores de pH entre 6 e 7 são típicos de resíduos de aterro sanitário com idade entre 5 e 10 anos. Dessa forma, pode-se dizer que o processo biodegradativo no Aterro Sanitário em Campina Grande ocorre de forma acelerada, favorecendo a rápida estabilização dos taludes e a não ocorrência de recalques acentuados. Esse comportamento é favorecido pelas condições operacionais do Aterro Sanitário e climáticas da região.

4.1.6 Teor de sólidos voláteis

O teor de sólidos voláteis é um importante indicador de biodegradação dos resíduos, conforme ilustrado na Figura 61, os resíduos sólidos depositados no Aterro Sanitário em Campina Grande possuem um teor de sólidos voláteis inicialmente (0 ano de aterrado) de 67% e no primeiro e segundo ano de aterramento esse valor reduziu para 7,4% e 5,8%, respectivamente.

Figura 61 – Teor de sólidos voláteis dos resíduos com 0, 1 e 2 anos de aterramento



O elevado valor do teor de sólidos voláteis para os resíduos sólidos com 0 ano de aterramento corrobora com a hipótese da incorporação da matéria orgânica ao solo utilizado na camada de cobertura, não sendo possível sua identificação na composição gravimétrica (Figura 54). Os resultados de sólidos voláteis dos RSU com 0 ano de aterramento foram próximos ao verificados por Ribeiro *et al.* (2016), que determinaram um teor de sólidos voláteis de 60% para resíduos com 40 dias de aterrados na camada superficial de um biorreator com RSU da cidade de Campina Grande (principal contribuinte de resíduos no Aterro Sanitário em estudo).

No primeiro ano de aterramento há uma redução do teor de sólidos voláteis de 67% para 7,4%, indicando uma elevada atividade biológica. Essa redução do teor de sólidos voláteis, apesar de refletir a atividade biodegradativa dos resíduos, que é favorecida pelo alto percentual de resíduos facilmente degradáveis, umidade ideal para atividades microbiológicas e recirculação de lixiviado, pode também ser ocasionado pela inserção de solo utilizado como camada de cobertura durante e após a operação da Célula.

Kelly (2002) e Decottignies *et al.* (2005) afirmam que os resíduos sólidos com teores de sólidos voláteis inferiores a 10% correspondem a um material já bioestabilizado, esses valores foram determinados para os resíduos com 1 e 2 anos de aterramento. Melo (2003), que investigou a Célula 4 do Aterro da Muribeca, determinou valores de sólidos voláteis variando de 6 a 18% para resíduos aterrados há 5 e 16 anos. Esses estudos indicam que os resíduos depositados no Aterro Sanitário de Campina Grande têm uma elevada atividade microbiológica, atingindo as características de aterro com idade superior a 5 anos no primeiro ano de operação.

Essa condição favorece a estabilização do Aterro Sanitário em um curto espaço de tempo, proporcionando a disposição de novos resíduos sem comprometer a estrutura do maciço.

Alcântara (2007) observou um teor de sólidos voláteis de 70% em lisímetros com resíduos sólidos recém aterrados no Aterro da Muribeca, região metropolitana de Recife, e 35% para resíduos submetidos a um ano de degradação. Já Maciel (2003) que também investigou resíduos provenientes de uma célula do Aterro da Muribeca, porém com oito anos de aterrados, verificou um teor de sólidos de 8%, indicando que o material está degradado e com pouca atividade microbiológica.

Outros autores também constataram uma redução no teor de sólidos voláteis ao longo do tempo de aterramento, porém com valores superiores aos determinados nesse estudo. Gomes e Lopes (2012), por exemplo, determinaram um teor de sólidos voláteis 78% e 33%, em amostras com idades de aterramento de poucos meses e 10 anos do Aterro de Santo Tirso, em Portugal. Nascimento (2007) determinou valores de sólidos voláteis de 56,8% para resíduos novos (recém aterrados) e de 23,2% para resíduos com 4 anos de aterramento, coletados no Aterro Metropolitano Centro, em Salvador.

No Brasil, apesar da Política Nacional de Resíduos Sólidos (Brasil, 2010) prevê apenas a disposição de rejeito em aterros sanitários, não existe nenhuma regulamentação quanto ao teor de sólidos voláteis. Diferente das legislações da Alemanha que, segundo Laine-Ylijoki *et al.* (2004), fixam o limite de sólidos voláteis inferior a 5% para que os resíduos sejam considerados inertes e adequados para disposição em aterros sanitários.

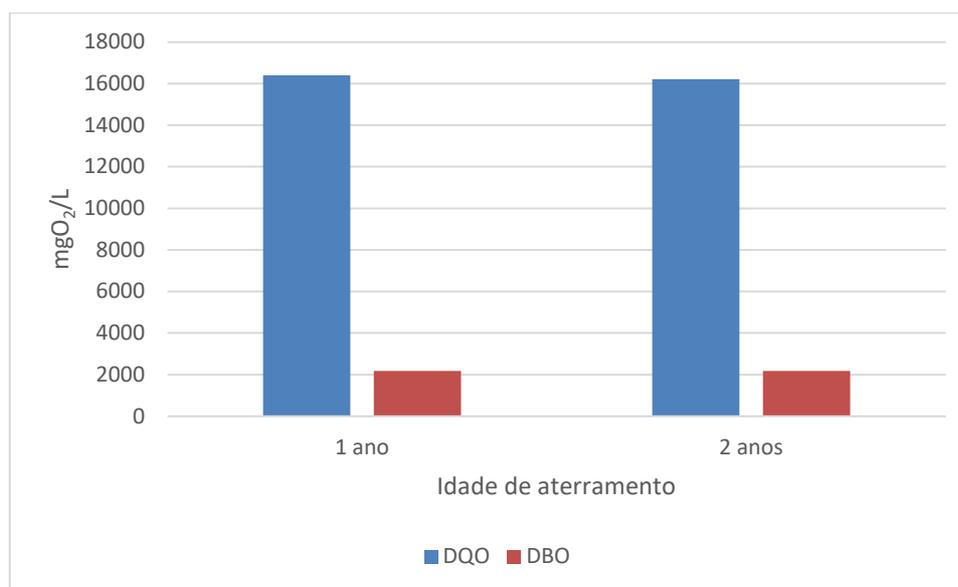
Caso não ocorra ações que acelerem, de forma controlada, os processos biodegradativos dos aterros sanitários localizados no Brasil, estes podem levar anos para atingir a fase metanogênica (período de maior eficiência energética para aproveitamento do metano na geração de energia) e décadas para atingir a fase de maturação e estabilização. Logo, será necessário um maior período de monitoramento para assegurar a estabilidade dos taludes.

4.1.7 Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

A Figura 62 apresenta as concentrações de DQO e DBO dos resíduos com 1 e 2 anos de aterrados. Estes parâmetros são importantes na determinação da estabilização da matéria orgânica. Segundo Tchobanoglous, Theisen e Vigil (1993) e Hamada (1997) a biodegradabilidade dos resíduos pode ser determinada pela relação DBO/DQO. Em aterros novos a relação DBO/DQO é de, aproximadamente, 0,5. Em aterros mais velhos essa relação

varia entre 0,05 e 0,2. Quanto maior a razão, mais facilmente os resíduos serão biodegradados. Não foi possível determinar a DBO e DQO dos resíduos com 0 ano de aterramento devido a problemas operacionais e ajustes de metodologias ocorridos durante a fase de caracterização dos resíduos.

Figura 62 – DQO e DBO dos resíduos com 1 e 2 anos de aterramento



Verifica-se na Figura 62 que os resíduos com 1 e 2 anos de aterrados possuem uma elevada DQO quando comparada a DBO. A relação DBO/DQO de 0,13 para os resíduos com 1 e 2 anos de aterramento. Esta relação indica que nos anos iniciais de aterramento os resíduos passaram por intensos processos biodegradativos, e no primeiro ano de disposição ele já apresenta característica de aterro velho. Este comportamento favorece a maior ocorrência de deslocamentos (horizontais e/ou verticais) no período inicial da operação da Célula, podendo, inclusive, não serem contabilizados, já que os deslocamentos só são monitorados após o término da operação na Célula do Aterro Sanitário.

A DQO dos RSU com 1 ano de aterramento foi 16400,43 mgO₂/L e a DBO de 2176 mgO₂/L. Estes valores são característicos de aterros com idade entre 5 e 10 anos, segundo El-Fadel *et al.* (2002). Em estudo com resíduos sólidos da cidade de Campina Grande, Ribeiro *et al.* (2016) verificaram valores elevados quando comparados ao presente estudo, uma DQO de 30000 mgO₂/L e DBO de 1000 mgO₂/L, após 1 ano de aterramento. Estes valores discrepantes podem ser justificados pelo fato dos resíduos estudados por Ribeiro *et al.* (2016) não receberem

várias camadas de cobertura de solo e não passarem pelo mesmo processo dos resíduos depositados no Aterro Sanitário em Campina Grande, apesar de possuírem idades próximas.

A DBO e DQO dos resíduos com 2 anos de aterrados, apesar de apresentarem uma leve redução em comparação aos resíduos com 1 ano de aterrados, não indicaram intensa atividade microbológica, indicando que a DQO, apesar de elevada, corresponde ao material de difícil degradação.

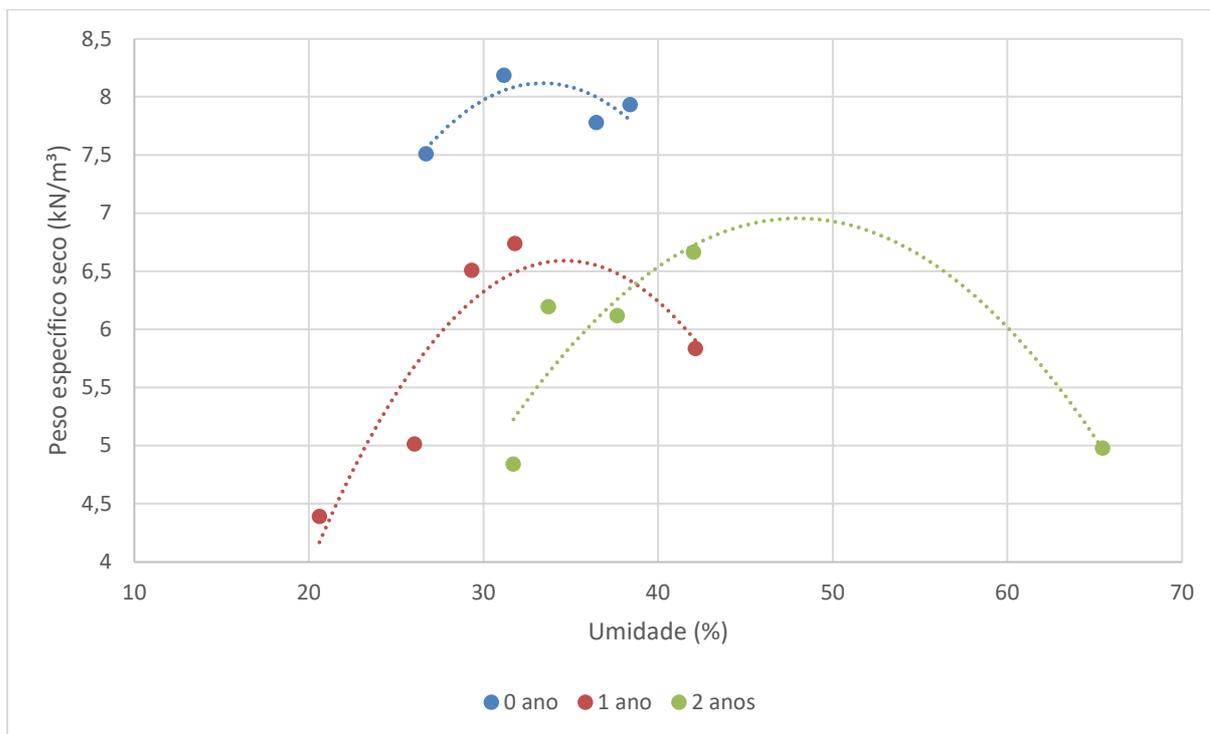
Os valores de DQO maiores que os valores de DBO indica a presença de matéria orgânica resistente a degradação biológica, espécies inorgânicas reduzidas tais como íons ferrosos, manganosos, sulfetos e cloretos. Essa característica indica a ocorrência de deslocamentos brandos em um longo intervalo de tempo, não comprometendo a estabilidade dos taludes.

4.2 Características geotécnicas dos resíduos sólidos urbanos

4.2.1 Compactação dos resíduos sólidos urbanos

O ensaio de compactação, com energia de Proctor normal, realizado em laboratório, permitiu a determinação da umidade ótima e da massa específica seca máxima dos RSU com 0, 1 e 2 anos de aterramento, conforme ilustra Figura 63.

Figura 63 – Curva de compactação dos resíduos com 0, 1 e 2 anos de aterramento



As curvas de compactação indicam um peso específico seco máximo 8,1 kN/m³, 6,7 kN/m³ e 6,9 kN/m³ e umidade ótima de 34%, 35% e 48%, para os resíduos com 0, 1 e 2 anos de aterramento, respectivamente. As curvas obtidas apresentam comportamento semelhante às verificadas em solos. König e Jessberger (1997) e Araújo Neto *et al.* (2015) também constataram este mesmo comportamento, onde há uma elevação do peso específico seco até a umidade ótima seguida de uma redução. Porém, a massa específica seca máxima obtida neste ensaio é inferior às verificadas em solos. Segundo dados de Lambe e Whitman (1969), os valores típicos do peso específico seco dos solos estão entre 13 e 21 kN/m³. Esta diferença pode estar associada aos constituintes dos RSU que apresentam peso específico inferior aos dos grãos do solo.

Gabr e Valero (1995), Marques (2001) e Oliveira *et al.* (2019) constataram que os valores obtidos para a relação entre o peso específico seco máximo e umidade dos RSU não se ajustam às curvas côncavas, não sendo possível definir o peso específico seco máximo e teor de umidade ótimo.

Poucos são os estudos que investigam o peso específico seco máximo dos resíduos e, quando se trata de resíduos com determinado tempo de aterrados, mais escassos são os estudos.

Quando analisado o peso específico seco máximo e a umidade ótima dos resíduos aterrados, conforme ilustrado na Figura 63, verifica-se que os resíduos com 0 ano de aterrados possuem um maior peso específico seco máximo e uma menor umidade ótima, quando comparado com os parâmetros de compactação dos resíduos com 1 e 2 anos de aterramento. Caso ocorra a mineração desses resíduos, para utilização, por exemplo, em camada de cobertura de aterro sanitário, será necessário maior energia de compactação e uma maior umidade, que pode ser corrigida por meio da recirculação de lixiviado.

Para Hanson *et al.* (2010) os esforços de compactação representam principal fator que controla a densidade de curto prazo e a resultante da resistência ao cisalhamento dos resíduos em aterros sanitários. Sendo, as práticas de compactação em aterros sanitários em comparação com lixões, responsáveis pelo aumento de 20% nas propriedades de resistência ao cisalhamento.

Quando analisada a umidade natural dos resíduos (Figura 59) e a umidade ótima de compactação (Figura 63), constata-se que os resíduos no ASCG, são compactados a uma umidade superior a ótima. O processo de umedecimento dos resíduos (recirculação de lixiviado) na etapa de compactação deve ser realizado conforme demanda dos resíduos para obtenção da umidade ótima de compactação, evitando o excesso de líquidos e redução do grau de compactação. Após a compactação dos resíduos, recomenda-se a recirculação de lixiviado conforme condições meteorológicas para não ocorrer a saturação ou acúmulo de líquidos no maciço.

Para Blight (2008) a falta de compactação pode levar à ruptura do aterro porque, na ausência de compactação efetiva dos resíduos ou compactação inconsistente em aterros, há uma resistência ao cisalhamento relativamente baixa e uma massa de resíduos sem coesão. Entretanto, o excesso dessa compactação pode impedir o fluxo de líquidos e retardar os processos biodegradativos.

Uma boa compactação em campo, quando se trata de maciços sanitários, deve ser aquela que favoreça, além da estabilidade, uma boa degradabilidade dos resíduos. Quando o grau de compactação é excessivo, pode-se inibir os processos biodegradativos e, conseqüentemente, os aterros terão suas deformações retardadas refletindo em um menor tempo de vida útil (Araújo Neto, 2016).

Babu *et al.* (2015) relatam que o peso específico de RSU recém aterrados pode variar de 4,0 kN/m³ a 16,0 kN/m³, dependendo apenas do grau de compactação atingido pelas operações de disposição dos resíduos. Fassett *et al.* (1994) descrevem que os valores de peso específico variam de 3,1 até 9,2 kN/m³, por camada, que tenha recebido uma pequena

compactação, 5,1 a 8,1 kN/m³ para compactação moderada e, 9 a 10,7 kN/m³ para camada com boa compactação. Desta forma, o peso específico seco máxima dos resíduos encontrado nos ensaios realizados em laboratório pertencem ao intervalo de compactação moderada apresentado valores de 8,1 kN/m³, 6,7 kN/m³ e 6,9 kN/m³, para os resíduos com 0, 1 e 2 anos de aterrados, respectivamente. Porém, conforme apresentado na Figura 58, os valores dos pesos específicos determinados no campo são superiores a faixa sugerida por Fassett *et al.* (1994) e aos valores estimados em laboratório.

Quando analisado o peso específico *in situ* dos resíduos com 1 e 2 anos de aterrados (Figura 58), verifica-se que eles são superiores ao verificado na literatura e acima do seu respectivo peso específico seco máximo obtido no ensaio de compactação. Essa característica favorece o acúmulo de líquidos no interior do maciço, causando efeito contrário do desejado, ou seja, redução da resistência ao cisalhamento e, conseqüentemente, vulnerabilidade da estabilidade dos taludes.

Wiemer (1982), estudando aspectos operacionais de aterros na Alemanha, especialmente o grau de compactação atingido pelos resíduos, afirma que, esse é um aspecto determinante para a evolução dos valores de peso específico de um aterro ao longo do tempo. Nesse estudo não será determinado o grau de compactação dos resíduos recém aterrados (0 ano), pois o peso específico desses resíduos foi determinado após sua escavação. Porém, os resíduos com 1 e 2 anos de aterrados indicam um elevado grau de compactação dos resíduos no Aterro Sanitário em Campina Grande, uma vez que, o grau de compactação foi superior a 200% para os resíduos com 1 e 2 anos de aterrados.

A análise do grau de compactação dos resíduos aterrados deve ser realizada com cautela, pois o peso específico determinado *in situ* é resultante de processos físicos, químicos e biológicos, que não correspondem, necessariamente, ao processo de compactação. No Aterro Sanitário em Campina Grande os processos biodegradativos foram intensos, já no primeiro ano de aterramento, o que corroborou para aumento do peso específico dos resíduos.

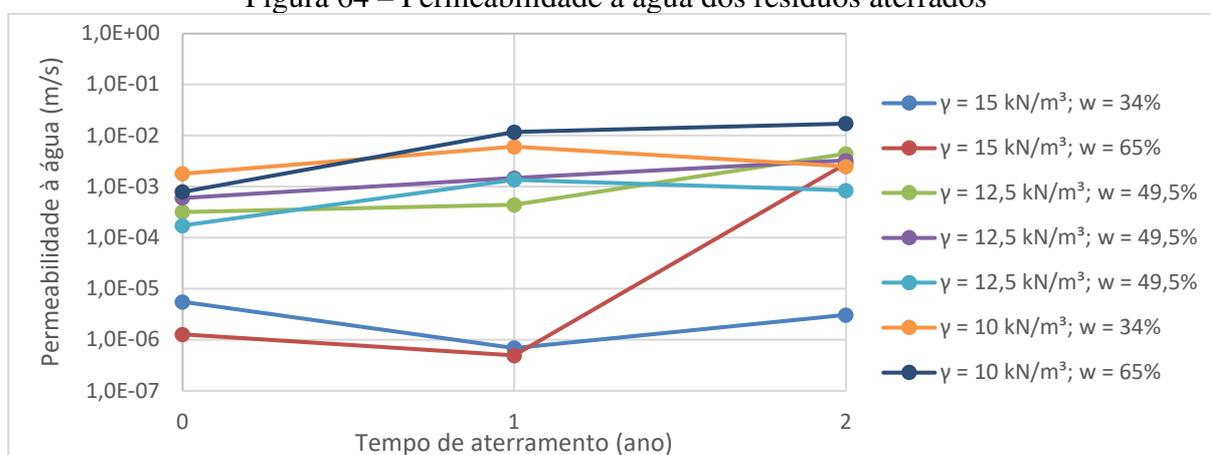
4.2.2 Permeabilidade à água dos resíduos sólidos urbanos

Entender o comportamento da permeabilidade à água dos RSU é de extrema importância para conhecer a movimento de líquidos no interior de aterros sanitários (YANG *et al.*, 2016; GAO *et al.* 2015). O coeficiente de permeabilidade à água é o principal fator que afeta o movimento de líquidos do aterro e a distribuição da água. Se o coeficiente de permeabilidade à

água dos resíduos for muito baixo, o lixiviado não pode ser coletado a tempo, resultando em altos níveis de piezométricos no interior do maciço sanitário. Isso pode ainda levar a vazamento de lixiviado, poluição do solo e das águas subterrâneas, deslizamentos de aterros e outros acidentes (CHEN *et al.*, 2014; KOERNER E SOONG, 2000).

A Figura 64 apresenta os resultados obtidos no ensaio de permeabilidade à água dos RSU com 0, 1 e 2 anos de aterrados. Com o planejamento fatorial foi possível otimizar a realização dos experimentos, com um nível de significância de 5% e redução no número de ensaios.

Figura 64 – Permeabilidade à água dos resíduos aterrados



A permeabilidade à água dos resíduos aterrados (Figura 64) variou de 5×10^{-7} a $1,7 \times 10^{-2}$ m/s. A menor permeabilidade foi verificada nos resíduos com maior peso específico (15 kN/m^3), maior umidade de moldagem (65%) e com 1 ano de aterrado. Já a maior permeabilidade foi verificada nos resíduos com menor peso específico (10 kN/m^3), maior umidade de moldagem (65%) e com 2 anos de aterrados.

Analisando a variação da permeabilidade à água com o peso específico dos resíduos, verifica-se que, em todas as idades de aterramento os resíduos com maior peso específico (15 kN/m^3) possuem as menores permeabilidades à água e os resíduos com menor peso específico (10 kN/m^3) possuem as maiores permeabilidades à água. Quanto a umidade de moldagem, a permeabilidade à água dos resíduos recém aterrados reduz conforme aumento da umidade de moldagem, para os resíduos com 1 ano de aterrados não foi possível definir uma tendência e para os resíduos com 2 anos de aterrados há um aumento da permeabilidade conforme aumento da umidade de moldagem.

Na literatura os valores do coeficiente de permeabilidade água dos resíduos sólidos urbanos possuem diversas ordens de grandezas. Nos estudos de Wang *et al.* (2019), com resíduos degradados por 40 dias em biorreator, foi observado que a permeabilidade à água, para o menor peso específico (8 kN/m³) foi de 9×10^{-3} m/s e para a amostra com maior peso específico (17 kN/m³) foi de 1×10^{-6} m/s. Feng *et al.* (2017) estudaram amostras de RSU com diferentes tempos de aterramento, foi verificado que os RSU com pouco tempo de aterramento (0,3 ano), as amostras com menor peso específico (4,46 kN/m³) tiveram uma permeabilidade à água de 7×10^{-3} m/s e as amostras com maior peso específico (11,01 kN/m³) tiveram um valor de $3,5 \times 10^{-5}$ m/s. Assim como nos estudos de Wang *et al.* (2019) e Feng *et al.* (2017), no presente estudo foi constatado uma relação inversamente proporcional entre o peso específico e a permeabilidade à água de RSU para os resíduos recém aterrados. Os valores de permeabilidade à água obtidos pelos autores são próximos dos verificados nesse estudo.

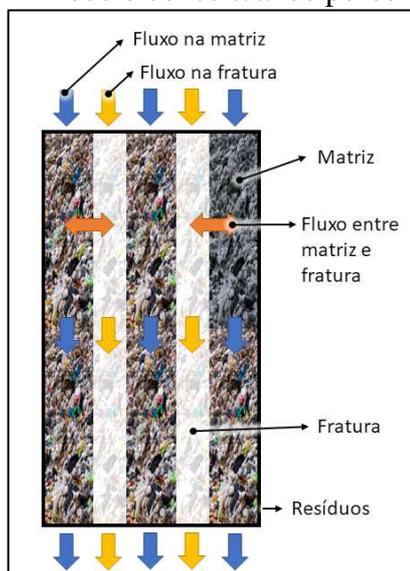
Quando comparada a permeabilidade à água com a idade de aterramento dos resíduos, verifica-se um aumento da permeabilidade à água conforme avanço da biodegradação dos resíduos (tempo de aterramento). Na literatura ainda há divergências quanto a relação existente entre a permeabilidade à água e idade dos resíduos. Ke *et al.* (2017), Hossain *et al.* (2009) e Wang *et al.* (2019), constataram, uma redução da permeabilidade à água dos resíduos conforme avanço do estágio de biodegradação. Korman *et al.* (1987) e Libânio *et al.* (2003) indicaram que os valores de permeabilidade à água de resíduos antigos são maiores do que os obtidos com resíduos frescos. A falta de definição do comportamento desse parâmetro em função da idade de aterramento, provavelmente, esteja relacionada a recomposição da amostra com redução do tamanho das partículas para realização do ensaio.

Como a granulometria influencia na permeabilidade dos resíduos, ao alterar essa variável, altera-se também a permeabilidade. Conforme verificado na Figura 56, o tamanho das partículas dos resíduos depositados no ASCG reduziu conforme aumento da idade de aterramento. Por isso, esperava-se que a permeabilidade dos resíduos analisados diminuísse com o aumento da idade de aterramento.

Provavelmente, durante a realização dos ensaios houve fluxo de água por caminhos preferenciais. Conforme Gerke e van Genuchten (1993), os poros em RSU são divididos em fratura e matriz. A condutividade hidráulica da fratura é muito maior do que na matriz. No modelo de porosidade dupla (Figura 65), o lixiviado pode fluir através da fratura e da matriz separadamente. Devido à diferença de carga hidráulica nos dois domínios, a troca de massa de água ocorrerá entre eles. Por isso, os processos biodegradativos, com aumento do percentual de

finos, não são decisivos para redução da permeabilidade. Para que ocorra redução da permeabilidade, é necessário não apenas a biodegradação dos resíduos, mas a sua densificação.

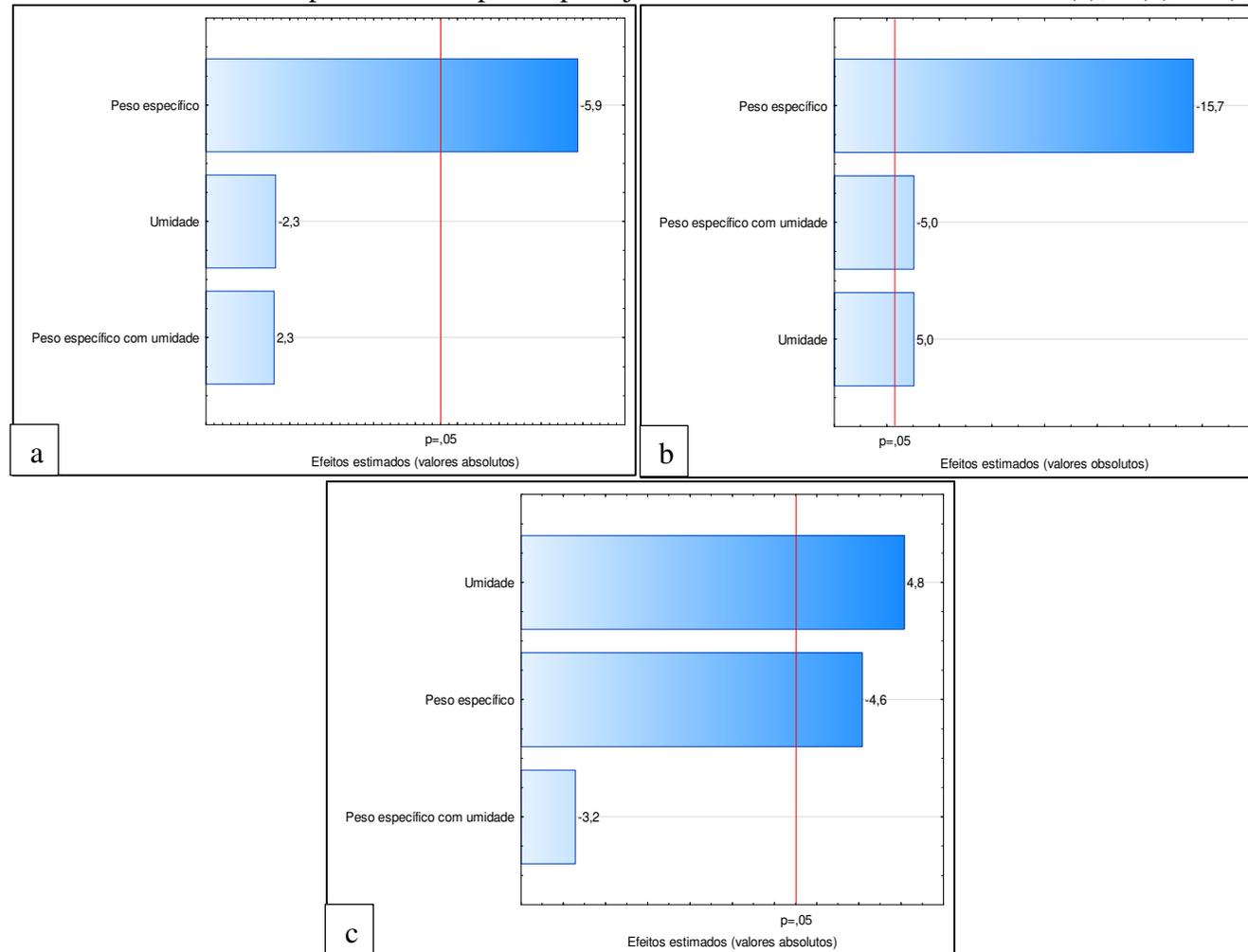
Figura 65 – Modelo conceitual de porosidade dupla



Fonte: Adaptado de Feng *et al.* (2018) e Hu *et al.* (2021).

Esse trabalho não teve a intenção de modelar estatisticamente a permeabilidade à água dos resíduos aterrados, mas, de verificar os parâmetros que influenciam na permeabilidade e como ela se comporta conforme avanço da idade de aterramento. No Gráfico de Pareto (Figura 66) é possível avaliar a influência de cada variável (peso específico e umidade de moldagem) na permeabilidade à água dos resíduos aterrados. Para um nível de significância de 5%, a variável peso específico possui efeito significativo na permeabilidade à água dos resíduos com 0, 1 e 2 anos de aterrados. A umidade de moldagem possui efeito significativo apenas na permeabilidade à água dos resíduos com 1 e 2 anos de aterrados.

Figura 66 – Gráfico de Pareto dos efeitos padronizados para o planejamento fatorial dos resíduos com 0 (a), 1 (b) e 2 (c) anos de aterrados



Conforme a Figura 66, o peso específico possui uma relação inversamente proporcional a permeabilidade à água dos resíduos com 0, 1 e 2 anos de aterrados. Analisando o efeito da umidade de moldagem na permeabilidade à água dos resíduos, observa-se uma relação inversamente proporcional nos resíduos recém aterrados e diretamente proporcional nos resíduos com 1 e 2 anos de aterrados. Estas relações podem, também, ser verificadas na Tabela 12, por meio do coeficiente de correlação de Pearson.

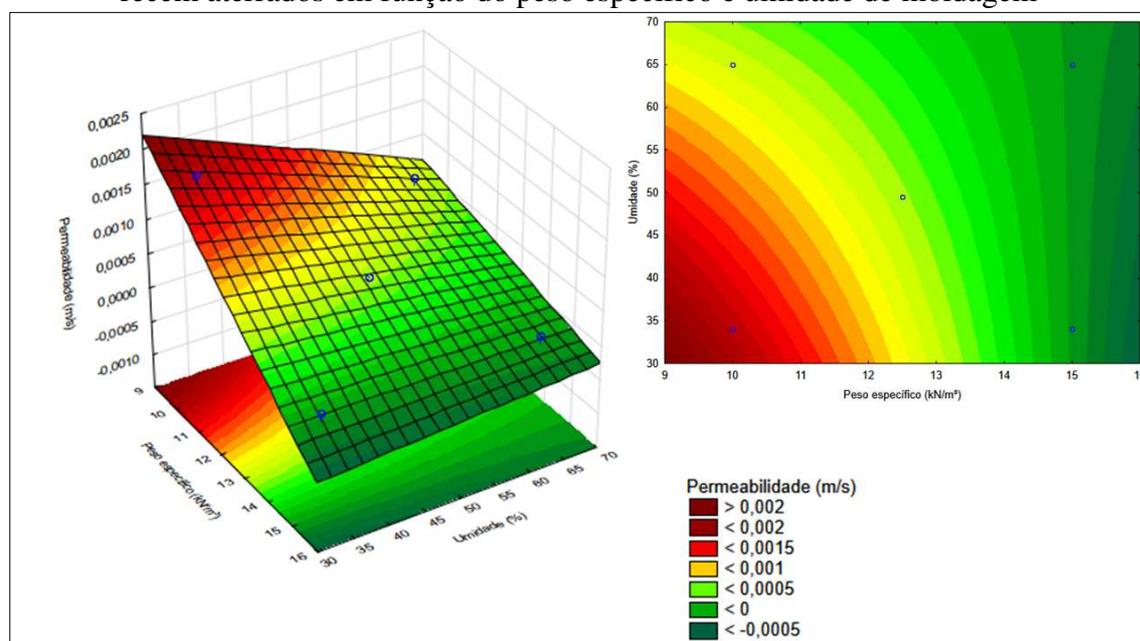
Tabela 12 – Coeficiente de correlação das variáveis independentes com a permeabilidade à água dos resíduos aterrados

Idade de aterramento dos resíduos	0 ano (recém aterrados)		1 ano		2 anos		
	Variável independente	Peso específico	Umidade	Peso específico	Umidade	Peso específico	Umidade
p-valor		0,02	0,47	0,02	0,56	0,16	0,14
Coeficiente de correlação de Pearson		- 0,83	-0,33	-0,83	0,27	-0,59	0,62
Efeito da variável independente na permeabilidade		Negativo forte	Negativo fraca	Negativo forte	Positivo fraca	Negativo moderada	Positivo moderada

Ainda conforme o Gráfico de Pareto (Figura 66) e Tabela 12, o peso específico possui maior influência na permeabilidade dos resíduos recém aterrados e com 1 ano de aterramento quando comparado com a umidade de moldagem. Já nos resíduos com 2 anos de aterrados a umidade de moldagem possui um efeito maior que o peso específico.

Na Figura 67 é possível verificar o comportamento da permeabilidade em função do peso específico e da umidade de moldagem dos resíduos recém aterrados.

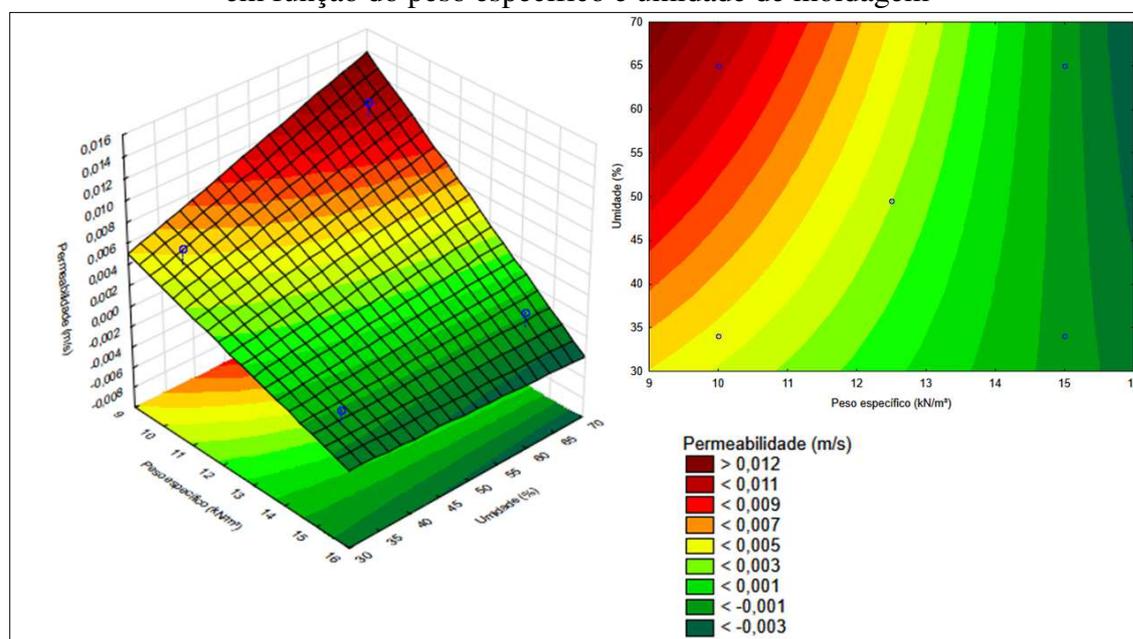
Figura 67 – Superfície resposta e curva de contorno da permeabilidade à água dos resíduos recém aterrados em função do peso específico e umidade de moldagem



Conforme ilustrado na Figura 67, a menor permeabilidade à água dos resíduos recém aterrados foi obtida em amostras com maior peso específico (15 kN/m^3) e menor umidade de moldagem (34%). A maior permeabilidade foi verificada em resíduos recém aterrados com menor peso específico (10 kN/m^3) e menor umidade (34%). Ainda é possível constatar que resíduos com peso específico elevado, a variação da umidade de moldagem praticamente não altera a permeabilidade.

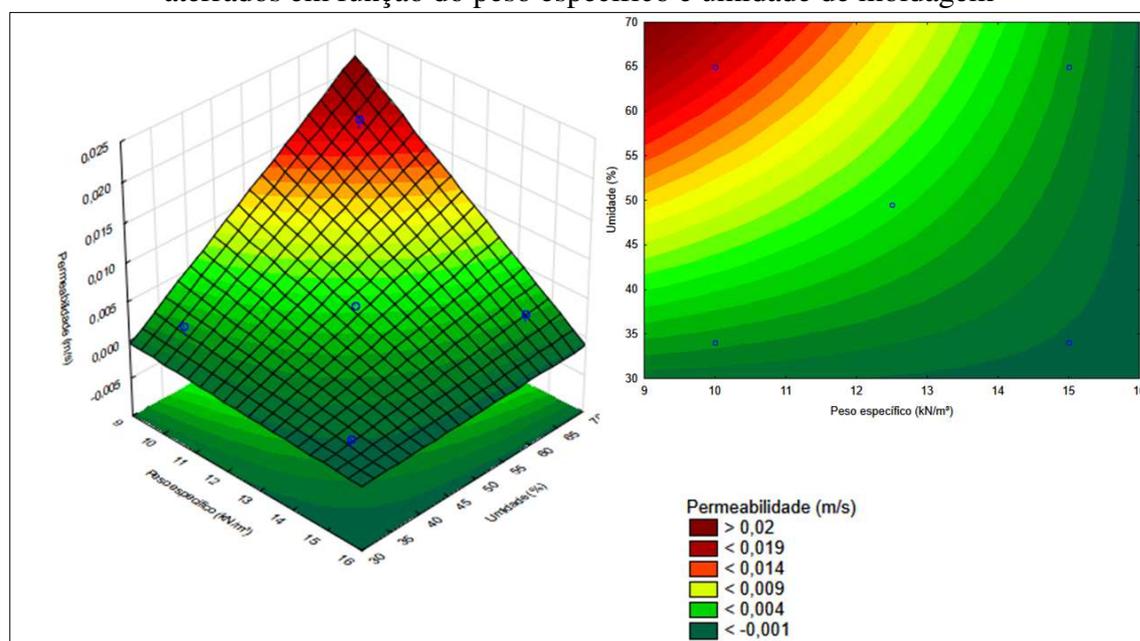
O cenário ilustrado na Figura 67 auxilia a etapa de disposição de resíduos no ASCG. Resíduos com peso específico elevado terá permeabilidade reduzida e o processo de recirculação de lixiviado será menos eficiente. Após a disposição, os resíduos passam por processos físicos e químicos que alteram as suas características, dentre eles, a permeabilidade. Na Figura 68 é possível observar que a superfície resposta da permeabilidade à água dos resíduos com 1 ano de aterrado possui comportamento diferente dos resíduos recém aterrados (Figura 67).

Figura 68 – Superfície resposta da permeabilidade à água dos resíduos com 1 ano de aterrados em função do peso específico e umidade de moldagem



Verifica-se na Figura 68 que os resíduos com maior peso específico continuam apresentando as menores permeabilidades à água. A variável umidade de moldagem gerou um efeito diferente do constatado nos resíduos recém aterrados. As maiores permeabilidades à água foram verificadas nos resíduos que possuíam maior umidade de moldagem. Comportamento análogo foi observado nos resíduos com 2 anos de aterrados, conforme ilustrado na Figura 69. Porém, para os resíduos com 2 anos de aterrados, a variação da umidade de moldagem proporciona um maior efeito na permeabilidade à água.

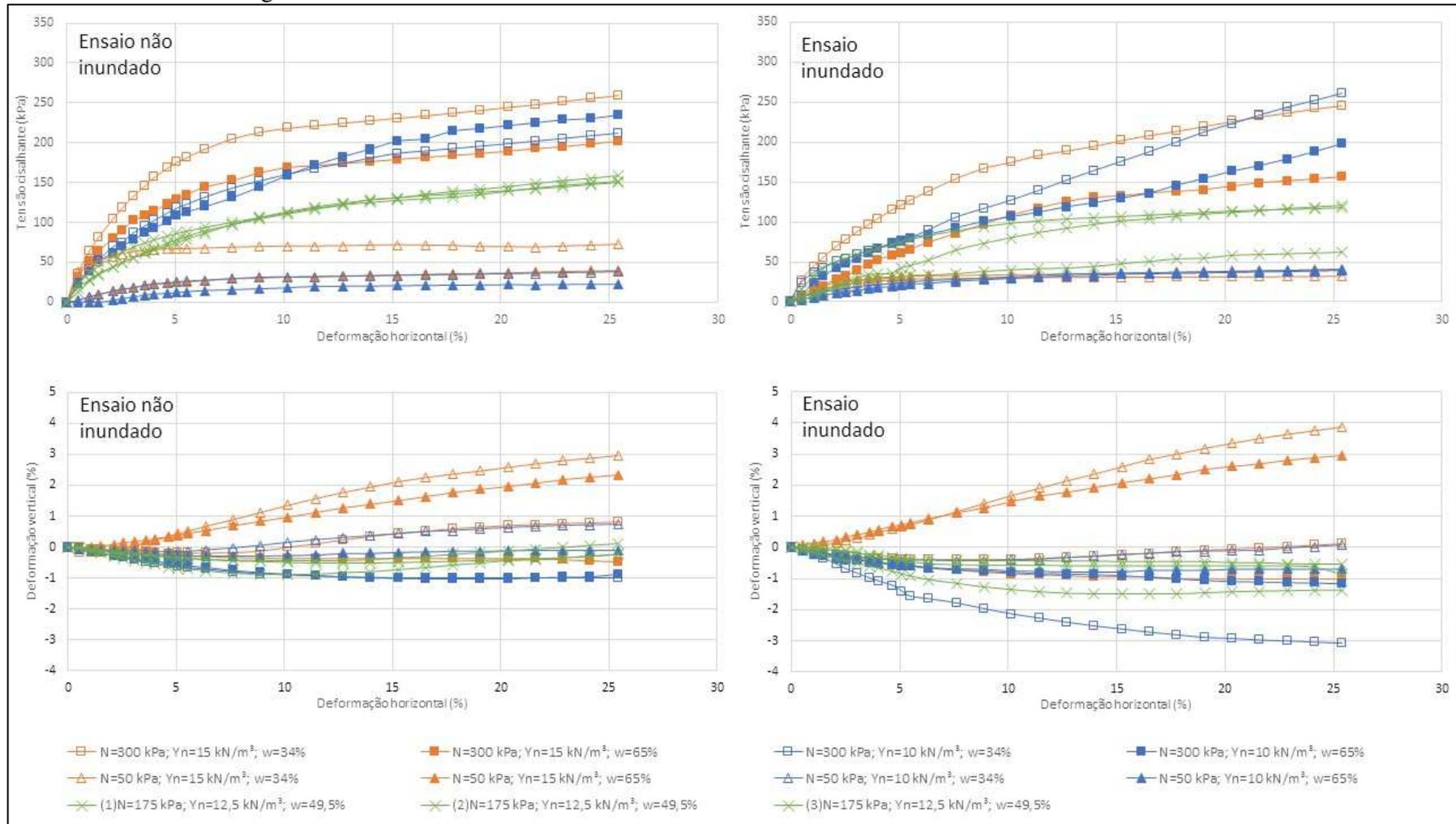
Figura 69 – Superfície resposta da permeabilidade à água dos resíduos com 2 anos de aterrados em função do peso específico e umidade de moldagem



4.2.3 Resistência ao cisalhamento

Os ensaios de cisalhamento direto foram realizados, em laboratório, conforme o planejamento fatorial do tipo DCC, para as amostras de resíduos com 0, 1 e 2 anos de aterramento na condição inundada e não inundada. Os resultados dos ensaios de cisalhamento direto na condição não inundada e inundada para os resíduos com 0 ano de aterrados são apresentados na Figura 70.

Figura 70 – Resultados dos ensaios de cisalhamento direto dos resíduos com 0 ano de aterrados



A partir dos resultados apresentados na Figura 70, pode-se verificar que a tensão cisalhante dos resíduos recém aterrados (0 ano de aterramento) cresce sem tendência de pico. Este comportamento independe da variação de umidade e peso específico e pode ser explicado pela presença de componentes fibrosos (reforços) como plástico, madeira e têxteis na composição dos resíduos. Devido a estes elementos longilíneos ou fibrosos, os RSU recém aterrados (0 ano) se comportam como um solo reforçado por fibras. Essa característica proporciona uma maior estabilidade ao maciço sanitário.

A ausência de pico de tensão é comumente encontrada em curvas de resistência ao cisalhamento de resíduos sólidos que possuem componentes fibrosos em sua composição. Gabr e Valero (1995), Bareither *et al.* (2012), Reddy *et al.* (2015), Feng *et al.* (2017) e Ramaiah, Ramana e Data (2017) são exemplos de alguns estudos que constataram esse comportamento. A presença de materiais fibrosos proporciona um incremento na resistência ao cisalhamento do material. Segundo Borgatto (2010), as fibras são ativadas em função da tensão normal aplicada e mobilização dos deslocamentos horizontais na amostra.

A maior tensão cisalhante foi verificada na amostra de resíduos com menor umidade e maior tensão normal e peso específico, quando analisado o comportamento na condição não inundada. A amostra com maior umidade e menor tensão normal e peso específico foi a que apresentou uma menor tensão cisalhante. Este comportamento indica que o aumento da umidade reduz o atrito entre os constituintes dos resíduos e, conseqüente, a tensão de cisalhamento. Porém, quando há acréscimo da tensão normal e/ou do peso específico a interação entre as partículas aumenta o que resulta em maiores tensões cisalhantes.

Para as menores tensões normais, tanto na condição inundada quanto na não inundada, verifica-se que a resistência ao cisalhamento tende a se estabilizar, a partir do nível de deslocamento horizontal de 5%, conforme observado na Figura 70. Para os demais níveis de tensão normal, este comportamento não é observado. Esta estabilização indica que uma tensão normal de 50 kPa ou inferior, não ativa as fibras presentes nos resíduos. Porém, para tensões de 300 kPa, verifica-se um incremento na tensão cisalhante à medida que o deslocamento aumenta.

De forma geral, verifica-se na Figura 70 que as maiores tensões cisalhantes foram obtidas quando a amostra estava submetida as maiores tensões normais. Indicando que, quanto maior a tensão de confinamento dos resíduos maior será a tensão cisalhante.

Para todas as tensões normais ensaiadas as curvas da tensão cisalhante *versus* deslocamento horizontal, Figura 70, exibem concavidade voltada para baixo, tanto na condição inundada, quanto na não inundada. Em alguns casos, as tensões parecem convergir para um

valor assintótico, apresentando inicialmente uma taxa decrescente de crescimento, seguindo de um crescimento assintótico. O mesmo comportamento também foi observado nos resultados apresentados por Zekkos *et al.* (2010), Bareither *et al.* (2012), Fucale (2005), Abreu e Vilar (2017).

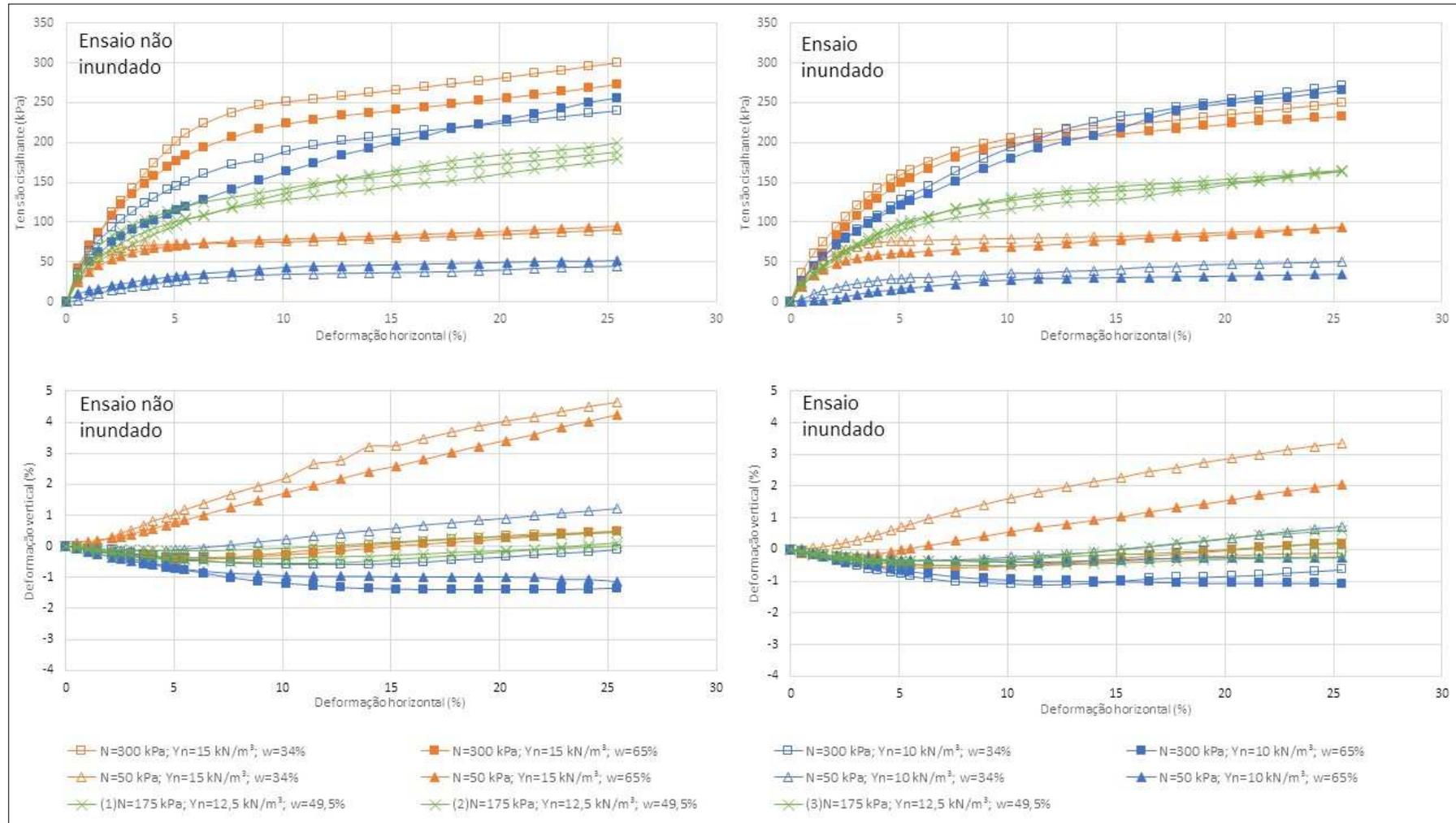
Quanto à variação de volume, foi constatado uma expansão dos resíduos com maior peso específico (15 kN/m^3) e menor tensão normal (50 kPa), independentemente da umidade de moldagem (34% ou 65%). Este comportamento foi verificado tanto para condição inundada quanto para não inundada. Nos ensaios realizados em amostras com peso específico de 10 kN/m^3 observou-se inicialmente uma compressão, seguida de expansão apenas para as amostras com menor tensão normal (50kPa) e umidade de moldagem (34%). Já para às amostras de maior umidade (65%), apenas o comportamento compressivo foi observado.

Verifica-se na Figura 70 que a variabilidade volumétrica nas amostras ensaiadas na condição inundada foi superior as amostras da condição não inundada. Desta forma, os resíduos em condição submersas podem apresentar deslocamentos superiores daqueles que ocorrem em aterros com sistema de drenagem eficiente, quando aplicado esforços cisalhantes. Ainda é possível sugerir que o peso específico tenha influência no comportamento expansivo das amostras, uma vez que, a expansividade diminuiu à medida que o peso específico reduziu.

As amostras, quando submetidas a baixas tensões normais (50 kPa), tendem a realocar os seus componentes no interior da caixa de cisalhamento, permitindo a expansão da amostra. No entanto, maiores tensões normais (300 kPa) impossibilitam a expansão da amostra, pois diferentemente de solos, os RSU são compostos de materiais de alta compressibilidade, que limita essa condição expansiva à baixas tensões.

Na Figura 71 são apresentados os resultados dos ensaios de cisalhamento direto na condição não inundada e inundada para os resíduos com 1 ano de aterrados.

Figura 71 – Resultados dos ensaios de cisalhamento direto dos resíduos com 1 ano de aterrados



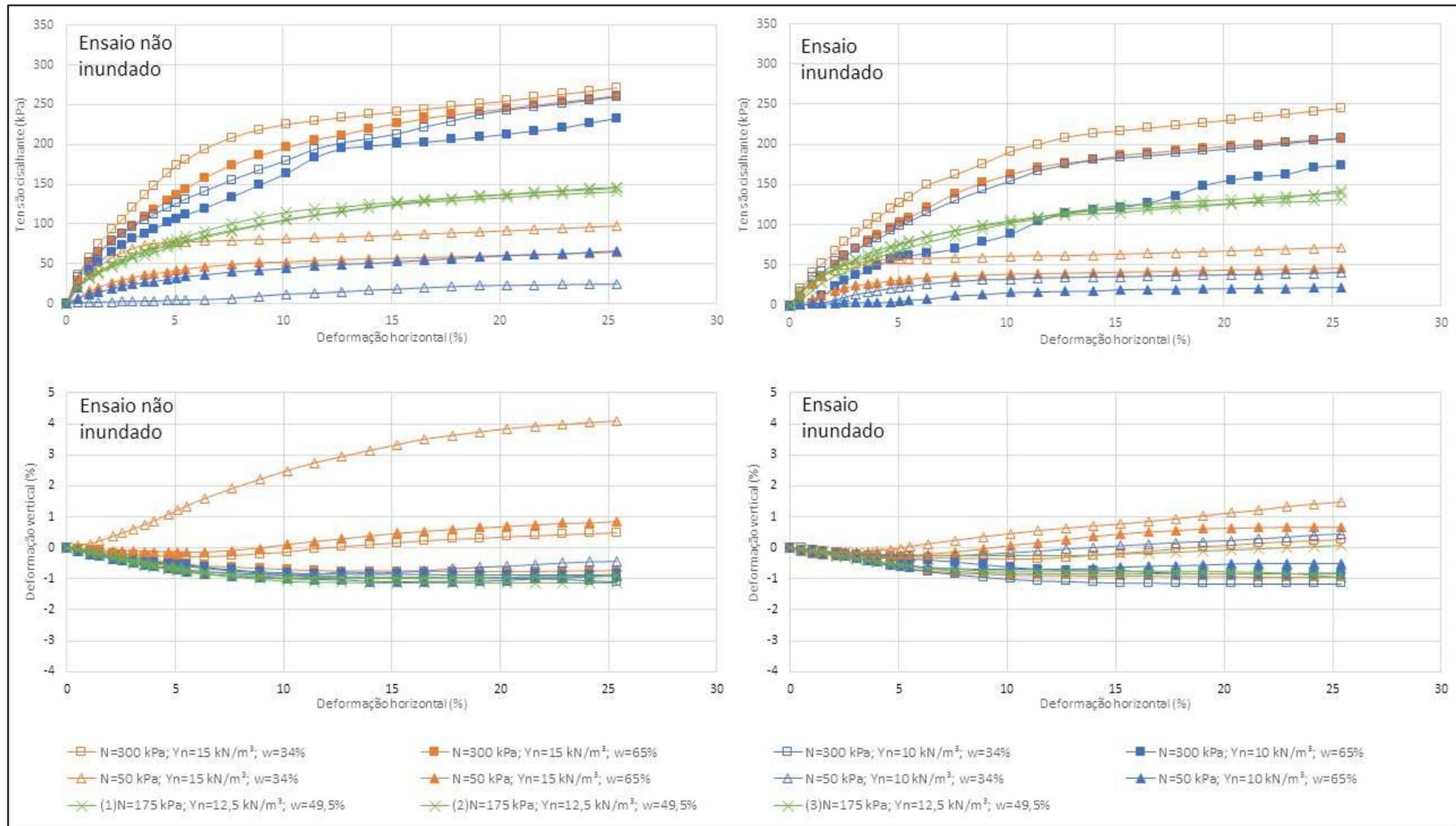
As curvas tensão cisalhante *versus* deformação horizontal e deformação vertical *versus* deformação horizontal (Figura 71) possuem comportamento análogo as curvas do resultado dos ensaios de cisalhamento direto apresentados na Figura 70. Porém, verifica-se que as tensões cisalhantes obtidas no término dos ensaios dos resíduos com 1 ano de aterramento, possuem valores superiores, indicando que, durante o período de 1 ano de aterramento dos resíduos há um aumento da resistência ao cisalhamento.

Quando comparada a curva tensão cisalhante *versus* deformação horizontal da condição inundada e não inundada, verifica-se na Figura 71 que os resíduos na condição inundada possuem tensões cisalhantes inferiores e faz-se necessário maiores deslocamentos horizontais para atingirem maiores tensões cisalhantes. Este comportamento fica mais evidente para amostras ensaiadas com tensão normal de 300 kPa e independem do ano de aterramento.

Quanto à variação de volume, curvas deformação vertical *versus* deformação horizontal (Figura 71), também foi constatado um comportamento semelhante àquele verificados para os resíduos recém aterrados (Figura 70). Expansão dos resíduos com maior peso específico (15 kN/m³) e menor tensão normal (50 kPa), independentemente da umidade de moldagem (34% ou 65%). Este comportamento foi verificado tanto para condição inundada quanto para não inundada. Nos ensaios realizados em amostras com peso específico de 10 kN/m³ observou-se inicialmente uma compressão, seguida de expansão apenas para as amostras com menor tensão normal (50kPa) e umidade de moldagem (34%). Já para a amostra de maior umidade (65%), apenas o comportamento compressivo foi observado.

A Figura 72 apresenta os resultados obtidos dos ensaios de cisalhamento direto na condição não inundada e inundada para os resíduos com 2 anos de aterrados.

Figura 72 – Resultados dos ensaios de cisalhamento direto dos resíduos com 2 anos de aterrados



De acordo com as curvas tensão *versus* deformação horizontal, Figura 72, desde o início do estágio de cisalhamento até a deformação entre 5% e 10%, a tensão cisalhante aumenta acentuadamente, tanto para condição não inundada como para inundada. Este comportamento também foi verificado nos resíduos recém aterrados e com 1 ano de aterramento. Após este intervalo de deformação horizontal há um aumento lento e constante da tensão cisalhante para as amostras submetidas a uma tensão normal de 300 kPa e uma tendência de constância da tensão cisalhante para as amostras submetidas a uma tensão normal de 175 kPa e 50 kPa até o término do ensaio.

Feng *et al.* (2017) realizaram uma investigação abrangente das propriedades geotécnicas dos resíduos sólidos urbanos no maior Aterro Sanitário da China e constataram que a tensão de cisalhamento aumentou rapidamente após um pequeno aumento no deslocamento horizontal e então aumentou de forma lenta, mas continuamente até o maior deslocamento predeterminado. Esta característica também foi observada nos estudos de Zhan *et al.* (2008), Bray *et al.* (2009) e Reddy *et al.* (2009, 2011).

Reddy *et al.* (2009), Gomes *et al.* (2012) e Shariatmadari *et al.* (2014), verificaram que a tensão cisalhante aumenta com um aumento da deformação relativa dos resíduos, sem produzir qualquer pico na curva tensão cisalhante *versus* deformação. Os autores atribuíram este comportamento a ativação das fibras presentes nos resíduos, não ocorrendo em resíduos que estão sob baixas tensões normais (50kPa e 150 kPa) e baixos níveis de deformação. Provavelmente, as fibras presentes nos resíduos com 0, 1 e 2 anos de idade coletados no ASCG não foram ativadas quando submetidas às tensões de 50 kPa e 175 kPa, por isso, após a deformação de 10% a tensão cisalhante permanece constante. Para a tensão de 300 kPa, após 10% da deformação horizontal, a tensão cisalhante tende a aumentar em todas as idades de forma suave.

4.3 Monitoramento do Aterro Sanitário

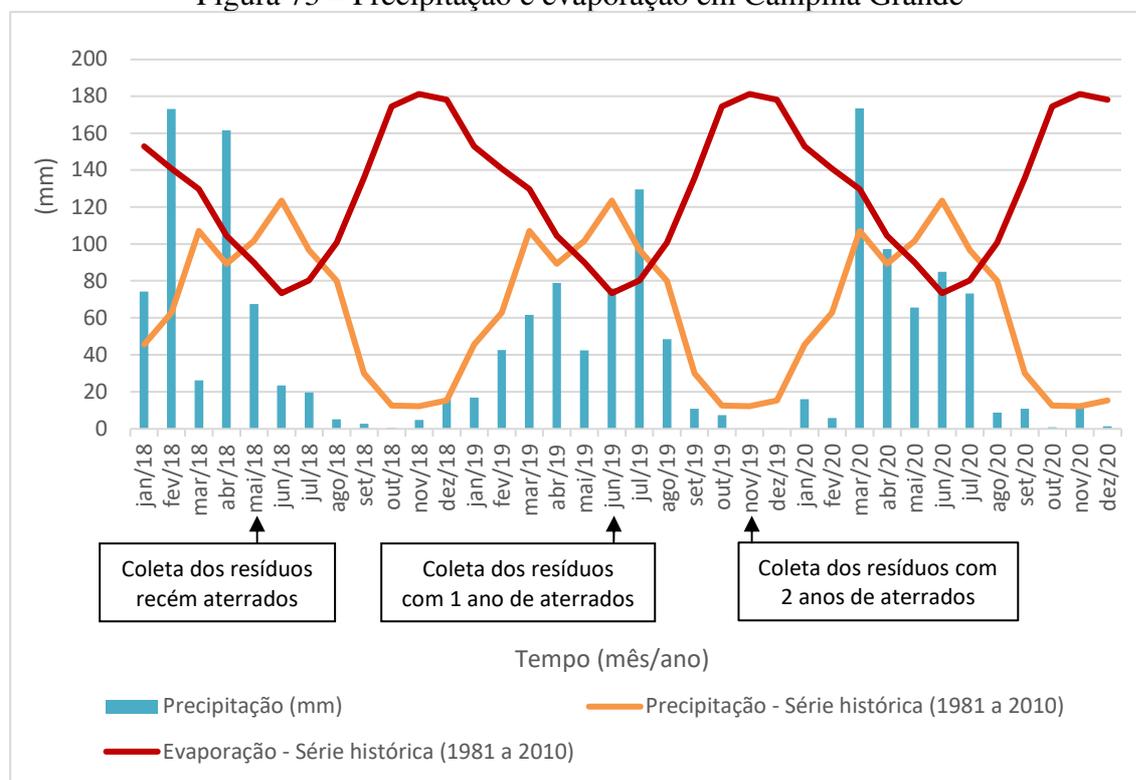
4.3.1 Monitoramento das condições meteorológicas

As condições meteorológicas influenciam o desempenho de aterros sanitários. Dentre elas, a precipitação pode desencadear a instabilidade de aterros sanitários. A infiltração da água no maciço sanitário reduz a tensão efetiva e sobrecarrega o sistema de drenagem. Yin *et al.*

(2016) descreveram a precipitação com um dos fatores relacionados ao deslizamento de aterro que ocorreu em Shenzhen, China em 20 de dezembro de 2015. Huang *et al.* (2016), Dai *et al.* (2016) e Zhang *et al.* (2020) relatam que a infiltração da água de chuvas, terremotos e o elemento humano são os principais fatores que influenciam a estabilidade de aterros sanitários.

Na Figura 73 são apresentados os dados de precipitação mensal registrados na Estação Meteorológica do INSA entre janeiro de 2018 e dezembro de 2020. Este período corresponde ao intervalo de monitoramento do ASCG e coleta dos resíduos para análise laboratorial e computacional. Adicionalmente, são apresentados os dados históricos de precipitação e evaporação para o município de Campina Grande, registrados pela Estação Meteorológica da EMBRAPA entre os anos de 1981 e 2010.

Figura 73 – Precipitação e evaporação em Campina Grande



Durante o período de monitoramento do ASCG, verifica-se, na Figura 73, que as precipitações mensais foram predominantemente inferiores as médias mensais históricas. Nos três anos de monitoramento a precipitação acumulada foi 574,22 mm em 2018, 514,3 mm em 2019 e 551,2 mm em 2020, sendo 26%, 34% e 29%, respectivamente, inferior à precipitação

anual histórica, que é de 777 mm. Por isso, acredita-se que, todas as precipitações ocorridas durante o período monitorado foram consideradas na etapa de projeto e operação do ASCG, uma vez que foram inferiores à média histórica. Dessa forma, este evento hidrológico não apresenta riscos à estabilidade dos taludes do ASCG.

O monitoramento do ASCG abrangeu o período chuvoso da região, que, segundo Cunha *et al.* (2019), se inicia em entre março e abril e finaliza em agosto. Dessa forma é possível avaliar a influência das condições meteorológicas do período chuvoso e seco no ASCG.

Quando comparada a precipitação com a evaporação, Figura 73, verifica-se que, historicamente, há um déficit hídrico na maior parte do ano. A evaporação é maior que a precipitação em todos os meses do ano, exceto para os meses de maio, junho e julho. Esta característica favorece o processo de recirculação de lixiviado, acelerando os processos biodegradativos e, conseqüentemente, a bioestabilização do maciço sanitário. Esta prática de recirculação foi executada no ASCG como alternativa de tratamento do lixiviado (Figura 74), proporcionando uma aceleração no envelhecimento dos resíduos, conforme constatado no item referente as características dos resíduos. Para maior eficiência da técnica de recirculação de lixiviado é necessário realizar um controle do volume recirculado para subsidiar o balanço hídrico do maciço sanitário.

Figura 74 – Recirculação de lixiviado: (a) resíduos; (b) camada de cobertura



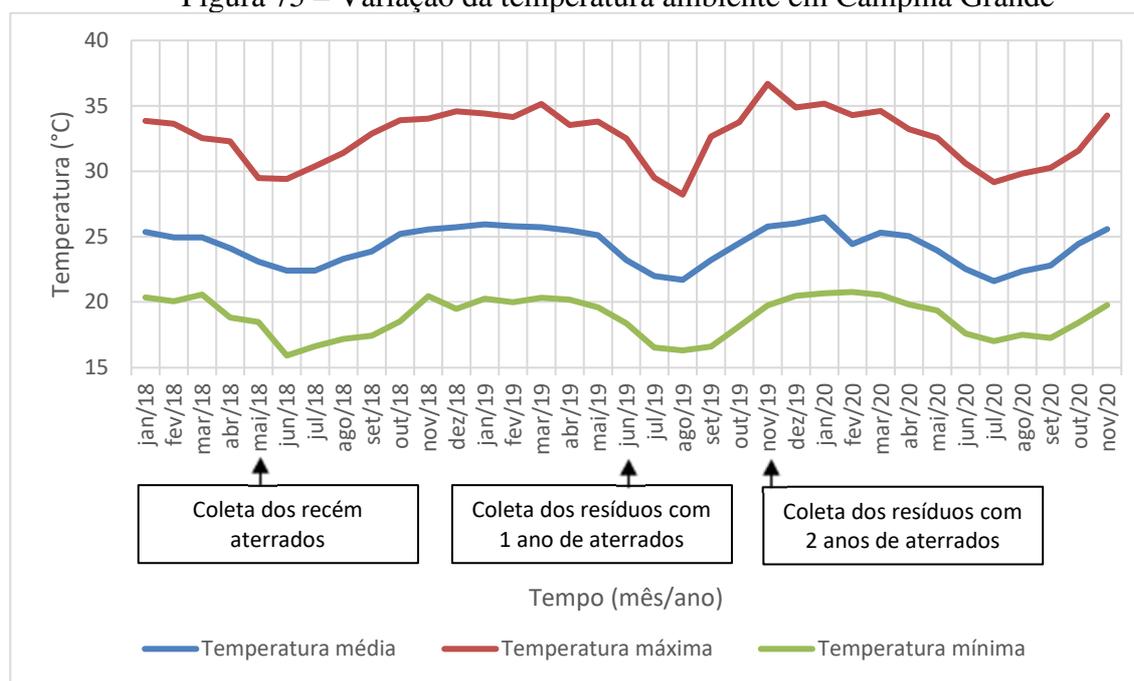
Fonte: Acervo da pesquisa (2019).

As precipitações máximas registradas durante o período de monitoramento, de forma isolada, não trazem riscos de rupturas aos taludes do ASCG. Na literatura, há vários registros de rupturas de aterros sanitários associados aos altos índices pluviométricos e problemas operacionais. Bonaparte *et al.* (2020) associaram a ruptura do Aterro Confidential Eastern, nos

Estados Unidos, aos 400 mm de chuva que o aterro recebeu no mês anterior a falha. A precipitação média anual na região do aterro é de cerca de 1.200 mm. Segundo Reynolds (2015), no Aterro de Crossroads, nos Estados Unidos, após um período de chuva forte (125 mm em 10 dias), registrou-se rápidas rupturas (estimada em cerca de 1 minuto) envolvendo aproximadamente 500.000 m³ de RSU e solo de cobertura que chega a atingir 50 m. Quando a infiltração de águas pluviais e a recirculação de lixiviado, não são adequadamente controladas e gerenciadas, podem levar ao acúmulo de níveis elevados de líquido e, conseqüentemente, instabilidade dos taludes.

A temperatura ambiente, apesar de não influenciar diretamente na estabilidade dos taludes de aterros sanitários, pode acelerar ou retardar os processos biodegradativos e, conseqüentemente, a geração de lixiviado e biogás. Na Figura 75 é apresentada a variação da temperatura ambiente registrada na Estação Meteorológica do INSA entre janeiro de 2018 e dezembro de 2020.

Figura 75 – Variação da temperatura ambiente em Campina Grande



Verifica-se na Figura 75 que a temperatura ambiente máxima registrada durante todo o período de monitoramento foi de 37 °C, no mês de novembro de 2019, a mínima de 15,9 °C, no mês de junho 2018, e a média oscilou entre 21,6 e 26,5 °C. Quanto a amplitude térmica, constatou-se que a maior variação de temperatura foi de 17 °C, no mês de novembro de 2019.

Essas variações de temperatura têm efeitos adversos nos sistemas de revestimento, incluindo a dessecação dos solos utilizados na camada de cobertura que podem causar o desenvolvimento de características secundárias (por exemplo, fissuras) aumentando o transporte de fluídos (água pluvial e biogás). Araújo (2017), que analisou o desempenho do solo compactado utilizado na camada de cobertura final do ASCG, concluiu que o solo utilizado apresenta as condições mínimas (classificação SUCS, composição granulométrica e limites de consistência) exigidas pelas regulações ambientais que orientam o monitoramento de aterros de resíduos sólidos urbanos. Porém, para evitar ou minimizar os processos erosivos, o autor recomenda o emprego de camada evapotranspirativa.

As temperaturas no interior do aterro sanitário, geralmente, são superiores àquelas registradas no ambiente externo. Isso ocorre, em virtude do calor representar um dos subprodutos da biodegradação dos resíduos sólidos. Hanson *et al.* (2010) relatam que os resíduos aterrados podem atingir temperaturas entre 40 e 60 °C. Já Jafari *et al.* (2017) e Benson *et al.* (2017) relatam temperaturas máximas entre 80 e 100 °C, valor superior a faixa estabelecida por Yeşiller *et al.* (2015) que é entre 20 e 65 °C.

A temperatura e a transferência de calor influenciam os processos biológicos, químicos e geomecânicos em resíduos, revestimentos e coberturas. Lamothe e Edgers (1994) verificaram que a compressibilidade dos resíduos aumentou quase duas vezes para uma mudança de temperatura de 20 para 35 °C. Shi *et al.* (2021) constataram que a coesão dos resíduos diminuiu linearmente com o aumento da temperatura, enquanto o ângulo de atrito interno permaneceu essencialmente inalterado e o fator de segurança do talude do aterro diminuiu em mais de 20% com um aumento da temperatura máxima de 20 para 50 °C.

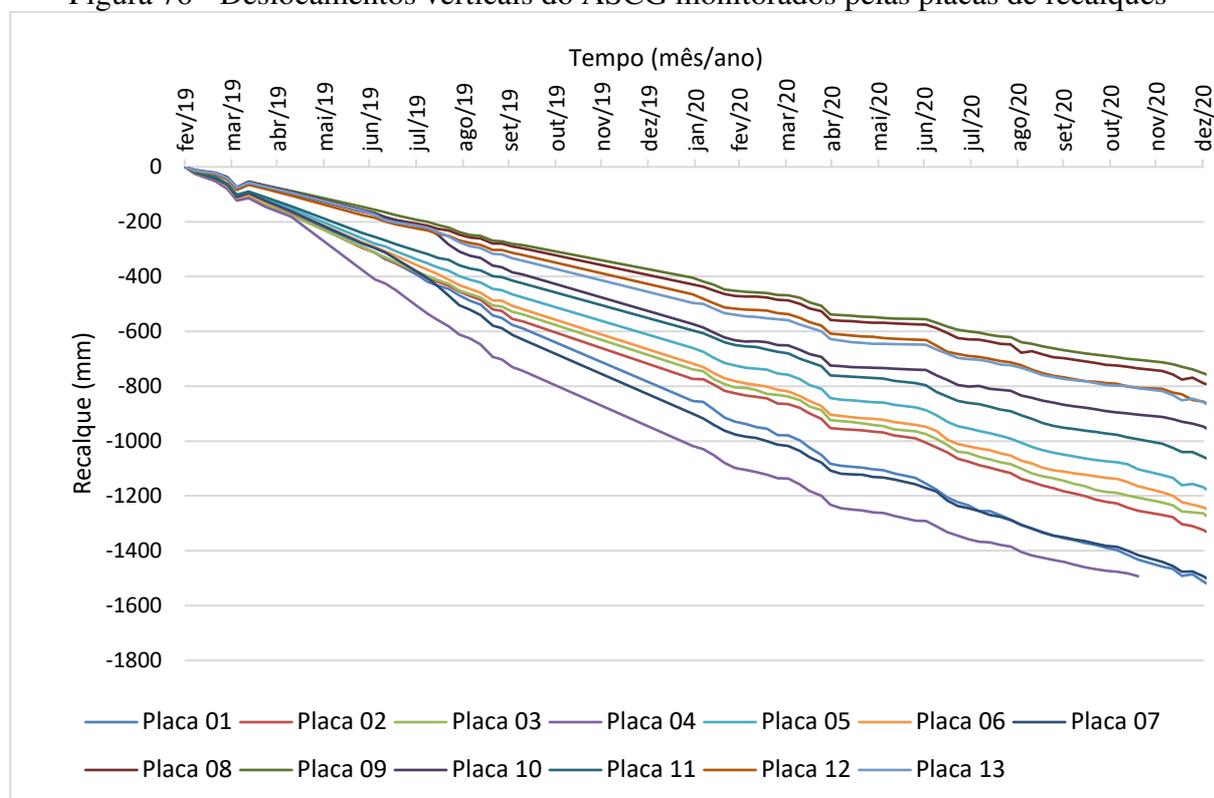
Dependendo do tipo de material utilizado na camada de cobertura, a temperatura externa pode influenciar a troca de calor do aterro sanitário com o meio externo. Bockreis e Steinberg (2004) concluíram, a partir de investigações sobre a influência da temperatura, que com o aumento da altura/profundidade do aterro, a transferência de calor é reduzida e a temperatura média no corpo do aterro é mais elevada. Essa situação resulta em condições mais favoráveis à anaerobiose. A camada de cobertura do ASCG possui uma espessura, em alguns pontos, superior à determinada em norma, isso possibilita um bom isolamento e desempenho das reações bioquímicas, mesmo com variações de temperatura externa de 17 °C.

4.3.2 Monitoramento da fase sólida

O monitoramento da fase sólida ocorreu por meio de medições dos deslocamentos verticais (recalques) e horizontais por meio de marcos superficiais e placas de recalques instalados na camada de cobertura da Célula do ASCG.

A Figura 76 apresenta o comportamento dos deslocamentos verticais da massa de resíduos da Célula do ASCG que foram monitorados pelas 13 placas de recalques instaladas na Célula do aterro.

Figura 76 - Deslocamentos verticais do ASCG monitorados pelas placas de recalques



Verifica-se na Figura 76 que há uma linearidade no comportamento dos deslocamentos verticais da Célula do ASCG ao longo do tempo de monitoramento. Entretanto, esses deslocamentos não apresentam a mesma magnitude entre as leituras realizadas nas placas de recalques, podendo contribuir para ocorrência de recalques diferenciais. Esses recalques são provenientes da dissipação de propressão, ocasionadas pelo próprio peso dos resíduos e da camada de cobertura de solo compactado, somados a processos de degradação bioquímica do material aterrado.

A ocorrência dos recalques diferenciais pode favorecer ou acelerar uma ruptura do talude do aterro sanitário. Esses recalques também podem proporcionar a emissão fugitiva de gases para a atmosfera e a infiltração de águas pluviais através de fissuras, que surgem em decorrência desse fenômeno. A Figura 77 ilustra algumas aberturas prolongadas na camada de cobertura de solo compactado do ASCG.

Figura 77 – Fissuras na camada de cobertura do ASCG

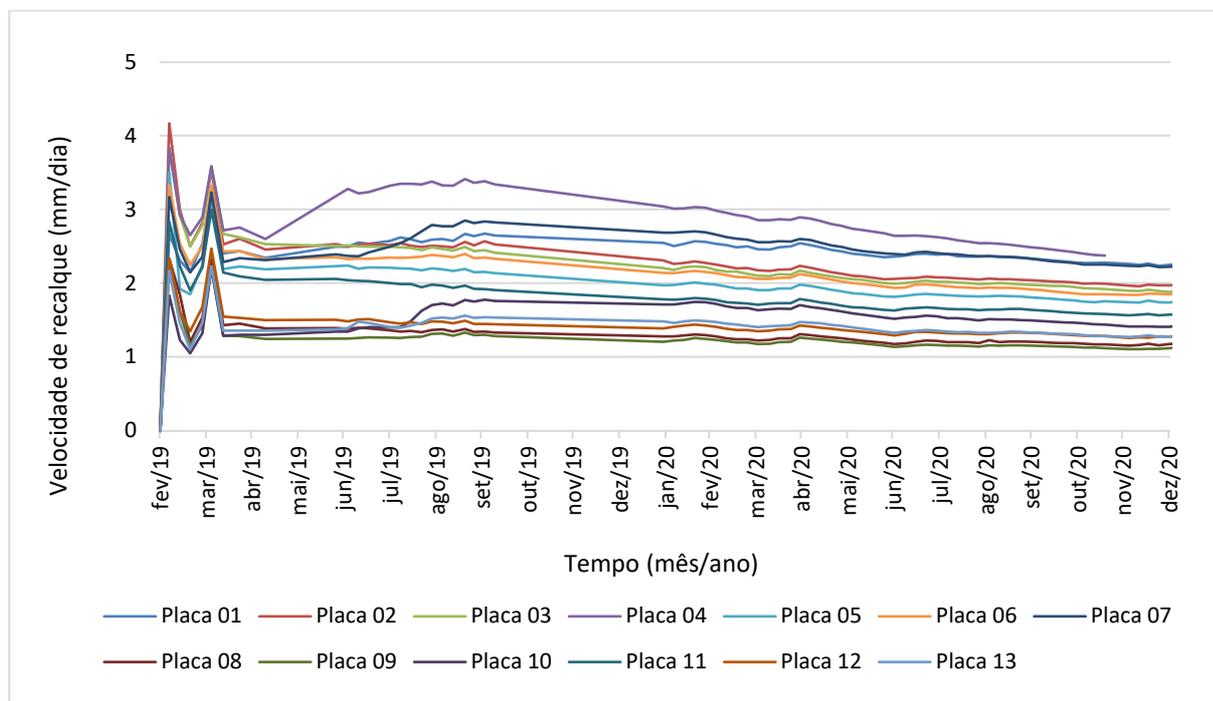


Fonte: Acervo da pesquisa (2018).

O maior recalque medido na Célula do ASCG foi de 1.493 mm, registrado na Placa 7. De forma geral, no término do monitoramento, os recalques variaram de 753 mm a 1.493 mm. O monitoramento das placas de recalque indica que os maiores recalques ocorrem na região mais próxima do centro e ao sudoeste da Célula. Este comportamento é explicado pelos acréscimos de cargas que ocorreram com a disposição de resíduos próximos a estas placas e devido a influência da própria topografia do terreno, já que esta é a região que possui menor cota topográfica.

A Figura 78 apresenta as velocidades dos deslocamentos verticais monitoradas por meio das placas de recalque instaladas na Célula do ASCG.

Figura 78 – Velocidades de recalque do ASCG monitoradas pelas placas de recalques



Verifica-se na Figura 78, que no período inicial do monitoramento, as velocidades dos recalques variaram de 4,2 a 1,8 mm/dia. No término do monitoramento houve uma redução dessas velocidades para valores variando entre 2,1 e 1,1 mm/dia.

Apesar de não existir norma específica para avaliar o grau de risco em função das velocidades dos deslocamentos verticais dos taludes de aterros sanitários, Oliveira (1996) relata que os deslocamentos de um aterro sanitário possuem níveis de atenção quando as velocidades desses deslocamentos superarem 25 mm/dia. Sendo assim, as velocidades dos deslocamentos verticais do ASCG são aceitáveis, principalmente por se trata dos primeiros anos de operação.

Para Grassi (2005) são aceitáveis, para aterros sanitários, velocidades de deslocamento inferiores a 2,5 mm/dia. Como o ASCG apresentou velocidades de deslocamentos verticais superiores a 2,5 mm/dia e inferiores a 10 mm/dia, em algumas regiões, recomenda-se verificação *in situ* de eventuais problemas.

Diferente de um maciço de solo, além dos processos mecânicos, no aterro sanitário, há recalques devidos aos processos biodegradativos e ao fluxo de líquidos e gases no interior do maciço sanitário. Quanto mais intenso for os processos biodegradativos, maiores serão as velocidades dos recalques.

De forma geral, observa-se na Figura 79 que as deformações específicas monitoradas no ASCG possuem um comportamento semelhante, assim como a magnitude e velocidade dos recalques. O aumento das deformações foi diretamente proporcional ao tempo de aterramento e, durante os 672 dias de monitoramento, não há indicativo de estabilização das deformações.

No término do monitoramento a deformação específica máxima verificada foi de 7,7%, na Placa 07, e a mínima foi de 3,9%, na Placa 09. A variação nos valores de deformações indicam a ocorrência de recalques diferenciais, ocasionados pela heterogeneidade dos resíduos, estágio de biodegradação e técnicas operacionais utilizadas.

Araújo Neto (2016), constatou que resíduos gerados na cidade de Campina Grande, quando confinados em uma célula experimental, apresentaram deformações próximas a 40% no término do monitoramento e nos primeiros 30 dias de aterramento uma deformação específica de 10%. Estes níveis de deformações, provavelmente, não serão verificados no ASCG. Araújo Neto (2016) monitorou as deformações logo após a disposição dos resíduos. Em escala real, como no ASCG, a instalação das placas superficiais só ocorre após inserção da camada de cobertura final, não sendo possível o registro das deformações iniciais.

Anterior ao período de monitoramento apresentado na Figura 79, o ASCG possuía outra geometria e as deformações, nesse período, foram monitoradas por Araújo Neto *et al.* (2018). Os autores, constataram recalques próximos a 60 cm, correspondente a uma deformação específica de 3%, aproximadamente.

Para obtenção das deformações reais dos maciços sanitários, recomenda-se o registro das cotas topográficas a cada alteamento e sua respectiva data. Porém, conforme Simões *et al.* (2010), este procedimento está sujeito a algumas fontes de erro, uma vez que o aterro não é preenchido de forma uniforme, isto é, um mesmo alteamento não tem um preenchimento contínuo, devido aos aspectos operacionais, como instalação de rampas de acesso para disposição de resíduos e deterioração das plataformas de aterramento em períodos de elevada pluviosidade.

As deformações de aterros de resíduos monitoradas em escala real, sugerem valores inferiores àqueles obtidos em escala experimental. Gomes e Caetano (2010) monitoraram, durante um período de dois anos, um aterro sanitário de pequeno porte localizado em Presidente Lucena, Rio Grande do Sul e indicaram um valor de 5% de deformação com relação à altura inicial do aterro. van Elk *et al.* (2014), que realizaram uma extensa campanha de monitoramento com medidas de recalques superficiais e profundos durante 600 dias em uma área do aterro

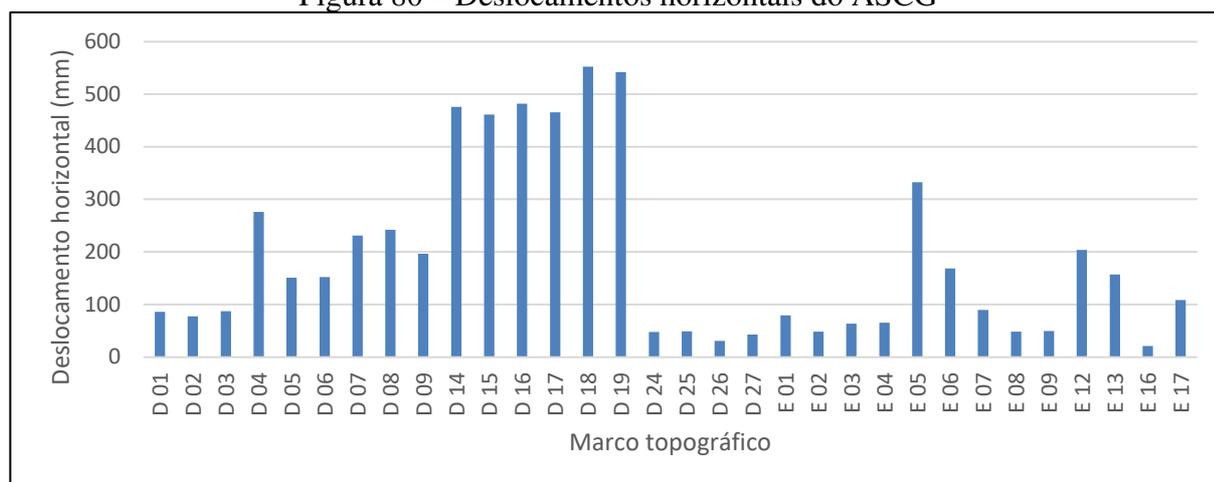
controlado de Valdemingómez, em Madri (Espanha), registraram deformações específicas na faixa de 3,9 e 3,2%. van Elk *et al.* (2018), realizaram um estudo da compressibilidade do Vazadouro de Marambaia, localizado em Nova Iguaçu, Rio de Janeiro, encontraram deformações específicas entre 0,22 e 0,41% e atribuíram estes baixos valores ao fato das medições terem se iniciado 5 anos após o encerramento das atividades do aterro.

O ASCG possui deformações específicas superiores as apresentadas nos estudos de Gomes e Caetano (2010), van Elk *et al.* (2014) e van Elk *et al.* (2018), indicando que a compressão do maciço sanitário resultante dos carregamentos e da alteração dos materiais que compõe os RSU ocorre de forma mais intensa. Dessa forma, a condições do ASCG favorece a disposição de novos resíduos, desde que analisada a estabilidade dos taludes.

Os recalques do ASCG também foram monitorados por meio dos marcos topográficos instalados na Célula do ASCG. No Apêndice B é possível observar que os deslocamentos verticais monitorados pelos marcos topográficos possuem um comportamento semelhante aos monitorados pelas placas de recalques.

A Figura 80 apresenta os deslocamentos horizontais da massa de resíduos da Célula do ASCG que foram monitorados durante 540 dias, entre 10/07/2019 e 31/12/2020. Os marcos que foram removidos antes do término do monitoramento não foram considerados nesta análise. As remoções dos marcos ocorreram devido ao processo de expansão da Célula do ASCG e a manutenção da camada de cobertura.

Figura 80 – Deslocamentos horizontais do ASCG



De modo geral, não há um deslocamento horizontal homogêneo no aterro sanitário, em termos de magnitude. Foram registrados valores variando de 20 a 552 mm. Esse fenômeno é

comum para aterros sanitários tendo em vista a heterogeneidade dos resíduos junto a outros fatores operacionais como compactação e execução de camada de cobertura de solo que não acontecem de forma uniforme.

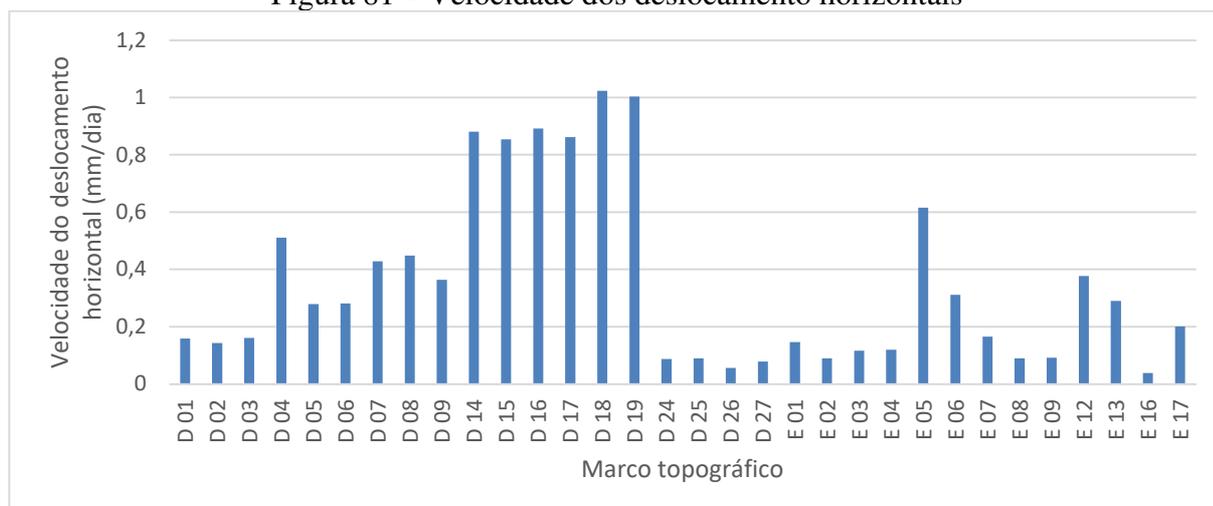
Os menores deslocamentos horizontais reais ocorreram na região em que estão localizados os marcos D26, D27, D21 e E16. Já os maiores deslocamentos horizontais reais ocorreram na região onde estão localizados os marcos D14, D15, D16, D17, D18 e D29. A área com maior deslocamento horizontal possui maior altura de resíduos, consequentemente, está mais susceptível a movimentação de massa.

Teixeira e Pinheiro (2018) analisaram os deslocamentos horizontais dos Aterros Sanitários de Minas do Leão, durante 1.800 dias, e de São Leopoldo, por um período de 1.458 e 2.067 dias. Em ambos os aterros foram monitorados apenas cinco marcos topográficos e os deslocamentos horizontais variaram entre 0,33 e 1,8 m no Aterro de Minas do Leão e de 0,4 e 0,96 m no Aterro de São Leopoldo. Van Elk *et al.* (2018) verificaram durante um período de, aproximadamente, 1.500 dias que os valores máximos dos deslocamentos horizontais do Vazadouro de Marambaia, Nova Iguaçu, Rio de Janeiro foram 7 mm, o que pode ser interpretado, conforme os autores, como deslocamentos horizontais nulos e/ou resultados da própria calibração do instrumento.

Entre os marcos superficiais analisados no ASCG, os que possuíam resíduos mais recentes apontaram um maior deslocamento horizontal, proporcionando maior instabilidade ao maciço, porém a região com resíduos mais antigos apresentou os menores deslocamentos. Este comportamento também foi constatado por Caldas (2017), ao analisar os deslocamentos horizontais do Aterro Sanitário Metropolitano Centro, localizado na Bahia.

A Figura 81 apresenta a velocidade média dos deslocamentos horizontais monitorados durante o período de julho de 2019 e dezembro de 2020.

Figura 81 – Velocidade dos deslocamento horizontais



Como não existem normas com valores de referência para deslocamentos horizontais em aterros sanitários, pode-se utilizar a classificação do grau de risco em função sugerida por Oliveira (1996) e/ou Grassi (2005). Observa-se na Figura 81 que as velocidades dos deslocamentos horizontais estão próximas ou inferiores a 1 mm/dia, sendo classificadas com aceitável.

Ao comparar as velocidades dos deslocamentos verticais com os horizontais, verifica-se que a velocidade de movimentação vertical é superior a horizontal e a ocorrência de uma não depende da outra. Este comportamento também foi verificado por Simões *et al.* (2009) e van Elk *et al.* (2018).

Para melhor compreensão dos deslocamentos horizontais do ASCG, na Figura 82 é possível observar o sentido, direção e módulo dos deslocamentos horizontais. A grandeza vetorial foi aumentada em 50 vezes para uma melhor visualização e análise.

Figura 82 – Vetores dos deslocamentos horizontais



É importante observar na Figura 82 que o ASCG possui uma direção preferencial de movimentação, que coincide com o desnível do terreno no qual se assenta. Mesmo assim, os deslocamentos reais atingidos não foram uniformes. A direção dos deslocamentos horizontais é perpendicular ao centro do maciço, com sentido para as extremidades do ASCG. Este comportamento sugere um ajuste das inclinações dos taludes (1H:2V), para maior segurança da estabilidade maciço sanitário.

4.3.3 Monitoramento da fase líquida

Os sistemas de drenagem para a coleta e remoção do lixiviado no interior da Célula devem ser dimensionados para evitar a formação de uma lâmina superior a 30 cm sobre a camada de impermeabilização da base, conforme estabelecido na NBR 13896 (ABNT, 1997). Durante o monitoramento não foi possível determinar os níveis de piezométricos no piezômetro 1, pois nos primeiros dias de monitoramento constatou-se que ele se encontrava obstruído. Os níveis de piezométricos monitorados nos piezômetros 2, 3 e 4 são apresentados nas Figuras 83, 84 e 85.

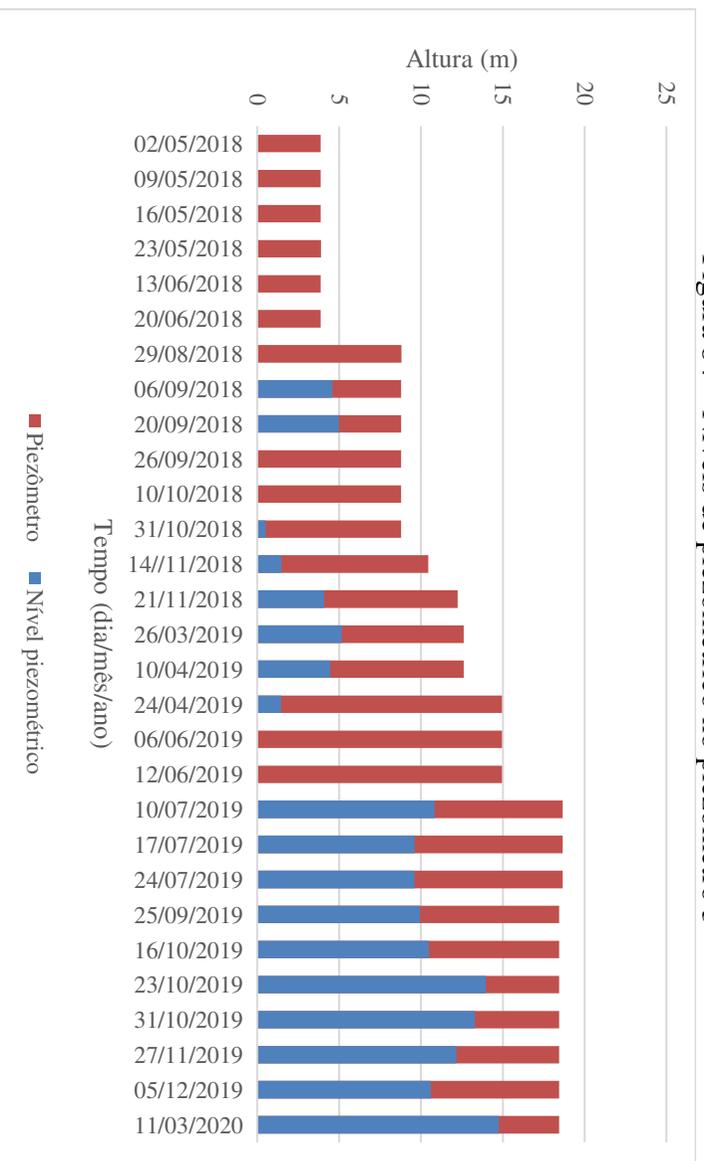
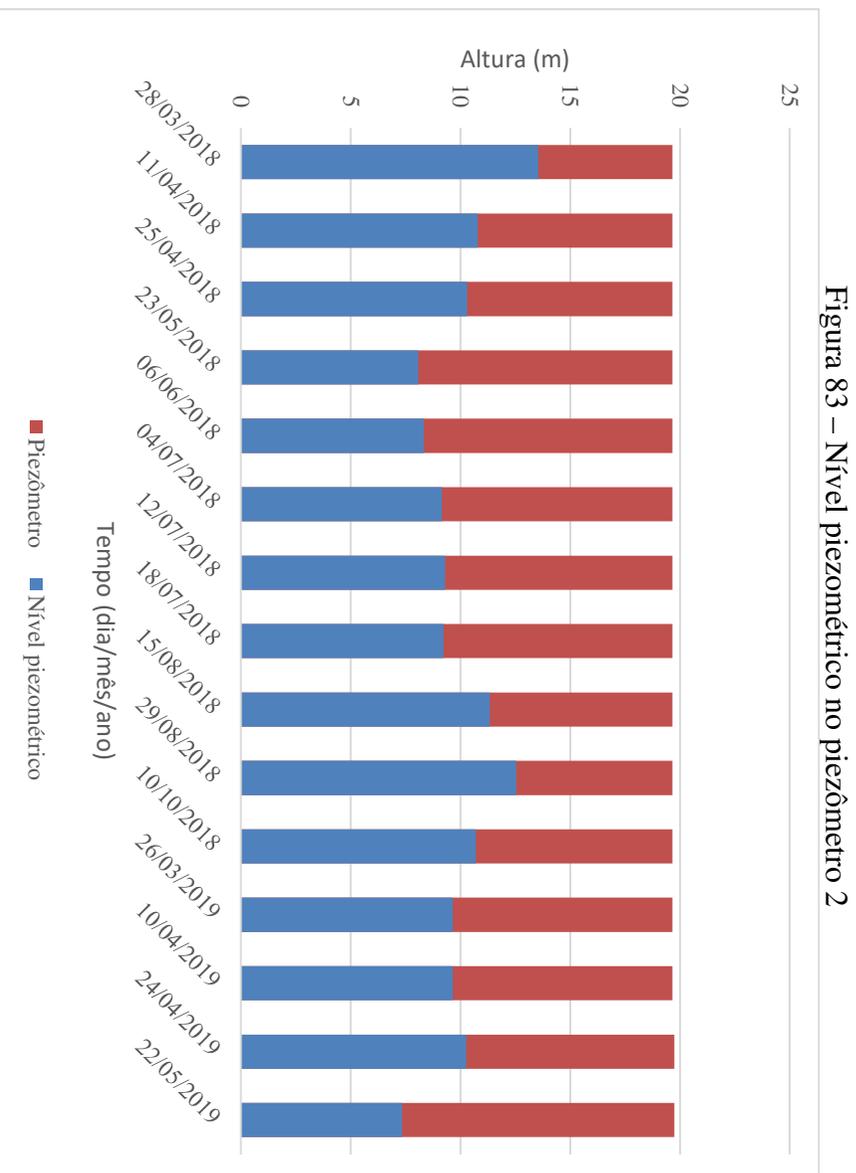
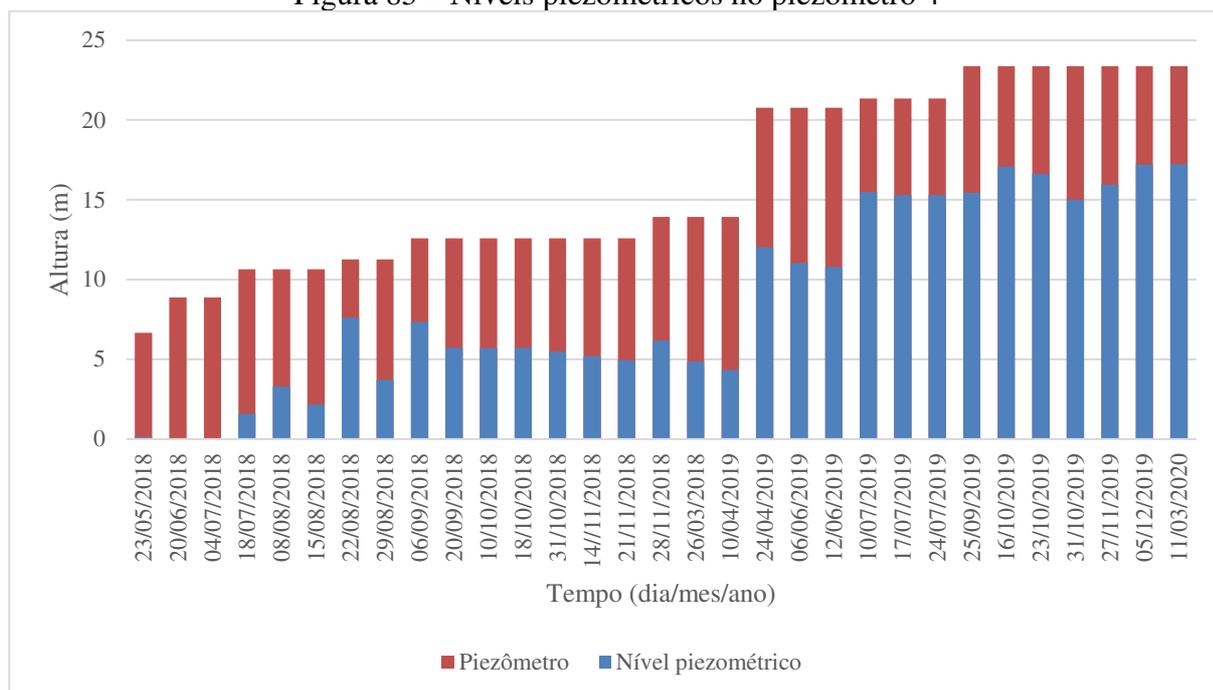


Figura 83 – Nível piezométrico no piezômetro 2

Figura 84 – Níveis de piezométrico no piezômetro 3

Figura 85 – Níveis piezométricos no piezômetro 4



Durante o período de monitoramento os níveis piezométricos ultrapassaram o limite estabelecido pela NBR 13896 (ABNT, 1997), conforme ilustra as Figuras 83, 84 e 85. Para Bonaparte *et al.* (2020) o acúmulo de lixiviado em aterros sanitários pode reduzir os fatores de segurança de estabilidade de taludes e contribuir para o desenvolvimento de condições de taludes instáveis.

No Piezômetro 2 (Figura 83) os níveis piezométricos sempre estiveram acima do limite estabelecidos na NBR 13896 (ABNT, 1997). Nos meses de março, abril, agosto e outubro de 2018 e abril de 2019 os níveis piezométricos ultrapassaram 50% da altura do piezômetro. Campi (2017) recomenda a paralização das atividades no entorno do piezômetro e a abertura de valas para verificação da integridade do sistema de drenagem interno quando a medição da coluna de líquidos é superior ou igual a 50% da altura do piezômetro.

Em maio de 2019, o monitoramento no Piezômetro 2 foi interrompido devido a obstruções causadas, provavelmente, pelos deslocamentos horizontais do maciço sanitário. Esses deslocamentos podem ter fraturado a tubulação, impossibilitando a inserção e alcance do sensor à lâmina de lixiviado. Por meio dessas fraturas pode ter ocorrido a entrada de líquidos de camadas superiores ao filtro do dreno e contribuído para elevação do nível piezométrico.

Nos Piezômetros 3 e 4, Figuras 84 e 85, respectivamente, a presença de lixiviado só foi verificada quando os Piezômetros atingiram, aproximadamente, 10 m de altura que corresponde

também a cota do maciço sanitário na região onde o piezômetro está instalado. Com o passar do tempo observou-se um aumento dos níveis piezométricos nos piezômetros.

Fleming e Rowe (2004) relataram que, em alguns casos, o sistema de coleta e remoção de lixiviado na base de um aterro sanitário fica frequentemente sobrecarregado e obstruído com o passar do tempo. Isso pode ocorrer devido a formação de biofilmes e precipitação induzida biologicamente de minerais, preenchendo assim o espaço vazio de um sistema drenagem e levando a um aumento no nível piezométrico. Brune *et al.* (2020) apontam problemas de incrustação e subdimensionamento de sistemas de drenagem de aterros sanitários como o maior problema para eficiência da drenagem a longo prazo.

No ASCG, os elevados níveis piezométricos monitorados nos piezômetros podem estar associados ao processo de recirculação de lixiviado na Célula do ASCG. Além disso, a região onde os piezômetros estão instalados possuem resíduos novos e/ou com elevada umidade, o que favorece uma maior geração de lixiviado e, conseqüentemente, uma lâmina de líquidos maior. Em algumas áreas, como observado na Figura 86, a drenagem superficial da Célula ainda não estava concluída, favorecendo assim um maior acúmulo de líquidos na camada de cobertura e possível infiltração para o interior do maciço.

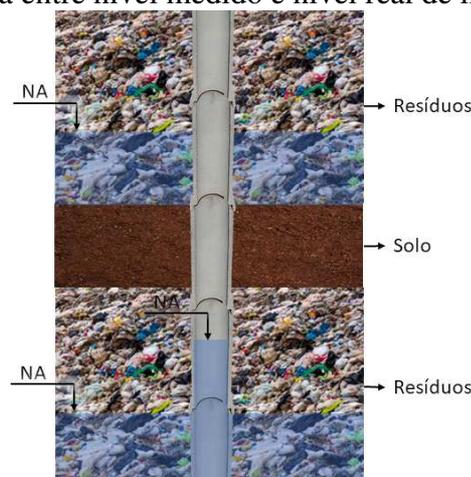
Figura 86 – Drenagem superficial da Célula do ASGG



Fonte: Acervo de pesquisa (2020).

Outros fatores podem estar associados ao elevado nível piezométrico presente no aterro. Dunicliff (2012) explica que altos níveis piezométricos detectados podem estar associados ao aumento da pressão no interior do piezômetro em decorrência da presença de bolsões de água em camadas subjacentes, isoladas por camadas de baixa permeabilidade (Figura 87). O movimento de percolação descendente desses bolsões é significativo no aumento da pressão, elevando o nível de líquido medido no piezômetro para além do nível real.

Figura 87 – Diferença entre nível medido e nível real de líquidos em piezômetro



Esse tipo de ocorrência é provável no ASCG, uma vez que, a sua metodologia de execução envolve o emprego de camadas de solo sobrepondo as camadas de resíduos depositados. Essas camadas de solo, quando compostas por material predominantemente fino são, segundo Zhan *et al.* (2015), responsáveis pela formação de camadas de baixa permeabilidade no interior de aterros sanitários, promovendo o acúmulo de líquidos em níveis superiores. Zhan *et al.* (2015) recomenda a manutenção dos níveis piezométricos abaixo de 30% da altura total do aterro para que haja melhor eficiência nos processos inerentes aos aterros sanitários.

A elevação dos níveis piezométricos pode, também, está associado ao borbulhamento de gases no interior do piezômetro. Para o Aterro em estudo, por meio de inspeção, foi possível constatar o borbulho de gases no interior do Piezômetro 2, o que seria um indicativo da presença desses gases. Segundo Dunicliff (2012), ao ficarem retidas no interior do tubo, pela diferença de tensão provocada, as bolhas influenciam na elevação do nível d'água, corroborando com a leitura de nível de líquidos acima da real.

O elevado percentual de material “outros” na composição dos resíduos do Aterro Sanitário sugere, pela quantidade de solo e materiais finos presentes, que as camadas intermediárias de solo estejam atuando como barreiras, dificultando a percolação de líquidos para a base drenante e até mesmo formando acúmulos ou bolsões no interior da célula do Aterro Sanitário. É possível inferir que, os bolsões de lixiviado, formados no interior da Célula do Aterro, e a oclusão dos gases gerados, aumentam a pressão no interior do maciço sanitário, fazendo com que os níveis de líquidos, medidos no interior do piezômetro, sejam maiores do que os reais.

O entupimento ou obstrução do sistema de drenagem horizontal pode colaborar na elevação de níveis piezométricos no interior do maciço sanitário. Para Feng *et al.* (2019), um aumento no nível piezométrico, induzido pelo entupimento do sistema de drenagem, aumentaria a saturação e a pressão da água dos poros em aterros e, em seguida, reduziria o FS. Ainda segundo os autores, um aumento de cerca de 4 m no nível piezométrico, devido ao entupimento do sistema de drenagem, diminuiria o FS em 0,1 a 0,2. Isso ocorre devido a redução da tensão efetiva nos resíduos e na interface solo-resíduos. Dessa forma, o FS do ASCG pode ter uma redução de 0,9 para o período que se registrou os maiores níveis piezométricos.

Níveis piezométricos superiores ao limite estabelecido na NBR 13896 (ABNT, 1997) são frequentemente relatados na literatura. Zhang *et al.* (2013) verificaram que o nível piezométrico, em um aterro sanitário na China, pode chegar a 16 m acima do sistema de coleta e remoção de lixiviado. Isso porque os resíduos chineses apresentam alto teor de matéria orgânica e água. Situação semelhante é verificada nos RSU depositados no ASCG. Bonaparte *et al.* (2020), relataram que o Aterro de Rumpke, nos Estados Unidos, possuía uma altura de 30 m e níveis piezométricos superiores a 15 m.

Algumas técnicas podem ser utilizadas no ASCG para rebaixamento do nível de lixiviado como bombeamento pelos drenos verticais e instalação de poços horizontais. Xie *et al.* (2015a) e Xie *et al.* (2015b) relatam a necessidade da remoção de lixiviado para garantir a operação segura dos aterros sanitários. Poços verticais são convencionalmente usados como uma medida de contingência de longo prazo para reduzir o alto nível piezométrico.

Slimani *et al.* (2017) analisaram o desempenho do bombeamento de lixiviado em um poço instrumentado no aterro com altura média de 14 m. Antes do bombeamento foi verificado um nível piezométrico de 7 m acima da base do aterro. Após 92 h de bombeamento, com vazão máxima de 1 m³/h, constatou um rebaixamento de até 4 m no nível piezométrico e que o poço possui um raio de influência inferior a 20 m.

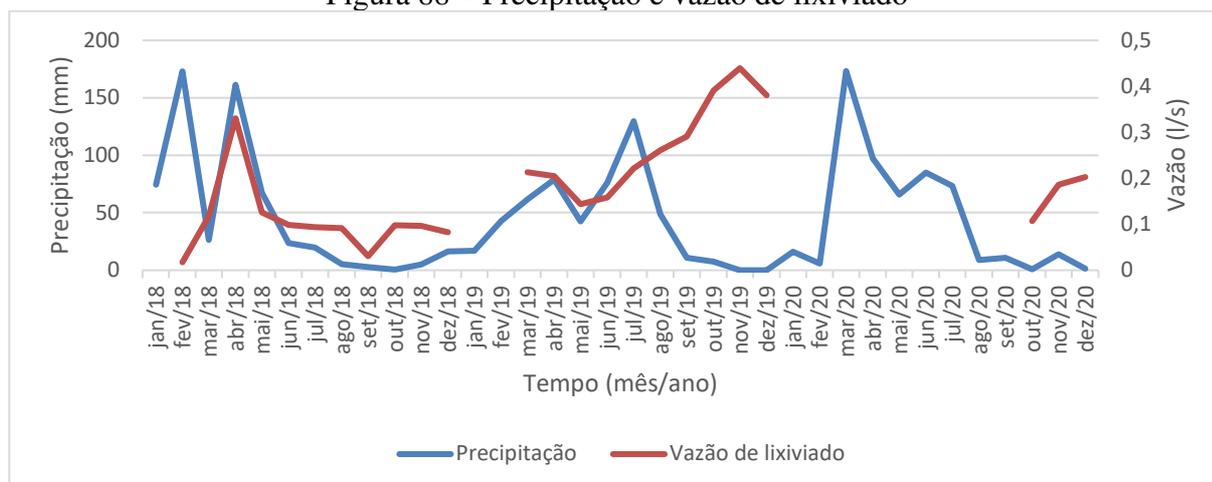
Hu *et al.* (2020) descreveram a construção experimental e operação de três poços horizontais em um aterro sanitário em Tianziling, na cidade de Hangzhou, China. Após 74 dias de drenagem, o rebaixamento máximo do nível piezométrico foi de 2,7 m e seu raio de influência foi de até 50 m. Cox *et al.*, (2006) realizaram outros testes de drenagem de poços horizontais no aterro sanitário Rainham em Essex, Reino Unido. As taxas médias de fluxo de lixiviado dos poços com comprimento de 256 m, 236 m e 250 m foram de 7,00, 4,84 e 2,42 m³/dia, respectivamente. Os níveis piezométricos nos resíduos ao redor dos poços caíram 8 m após 595 dias de drenagem.

Cox *et al.* (2006), Hu *et al.* (2020) e Hu *et al.* (2021), associaram a ineficiência dos poços verticais a compressão dos resíduos próximos do equipamento de drenagem (o que resulta em uma redução na permeabilidade à água dos resíduos). Estes processos também podem ocorrer nos poços horizontais, sendo acrescida a limitação de drenagem até a cota de instalação do equipamento. A eficiência desses equipamentos pode ser aumentada quando utilizados de forma associada e estratificada.

Quando comparado os níveis de piezométricos monitorados nos piezômetros (Figuras 83, 84 e 85) com as precipitações ocorridas na região (Figura 73), verifica-se que o regime pluviométrico não influencia o nível de piezométrico no interior do maciço. Pode-se observar que, no período chuvoso não há elevações do nível piezométrico e, no período seco, esse nível não reduz, indicando que a sazonalidade das precipitações não interfere no sistema de drenagem interno.

Na Figura 88 é possível analisar vazão de lixiviado drenado do ASCG e os índices pluviométricos. Durante os meses de janeiro e fevereiro de 2019 não foi possível realizar o monitoramento de vazão por motivos técnicos e operacionais e durante o período de janeiro de 2020 a setembro do mesmo ano o monitoramento da vazão também foi suspenso, por conta da pandemia ocasionada pelo vírus *SARS-CoV-2*.

Figura 88 – Precipitação e vazão de lixiviado



Verifica-se, na Figura 88, que durante o período de monitoramento, o ASCG possuiu uma vazão de lixiviado média de 0,19 l/s, máxima de 0,44 l/s e mínima de 0,02 l/s. Estes valores são inferiores aos verificados por Rocha (2005) e Araújo *et al.* (2020). Rocha (2005) aferiu vazões entre 0,78 e 11,2 l/s no Aterro da Muribeca, região metropolitana do Recife, e Araújo *et al.* (2020) encontrou vazões superiores a 7 l/s no Aterro de Maceió.

Essa baixa vazão pode estar associada a região semiárida, em que o ASCG está localizado, sendo caracterizada por evaporações superiores as precipitações, reduzindo assim, a umidade dos resíduos. Outro fator que pode contribuir para redução das vazões de lixiviado é a ineficiência do sistema de drenagem, podendo ocasionar o acúmulo de líquidos no interior do maciço.

Em abril de 2018, o pico de precipitação coincidiu com um pico de vazão, seguindo com uma redução no valor de ambos os parâmetros. Abbas *et al.* (2009) reiteram que a precipitação é um dos principais fatores para produção de maior quantidade de lixiviado. Araújo *et al.* (2020) verificaram uma relação direta da vazão de lixiviado com a precipitação no Aterro Sanitário de Maceió.

A partir de agosto de 2019 a vazão do lixiviado do ASCG não varia conforme os índices pluviométricos. Em setembro de 2019, a maior vazão de lixiviado, registrada durante o monitoramento, ocorreu no período em que não houve precipitação. Capelo Neto (1998) observou que os picos de precipitação não se refletiam em elevação da vazão de lixiviado. Este amortecimento poderia ter como causa a retenção temporária na massa de resíduos da água infiltrada e/ou a drenagem superficial dessas águas.

4.4 Modelagem constitutiva e não constitutiva

4.4.1 Modelagem constitutiva (respostas do planejamento experimental)

A Tabela 13 apresenta os resultados obtidos no ensaio de resistência ao cisalhamento dos RSU recém aterrados (0 ano) para as condições não inundada e inundada. O planejamento fatorial do tipo DCC forneceu 11 resultados para cada condição de ensaio. Esses resultados foram selecionados de acordo com a tensão cisalhante correspondente à deformação horizontal de 10%. Com este procedimento foi possível otimizar a realização dos experimentos, com alto grau de confiabilidade (95%) e redução do número de ensaios.

Tabela 13 – Valores de tensão cisalhante dos resíduos recém aterrados para deformação horizontal de 10%

Experimento	Fatores			Tensão cisalhante (kPa)	
	Tensão Normal (kPa)	Peso Específico (kN/m ³)	Umidade (%)	Não inundado	Inundado
1	300	15	65	169,04	108,09
2	300	10	65	159,04	106,18
3	300	10	34	160,46	127,13
4	300	15	34	218,56	174,75
5	50	15	34	69,99	30,47
6	50	10	65	18,09	29,05
7	50	15	65	31,09	34,28
8	50	10	34	31,43	30,95
9 (C)	175	12,5	49,5	112,37	79,99
10 (C)	175	12,5	49,5	113,32	40
11 (C)	175	12,5	49,5	110,47	98,09

Os valores das respostas de tensão cisalhante (Tabela 13) variaram de 18,09 a 218 kPa para a condição não inundada e de 29,05 a 174,15 kPa para a condição inundada. A menor tensão cisalhante foi verificada nos resíduos com menor peso específico (10 kN/m³), maior umidade de moldagem (65%) e menor tensão normal (50 kPa), tanto para condição inundada, quanto para não inundada. Já a maior tensão cisalhante foi verificada nos resíduos com maior peso específico (15 kN/m³), menor umidade de moldagem (34%) e maior tensão normal (500 kPa).

Na Tabela 14 são apresentados os valores das tensões cisalhantes obtidas de acordo com as tensões normais aplicadas, pesos específicos e umidades de moldagem dos resíduos com 1 ano de aterrados na condição não inundada e inundada. Esses resultados foram selecionados obedecendo os mesmos critérios estabelecidos para os resíduos recém aterrados.

Tabela 14 – Valores de tensão cisalhante dos resíduos com 1 de aterramento para deformação horizontal de 10%

Experimento	Fatores			Tensão cisalhante (kPa)	
	Tensão Normal (kPa)	Peso Específico (kN/m ³)	Umidade (%)	Não inundado	Inundado
1	300	15	65	223,32	198,08
2	300	10	65	163,32	179,99
3	300	10	34	189,51	193,8
4	300	15	34	250,93	204,75
5	50	15	34	75,7	79,52
6	50	10	65	42,85	27,14
7	50	15	65	79,04	69,52
8	50	10	34	34,28	35,23
9 (C)	175	12,5	49,5	136,65	130,46
10 (C)	175	12,5	49,5	142,84	127,13
11 (C)	175	12,5	49,5	128,56	112,85

Os valores das respostas de tensão cisalhante (Tabela 14) variaram de 34,28 a 223,32 kPa para a condição não inundada e de 27,14 a 198,08 kPa para a condição inundada. Quando comparado os valores das respostas de tensão cisalhante dos resíduos com 1 ano de idade (Tabela 14) com os resíduos recém aterrados (Tabela 13) verifica-se um aumento de 89% para a menor tensão registrada e de 2% para a maior, na condição não inundada e na condição inundada há uma variação de -7% e 14%, para o menor e maior valor de tensão cisalhante. Conforme verificado nas Figuras 13 e 14, o primeiro ano de aterramento dos resíduos proporcionou um aumento na tensão cisalhante.

Shariatmadari *et al.* (2014) estudaram o efeito do envelhecimento no comportamento da resistência ao cisalhamento de resíduos sólidos urbanos no aterro Kahrizak, o maior do Irã, e constataram que os resíduos frescos apresentaram o menor valor de resistência ao cisalhamento quando comparado com resíduos mais velhos (5, 14 e 21 anos). Ainda não existe um consenso na literatura da evolução da resistência ao cisalhamento dos resíduos ao longo do tempo de

aterramento. Keramati *et al.* (2020) indicam uma diminuição na resistência ao cisalhamento devido ao aumento no conteúdo de fibra e plástico.

A menor tensão cisalhante, para os resíduos com 1 ano de aterramento (Tabela 14), foi verificada nos resíduos com menor peso específico (10 kN/m^3), umidade de moldagem (34%) e tensão normal (50 kPa), para condição não inundada. Para condição inundada, a menor tensão cisalhante foi verificada nos resíduos com menor peso específico (10 kN/m^3), maior umidade de moldagem (65%) e menor tensão normal (50 kPa). A maior tensão cisalhante foi verificada nos resíduos com maior peso específico (15 kN/m^3), menor umidade de moldagem (34%) e maior tensão normal (500 kPa).

Na Tabela 15, verifica-se que as tensões cisalhantes, a uma deformação horizontal de 10% dos resíduos com dois anos de aterramento, foram inferiores às verificadas com 1 ano de aterramento e superiores as amostras de resíduos recém aterradas. Porém, as tensões cisalhantes obtidas no término do ensaio (deforma horizontal de 25,4%) para os resíduos com 2 anos de aterrados foram superiores as amostras de resíduos com 0 e 1 ano de aterramento, conforme verificado nas Figuras 70, 71 e 72.

Tabela 15 – Valores de tensão cisalhante dos resíduos com 2 anos de aterramento para deformação horizontal de 10%

Experimento	Fatores			Tensão cisalhante (kPa)	
	Tensão Normal (kPa)	Peso Específico (kN/m^3)	Umidade (%)	Não inundado	Inundado
1	300	15	65	196,18	162,37
2	300	10	65	163,8	88,56
3	300	10	34	179,51	155,23
4	300	15	34	225,7	190,94
5	50	15	34	81,42	60,47
6	50	10	65	42,28	21,43
7	50	15	65	51,9	38,57
8	50	10	34	11,9	31,9
9 (C)	175	12,5	49,5	104,75	101,9
10 (C)	175	12,5	49,5	106,18	103,33
11 (C)	175	12,5	49,5	114,75	105,71

A menor tensão cisalhante, para os resíduos com 2 anos de aterramento (Tabela 14), foi verificada nos resíduos com menor peso específico (10 kN/m^3), menor umidade de moldagem

(34%) e tensão normal (50 kPa), para condição não inundada. Para condição inundada, a menor tensão cisalhante foi verificada nos resíduos com menor peso específico (10 kN/m³), maior umidade de moldagem (65%) e menor tensão normal (50 kPa). A maior tensão cisalhante foi verificada nos resíduos com maior peso específico (15 kN/m³), menor umidade de moldagem (34%) e maior tensão normal (500 kPa), para a condição não inundada. Para a condição inundada a maior tensão cisalhante foi verificada nos resíduos com maior peso específico (15 kN/m³), menor umidade de moldagem (34%) e maior tensão normal (500 kPa).

A Tabela 16 apresenta a estatística descritiva dos resultados obtidos, por meio do planejamento fatorial, para determinação da tensão cisalhante dos resíduos aterrados.

Tabela 16 – Estatísticas descritivas da resistência ao cisalhamento dos resíduos aterrados

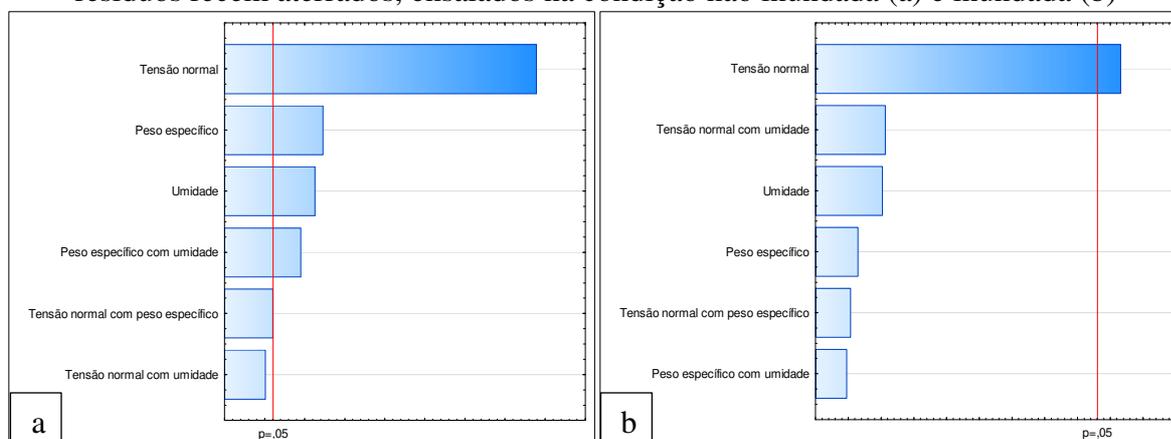
Idade de aterramento	0 ano		1 ano		2 anos	
	NSAT	SAT	NSAT	SAT	NSAT	SAT
Tamanho amostral	11	11	11	11	11	11
Média	108	78	133	123	116	96
Mediana	112	79	137	127	106	101
Desvio padrão	65,3	49	71	65	68	56
Coefficiente de variação	60%	62%	53%	52%	59%	58%
Valor máximo	219	175	251	205	226	191
Valor mínimo	18	29	34	27	12	21
Amplitude	201	146	217	178	214	170

Conforme Tabela 16, os valores da tensão cisalhante apresentaram amplitudes que variaram de 146 a 217 kPa. Para todas as condições investigadas os coeficientes de variação foram superiores a 50%. Esses resultados constataam a elevada variabilidade da tensão cisalhante que os resíduos possuem, mesmo quando analisado os resíduos com a mesma composição e idade de aterramento. Dessa forma, outras variáveis, como tensão normal, peso

específico e umidade de moldagem influenciam nesse parâmetro. Não sendo indicado a utilização dos valores de medida central quando as características dos resíduos são desconhecidas. Na literatura, conforme apresentado na Tabela 2, também se constata a elevada amplitude desse parâmetro. Por isso, a necessidade de investigar os possíveis fatores que interferem na resistência ao cisalhamento dos resíduos sólidos urbanos e desenvolver modelos que forneçam respostas mais precisas.

A importância e influência de cada fator (tensão normal, peso específico e umidade de moldagem), assim como suas interações nas respostas (tensão cisalhante), pode ser verificada por meio do gráfico de Pareto dos efeitos padronizados. A Figura 89 apresenta o gráfico de Pareto dos efeitos padronizados dos resíduos recém aterrados, sob condição não inundada e inundada. Para condição não inundada (Figura 89a) é possível constatar, para um nível de significância de 5%, que a tensão normal exerce maior influência sobre os resultados da tensão cisalhante, seguido do peso específico, umidade e peso específico com umidade. Sendo assim, é possível dizer que todos os fatores, isoladamente, são significativos para o processo, assim como a interação da umidade com peso específico.

Figura 89 – Gráfico de Pareto dos efeitos padronizados para o planejamento fatorial dos resíduos recém aterrados, ensaiados na condição não inundada (a) e inundada (b)



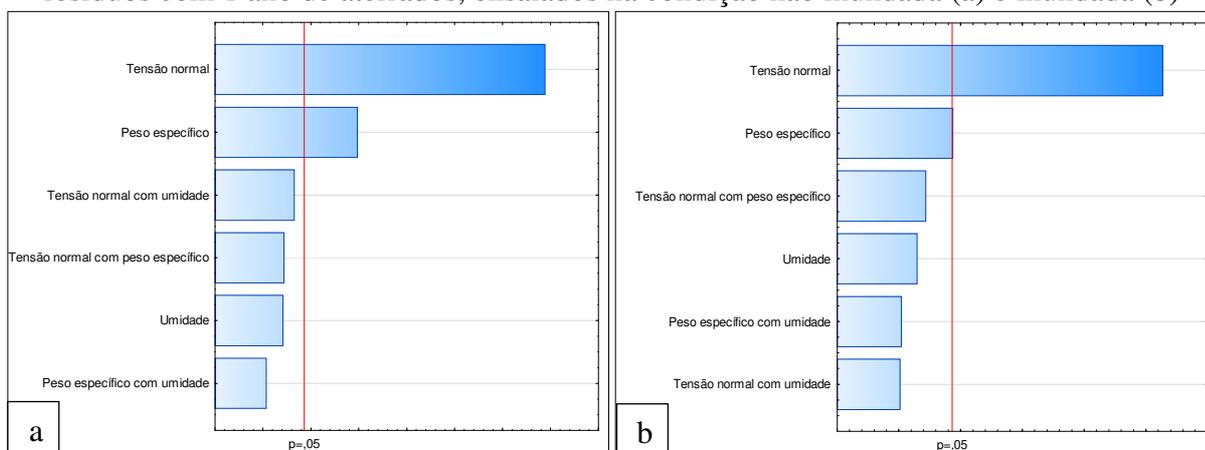
Para condição inundada, por meio do gráfico de Pareto dos efeitos padronizados (Figura 89b), é possível constatar que a tensão normal exerce maior influência sobre os resultados de tensão cisalhante e os demais fatores não exercem influência significativa. Porém, é possível verificar na Figura 70 que a maior tensão cisalhante, à uma deformação horizontal de 10%, foi obtida em resíduos com maior peso específico, menor umidade de moldagem e maior tensão normal. E a menor tensão cisalhante, à uma deformação horizontal de 10%, foi obtida em

resíduos com menor peso específico, maior umidade de moldagem e menor tensão normal. Provavelmente estes fatores não foram estatisticamente significativos devido ao intervalo de confiança (95%) e as respostas (tensão cisalhante) apresentarem valores próximos para configuração distintas.

Conforme resultados apresentados na Figura 89, a condição de inundação dos resíduos recém aterrados (0 ano), anula, estatisticamente, os efeitos da umidade e peso específico para tensão cisalhante a uma deformação horizontal de 10%.

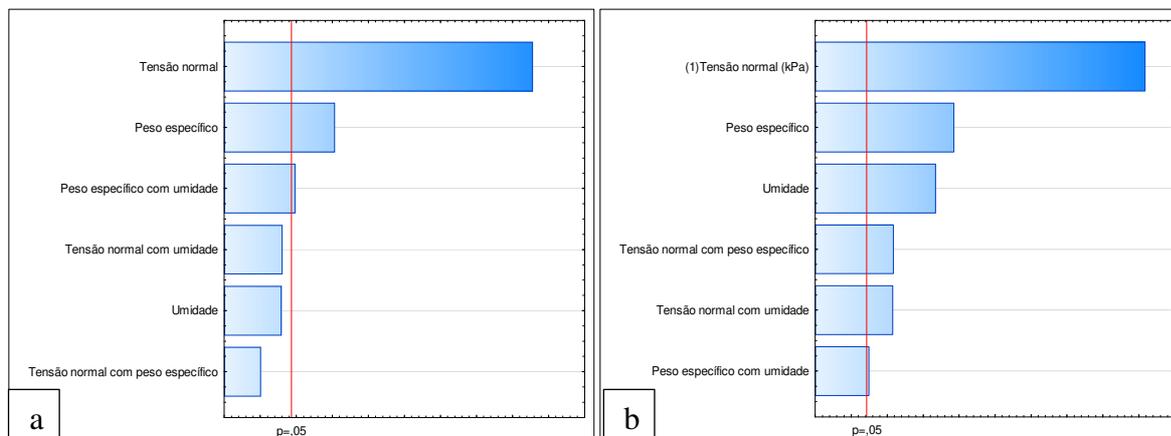
Na Figura 90, que apresenta o gráfico de Pareto dos efeitos padronizados dos resíduos com 1 ano de aterrados, sob condição não inundada (Figura 90a) e inundada (Figura 90b). É possível constatar, para um nível de significância de 5%, que a tensão normal e o peso específico exercem maior influência sobre os resultados de tensão cisalhante para as condições não inundada e inundada de ensaio. Sendo assim, é possível dizer que esses dois fatores são significativos para o processo, mas não excluem demais variáveis intervenientes ao processo.

Figura 90 – Gráfico de Pareto dos efeitos padronizados para o planejamento fatorial dos resíduos com 1 ano de aterrados, ensaiados na condição não inundada (a) e inundada (b)



O gráfico de Pareto dos efeitos padronizados (Figura 91) indica, para um nível de significância de 5%, que a tensão normal, peso específico e a interação da umidade com peso específico exercem maior influência sobre os resultados de tensão cisalhante dos resíduos com 2 anos de aterrados para a condição não inundada.

Figura 91 - Gráfico de Pareto dos efeitos padronizados para o planejamento fatorial dos resíduos com 2 ano de aterrados, ensaiados na condição não inundada (a) e inundada (b)



Para a condição inunda, Figura 91b, é possível constatar que todos os fatores têm influência no processo, sendo que a tensão normal, peso específico e umidade exercem, isoladamente, maior influência na tensão cisalhante para o modelo obtido. É possível dizer que todos os fatores são significativos para o processo, com efeito menos expressivo para a interação entre o peso específico e a umidade dos resíduos com 2 anos de idade.

Ao analisar o gráfico de Pareto dos efeitos padronizados de todas as configurações ensaiadas é possível constatar que a tensão normal exerce maior influência na resistência ao cisalhamento dos resíduos com 0, 1 e 2 anos de idade, independentemente da condição de inundação, seguido do peso específico dos resíduos.

As Tabelas 17 e 18 apresentam a análise de variância (Anova) realizada para os resultados dos planejamentos fatoriais dos resíduos recém aterrados (0 ano) na condição não inundada e inundada, respectivamente. O coeficiente de determinação (R^2) do modelo na condição não inundado foi de 0,997 para um nível de significância de 5%, indicando que 99,7% da variabilidade do processo pode ser explicada pelo modelo gerado, e de 0,908, para um nível de significância de 5%, para o modelo na condição inundada, indicando que 90,8% da variabilidade do processo pode ser explicada pelo modelo gerado.

Tabela 17 – Análise de variância da modelagem constitutiva dos resíduos recém aterrados (0 ano) na condição não inundada

Fator	Grau de liberdade	Soma dos quadrados	Quadrados médios	F calculado	p-valor
Tensão normal (kPa)	1	38711,53	38711,53	18383,00	0,00005
Peso específico (kN/m ³)	1	1789,81	1789,81	849,93	0,0012

Umidade (%)	1	1330,76	1330,76	631,94	0,0016
Tensão normal com peso específico	1	34,20	34,20	16,24	0,056
Tensão normal com umidade	1	0,21	0,21	0,10	0,781
Peso específico com umidade	1	678,22	678,22	322,07	0,0031

Tabela 18 – Análise de variância da modelagem constitutiva dos resíduos recém aterrados (0 ano) na condição inundado

Fator	Grau de liberdade	Soma dos quadrados	Quadrados médios	F calculado	p-valor
Tensão normal (kPa)	1	19149,24	19149,24	21,67325	0,0431
Peso específico (kN/m ³)	1	368,29	368,29	0,41683	0,5847
Umidade (%)	1	918,06	918,06	1,03907	0,4153
Tensão normal com peso específico	1	250,66	250,66	0,28369	0,6475
Tensão normal com umidade	1	1001,73	1001,73	1,13376	0,3985
Peso específico com umidade	1	200,00	200,00	0,22636	0,6811

Verifica-se na Tabela 17 que o p-valor observado para a tensão normal, peso específico, umidade e a interação do peso específico com umidade foi menor que o nível de significância (0,05), para a condição não inundada. Então, pode-se inferir que esses fatores afetam significativamente a resposta tensão cisalhante, conforme já indicado pelo gráfico de Pareto (Figura 62). Para a condição inundada (Tabela 18), apenas a tensão normal possuiu um p-valor menor que o nível de significância (0,05), indicando que apenas esta variável afeta significativamente a resposta tensão cisalhante, conforme já indicado no gráfico de Pareto.

A análise de variância (Anova) realizada para o resultado do planejamento fatorial para determinação da tensão cisalhante dos resíduos com 1 ano de idade na condição não inundada e inundada é apresentada nas Tabelas 19 e 20, respectivamente. O coeficiente de determinação (R^2) do modelo não inundado foi de 0,997 para um nível de significância de 5%, indicando que 99,7% da variabilidade do processo pode ser explicada pelo modelo gerado, e de 0,995, para um nível de significância de 5%, para o modelo na condição inundada, indicando que 99,5% da variabilidade do processo pode ser explicada pelo modelo gerado.

Tabela 19 – Análise de variância da modelagem constitutiva dos resíduos com 1 ano de aterrados na condição não inundada

Fator	Grau de liberdade	Soma dos quadrados	Quadrados médios	F calculado	p-valor
Tensão normal (kPa)	1	44282,88	44282,88	862,2890	0,001158
Peso específico (kN/m ³)	1	4952,12	4952,12	96,4290	0,010212
Umidade (%)	1	219,45	219,45	4,2732	0,174661
Tensão normal com peso específico	1	239,81	239,81	4,6696	0,163262
Tensão normal com umidade	1	539,56	539,56	10,5065	0,083440
Peso específico com umidade	1	5,54	5,54	0,1080	0,773689

Tabela 20 – Análise de variância da modelagem constitutiva dos resíduos com 1 ano de aterrados na condição inundada

Fator	Grau de liberdade	Soma dos quadrados	Quadrados médios	F calculado	p-valor
Tensão normal (kPa)	1	39932,79	39932,79	456,2710	0,002185
Peso específico (kN/m ³)	1	1673,60	1673,60	19,1225	0,048520
Umidade (%)	1	185,96	185,96	2,1247	0,282282
Tensão normal com peso específico	1	415,15	415,15	4,7435	0,161299
Tensão normal com umidade	1	0,71	0,71	0,0082	0,936262
Peso específico com umidade	1	3,42	3,42	0,0391	0,861584

Como o p-valor, observado nas Tabelas 19 e 20, para a tensão normal e peso específico foi menor que o nível de significância (0,05), pode-se inferir que esses fatores afetam significativamente a resposta tensão cisalhante na condição não inundada e inundada, conforme constatado, também, na Figura 90. Os modelos gerados para determinação da tensão cisalhante dos resíduos com 1 ano de aterrados, assim como aqueles gerados para os resíduos recém aterrados, podem explicar mais de 90% da variabilidade do processo.

Nas Tabelas 21 e 22 é apresentada a análise de variância (Anova) realizada para os resultados dos planejamentos fatoriais dos resíduos com 2 anos de aterrados na condição não inundada e inundada, respectivamente.

Tabela 21 – Análise de variância da modelagem constitutiva dos resíduos com 2 anos de aterrados na condição não inundada

Fator	Grau de liberdade	Soma dos quadrados	Quadrados médios	F calculado	p-valor
Tensão normal (kPa)	1	41715,72	41715,72	1426,261	0,000700
Peso específico (kN/m ³)	1	3109,06	3109,06	106,299	0,009277
Umidade (%)	1	246,09	246,09	8,414	0,101142
Tensão normal com peso específico	1	0,04	0,04	0,001	0,973660
Tensão normal com umidade	1	265,54	265,54	9,079	0,094752
Peso específico com umidade	1	679,15	679,15	23,220	0,040470

Tabela 22 – Análise de variância da modelagem constitutiva dos resíduos com 2 anos de aterrados na condição inundada

Fator	Grau de liberdade	Soma dos quadrados	Quadrados médios	F calculado	p-valor
Tensão normal (kPa)	1	24723,10	24723,10	6674,282	0,000150
Peso específico (kN/m ³)	1	3012,04	3012,04	813,136	0,001228
Umidade (%)	1	2035,54	2035,54	549,517	0,001815
Tensão normal com peso específico	1	508,96	508,96	137,401	0,007199
Tensão normal com umidade	1	494,08	494,08	133,382	0,007414
Peso específico com umidade	1	88,91	88,91	24,003	0,039227

O p-valor de todos os itens analisados para condição inundada (Tabela 22) foi menor que o nível de significância, pode-se afirmar que todas as parcelas do modelo influenciam no processo, com nível de significância de 5%. Já para condição não inundada (Tabela 21), apenas as variáveis, tensão normal, peso específico e a interação do peso específico com umidade possuem significância estatística, a um nível de 5%, no modelo que determina a tensão cisalhante dos resíduos.

Os modelos desenvolvidos, com um nível de significância de 5%, para determinação da tensão cisalhante dos resíduos com 2 anos de aterrados apresentaram um R² de 0,988, para condição não inundada, e de 0,983 para a condição inundada, indicando que 98,8% e 98,3% da variabilidade do processo pode ser explicada pelo modelo gerado para condição não inundada e inundada, respectivamente.

Nas Figuras 92 e 93 são apresentadas as superfícies de respostas do planejamento fatorial do modelo para determinação da tensão cisalhante dos resíduos recém aterrados sob condição não inundada e inundada, respectivamente, envolvendo as variáveis tensão normal e peso específico, com a umidade sendo fixada em 49,5% (ponto central).

Figura 92 – Superfície resposta para tensão cisalhante dos resíduos recém aterrados para a condição não inundada em função da tensão normal e peso específico

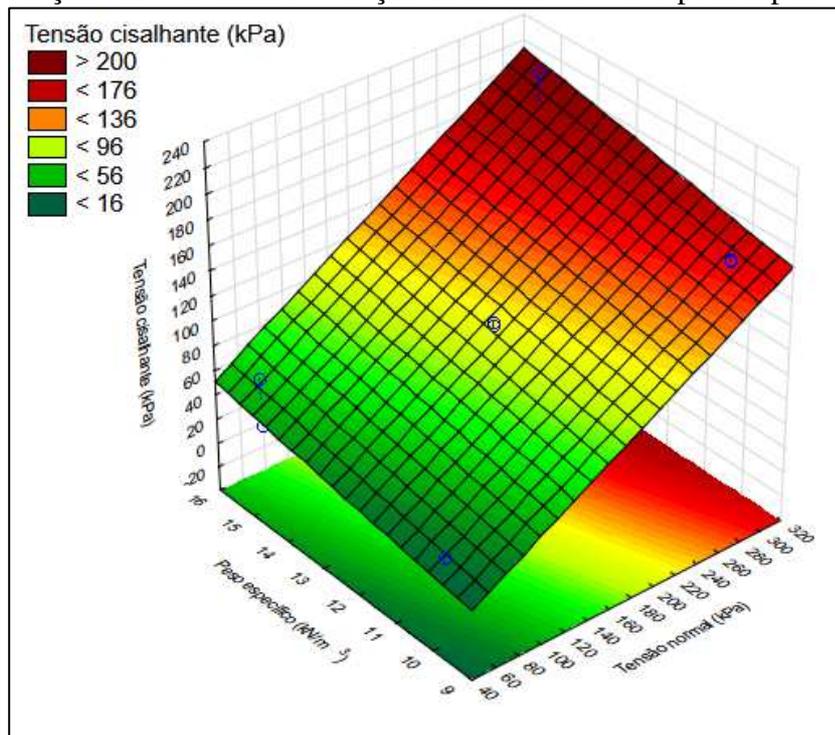
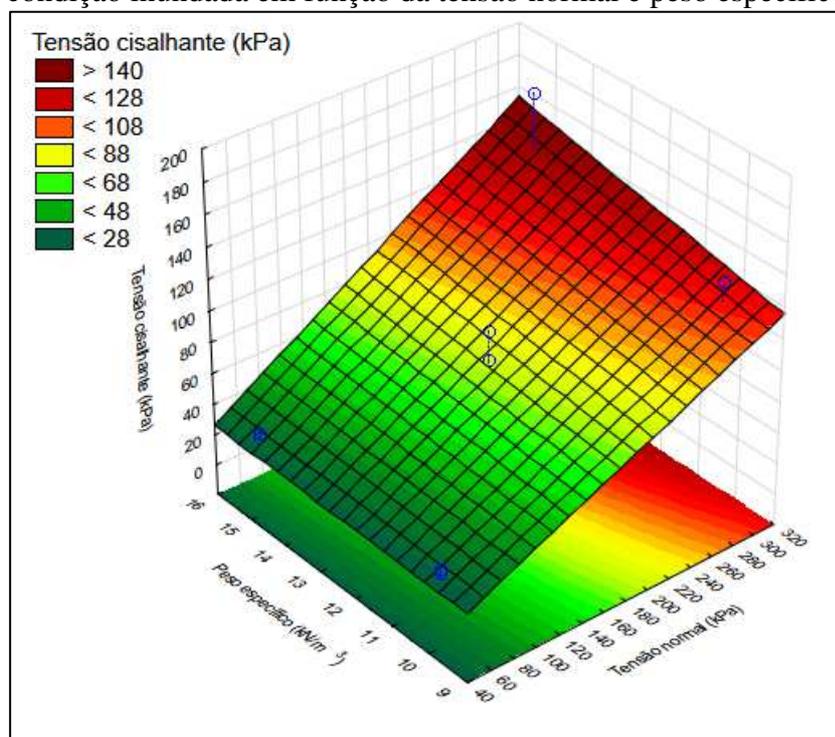


Figura 93 – Superfície resposta para tensão cisalhante dos resíduos recém aterrados para a condição inundada em função da tensão normal e peso específico



Verifica-se nas Figuras 92 e 93 que o aumento no nível dos fatores tensão normal e peso específico promove o aumento da tensão cisalhante. Pela inclinação das superfícies resposta, a tensão normal possui maior influência na tensão cisalhante para ambas as condições (não inundada e inundada), como também já observado na Figura 70 e na Tabela 17. O peso específico possui maior influência na resistência ao cisalhamento dos resíduos na condição não inundada quando comparada com a condição inundada, corroborando com os dados apresentados na Tabela 17, onde foi constatado que esta variável não apresenta significância estatística.

Os materiais constituintes dos resíduos recém aterrados possuem alta compressibilidade. Mesmo com o controle inicial do peso específico para realização do ensaio de resistência ao cisalhamento, estes resíduos sofrem variações volumétricas, que implicam na variabilidade do peso específico, podendo, esta característica, reduzir a influência da variável (peso específico) na resposta (tensão cisalhante). Bray *et al.* (2009), Bareither *et al.* (2012) e Feng *et al.* (2017) também constataram que o peso específico dos resíduos possui pouca influência na resistência ao cisalhamento.

Estas características induzem que resíduos em camadas mais profundas possuem maior resistência ao cisalhamento, devido a tensão de confinamento que está submetido e, conseqüentemente, ao aumento do peso específico, no qual para Zekkos *et al.* (2006) é possível assumir uma tendência de aumento do peso específico e tensão normal com a profundidade em aterros sanitários.

Nas Figuras 94 e 95 são apresentadas as superfícies respostas do planejamento fatorial do modelo para determinação da tensão cisalhante dos resíduos recém aterrados sob condição não inundada e inundada, respectivamente, envolvendo as variáveis tensão normal e umidade, com peso específico fixada em $12,5 \text{ kN/m}^3$ (ponto central).

Figura 94 – Superfície resposta para tensão cisalhante dos resíduos recém aterrados para a condição não inundada em função da tensão normal e umidade

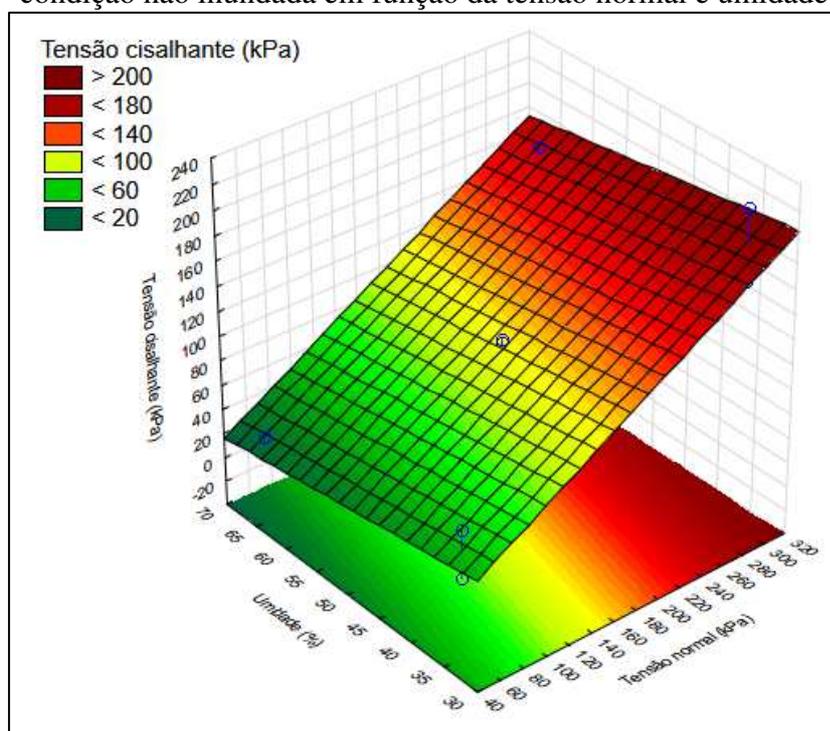
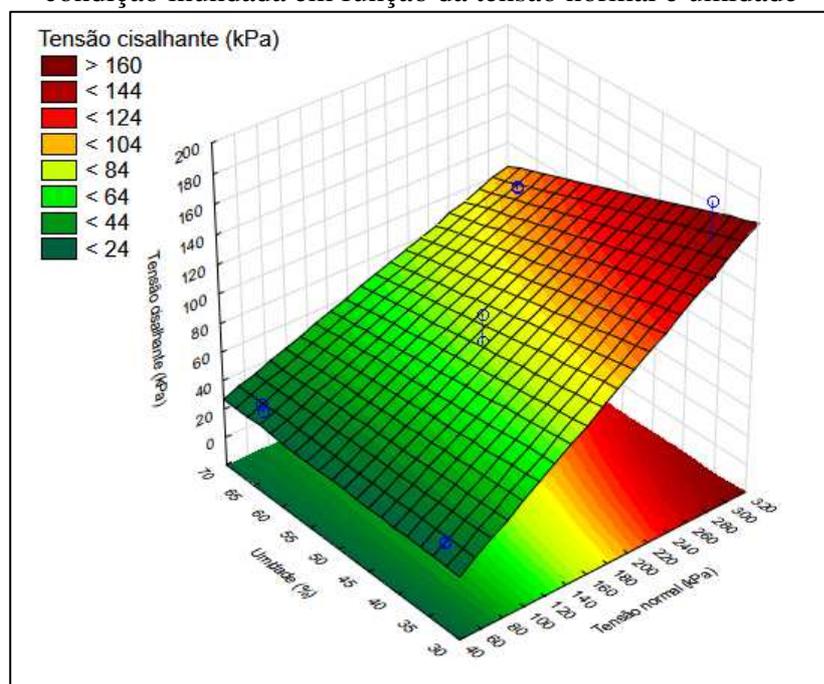


Figura 95 – Superfície resposta para tensão cisalhante dos resíduos recém aterrados para a condição inundada em função da tensão normal e umidade



A partir das representações gráficas dos modelos apresentados nas Figuras 94 e 95, percebe-se a influência da tensão normal na tensão cisalhante. Este comportamento também foi observado nas superfícies resposta apresentadas nas Figuras 92 e 93, quanto maior a tensão normal, maior será a tensão cisalhante, para os intervalos investigados nesse estudo. A variação da umidade, só promove alterações significativas, estatisticamente, na variável resposta (tensão cisalhante) quando a amostra se encontra na condição não inundada. Para os resíduos sob inundação a umidade possui pouca ou nenhuma influência. Este comportamento já era esperado, pois durante a realização dos ensaios na condição inundada, as amostras encontram-se saturadas.

Nas Figuras 96 e 97 são apresentadas as superfícies de respostas do planejamento fatorial do modelo para determinação da tensão cisalhante dos resíduos recém aterrados sob condição não inundada e inundada, respectivamente, respectivamente, envolvendo as variáveis peso específico e umidade, com tensão normal fixada em 175 kPa (ponto central).

Figura 96 – Superfície resposta para tensão cisalhante dos resíduos recém aterrados para a condição não inundada em função da umidade e peso específico

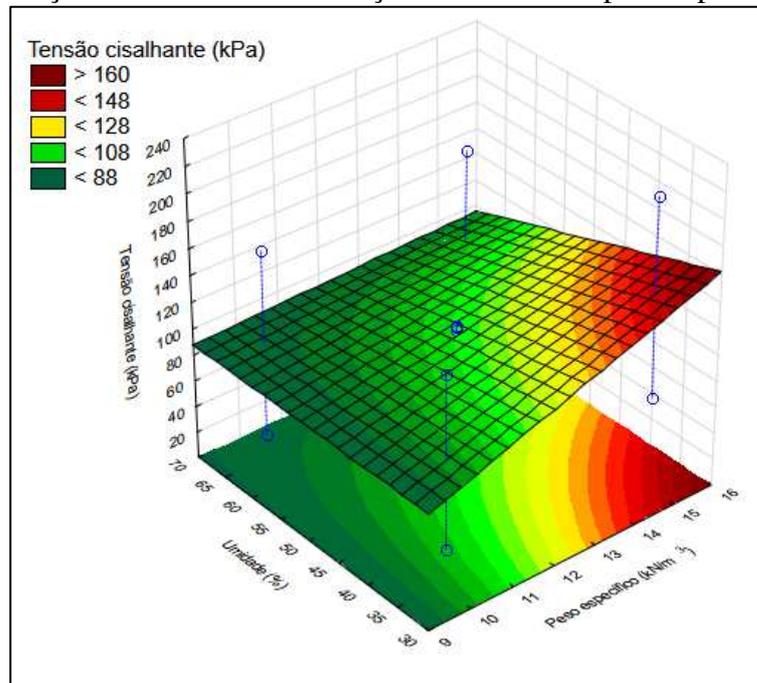
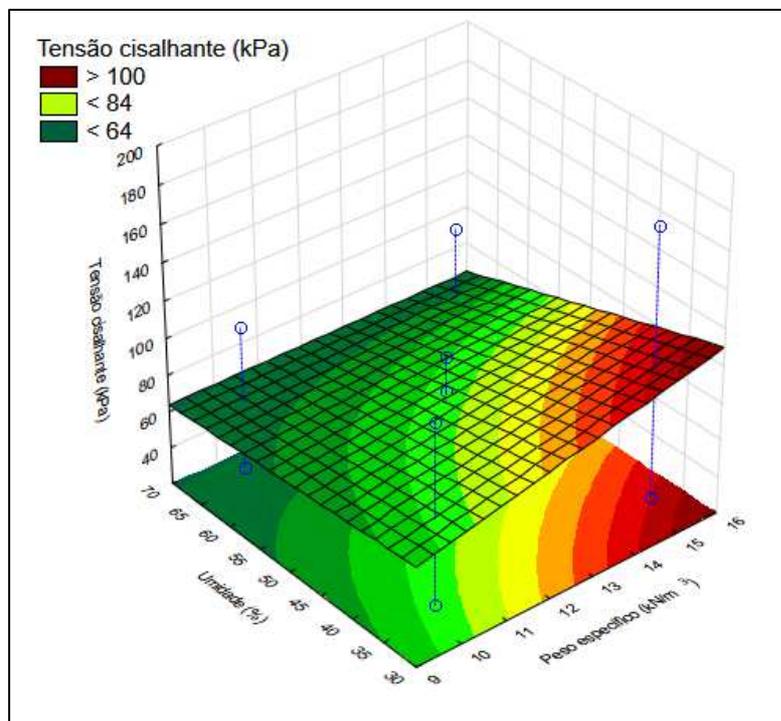


Figura 97 – Superfície resposta para tensão cisalhante dos resíduos recém aterrados para a condição inundada em função da umidade e peso específico



Nas superfícies resposta apresentadas nas Figuras 96 e 97 verifica-se que os maiores valores de tensão cisalhante acontecem sob maiores níveis de peso específico e menores níveis de umidade. De maneira análoga à superfície resposta apresentada nas Figuras 95 e 96, a variação dos níveis de peso específico influencia mais do que a variação do teor de umidade, embora que em menor intensidade, como é possível perceber pela inclinação dos planos das superfícies nas Figuras 96 e 97.

Como visto nas superfícies resposta já apresentadas, o teor de umidade possui menor influência nos modelos apresentados. Bray *et al.* (2009), Reddy *et al.* (2009) e Bareither, Benson e Edil (2012) não encontraram correlação entre o teor de umidade e os parâmetros de resistência de RSU. Para Bray *et al.* (2009), percentuais de umidade abaixo da capacidade de campo não são significativos para provocar tendência de alteração na resistência ao cisalhamento dos RSU.

Porém, condições de saturação, comuns a aterros que funcionam como biorreatores, são suficientes para gerar excesso de poropressão durante o cisalhamento, reduzindo a resistência. Apesar dos ensaios realizados nesse estudo serem drenados e não apresentarem a capacidade de permitir a formação de poropressões, percebe-se que a inundação dos corpos de prova provocou reduções nos valores de resistência ao cisalhamento.

As superfícies respostas do planejamento fatorial do modelo não inundado e inundado para os resíduos com 1 e 2 anos de idade apresentaram comportamento semelhante aos verificados nos resíduos recém aterrados e encontram-se no Apêndice C.

4.4.1.1 Determinação das envoltórias de ruptura

As envoltórias de ruptura foram obtidas a partir das Equações 20, 21, 22, 23, 24 e 25 que descrevem os modelos resultantes do planejamento fatorial para cada cenário investigado. O Quadro 10 apresenta um resumo do cenário correspondente a cada Equação.

$$\tau = -154,28 + 0,47 * \sigma + 16,59 * \gamma + 2,12 * w + 0,01 * \sigma * \gamma - 0,24 * \gamma * w \quad 20$$

$$\tau = -80,80 + 0,45 * \sigma + 5,97 * \gamma + 1,93 * w + 0,018 * \sigma * \gamma - 0,006 * \sigma * w - 0,13 * \gamma * w \quad 21$$

$$\tau = -90,13 + 0,59 * \sigma + 7,95 * \gamma + 0,67 * w + 0,017 * \sigma * \gamma - 0,0042 * \sigma * w - 0,021 * \gamma * w \quad 22$$

$$\tau = -73,66 + 0,86 * \sigma + 8,98 * \gamma + 0,49 * w + 0,023 * \sigma * \gamma - 0,0002 * \sigma * w - 0,017 * \gamma * w \quad 23$$

$$\tau = -239,12 + 0,73 * \sigma + 19,70 * \gamma + 3,13 * w - 0,003 * \sigma * w - 0,24 * \gamma * w \quad 24$$

$$\tau = 46,42 + 0,33 * \sigma - 0,96 * \gamma + 1,39 * w + 0,025 * \sigma * \gamma - 0,0041 * \sigma * w - 0,086 * \gamma * w \quad 25$$

Sendo:

τ = tensão cisalhante (kPa);

σ = tensão normal (kPa);

γ = peso específico (kN/m³);

w = umidade de moldagem (%).

Quadro 10 – Equações das envoltórias de ruptura

Equação	Cenário
Equação 20	Resíduos recém aterrados (0 RSU) na condição não inundada
Equação 21	Resíduos recém aterrados (0 RSU) na condição inundada
Equação 22	Resíduos com 1 ano de idade na condição não inundada
Equação 23	Resíduos com 1 ano de idade na condição inundada
Equação 24	Resíduos com 2 anos de idade na condição não inundada
Equação 25	Resíduos com 2 anos de idade na condição inundada

Na Tabela 23 é possível analisar a significância dos coeficientes de regressão da Equação 20. As demais análises de regressão das Equações 21, 22, 23, 24 e 25 estão no Apêndice D.

Tabela 23 – Coeficiente de regressão para determinação da tensão cisalhante dos resíduos recém aterrados para condição não inundada

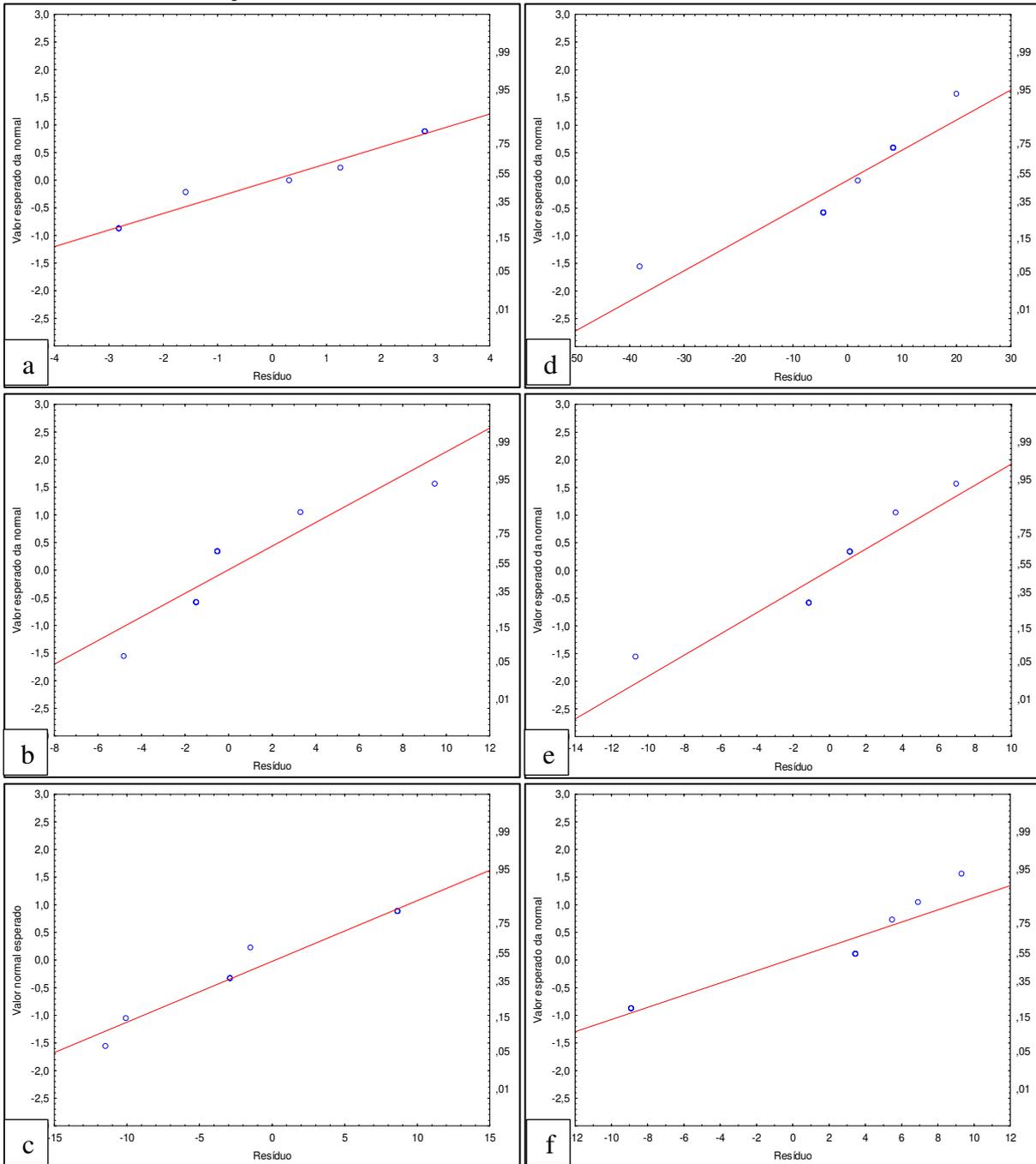
Fatores	Coeficiente de regressão	Erro puro	t Calc 2 gl	p-valor	Estimativa por intervalo (95%)	
					Lim. inf	Lim. Sup
Média	-154,277	9,7595	-15,81	0,003978	-196,27	-112,27
Tensão normal	0,470	0,0247	19,02	0,002753	0,36	0,58
Peso específico	16,587	0,7444	22,28	0,002008	13,38	19,79

Umidade	2,123	0,1750	12,13	0,006726	1,37	2,88
Tensão normal com peso específico	0,007	0,0016	4,03	0,056419	-0,001	0,014
Tensão normal com umidade	0,000	0,0003	0,32	0,781453	-0,001	0,001
Peso específico com umidade	-0,238	0,0132	-17,95	0,003091	-0,30	-0,18

Apesar de algumas variáveis não apresentarem significância estatística, conforme apresentado na Tabela 23 e Apêndice D, elas foram incluídas no modelo para determinação da tensão cisalhante e obtenção dos parâmetros de resistência ao cisalhamento (coesão e ângulo de atrito). Conforme Rodrigues e Iemma (2014) há, na literatura especializada, uma certa divergência de opiniões sobre o fato de retirar ou não do modelo os parâmetros (variáveis) inerentes a uma interação não significativa. No caso em estudos, todas as variáveis e suas interações foram mantidas, exceto quando o coeficiente de regressão foi igual a 0. Esta decisão foi tomada, pois ao retirar as variáveis não significativas estatisticamente ocorreu uma redução do R^2 e aumento dos resíduos dos modelos, indicando modelos menos representativos. Gurjão (2021) também constatou que a exclusão de variáveis e/ou coeficientes não significativos refletiu em um maior erro na previsão da variável dependente, sendo utilizado o modelo com todos os fatores e interações de segunda ordem.

Por meio do gráfico da probabilidade normal, Figura 98, é possível observar que os resíduos obedecem à distribuição normal, no qual não há pontos muito distantes da reta que indica a normalidade. Dessa forma, não há evidências de ausência de normalidade dos resíduos.

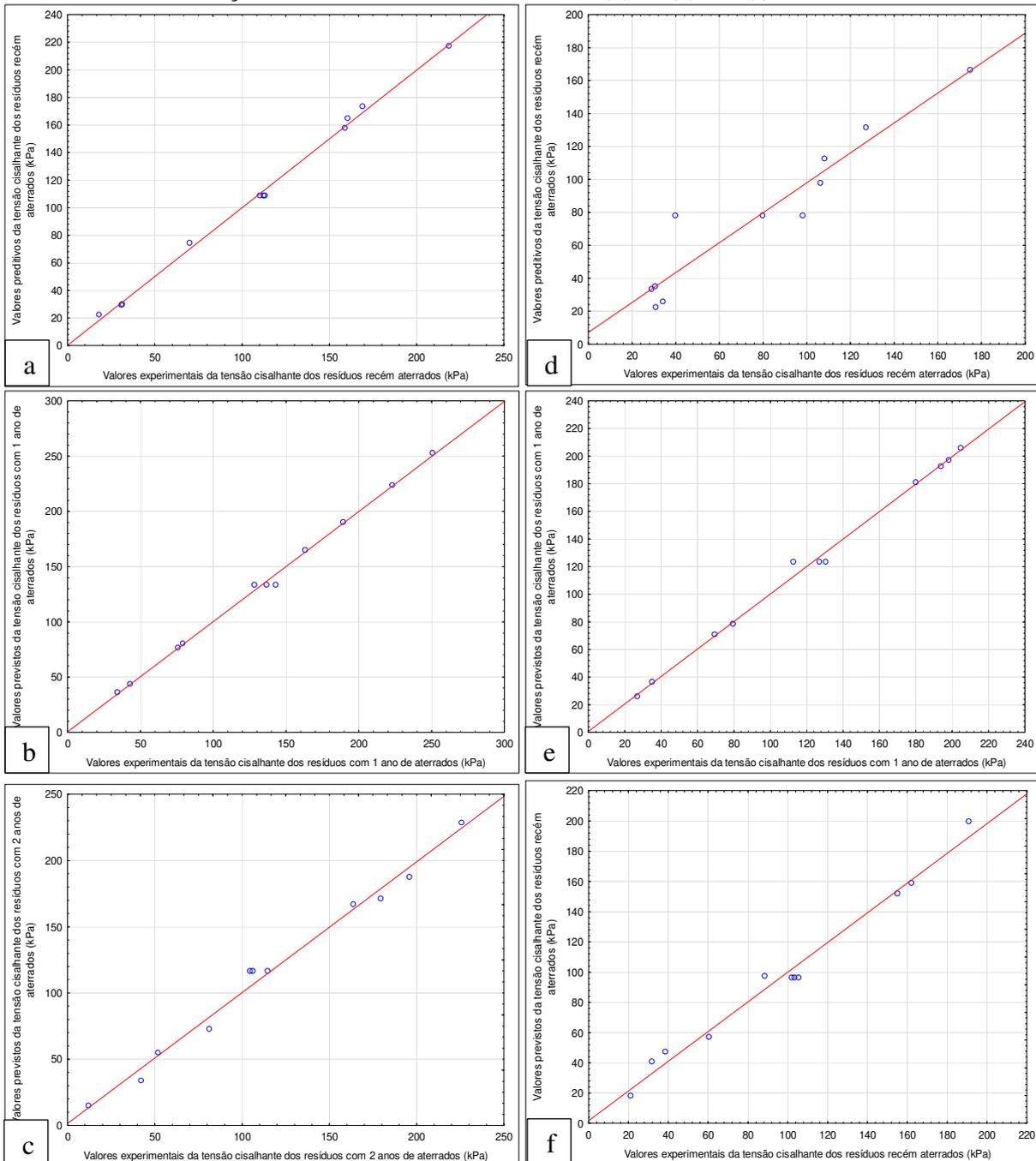
Figura 98 – Gráfico da probabilidade normal dos resíduos dos modelos para predição da tensão cisalhante na condição não inundada dos resíduos com 0 (a), 1 (b) e 2 (c) anos de idade e na condição inundada dos resíduos com 0 (d), 1 (e) e 2 (f) anos de idade



A Figura 99 descreve os valores observados experimentalmente e os valores previstos pelos modelos associados à resposta tensão cisalhante. Observa-se uma boa concordância entre eles, como era de se esperar com base nos resultados das análises de variância. Quanto maior a dispersão dos dados menos predito é o modelo, por isso, o modelo para determinação da tensão cisalhante na condição inundada dos resíduos recém aterrados é o menos predito. O mais predito

é o modelo correspondente aos resíduos com 1 ano de idade, sob condição não inundada. De forma geral, todos os modelos apresentam um bom ajuste e podem ser utilizados para determinação da tensão cisalhante dos resíduos sólidos urbanos.

Figura 99 – Valores experimentais *versus* valores previstos pelos modelos de predição da tensão cisalhante na condição não inundada dos resíduos com 0 (a), 1 (b) e 2 (c) anos de idade e na condição inundada dos resíduos com 0 (d), 1 (e) e 2 (f) anos de idade



Dessa forma, as tensões cisalhantes dos RSU foram determinadas por meio das Equações 20, 21, 22, 23, 24 e 25. Sendo possível, também, a determinação dos interceptos coesivos e ângulos de atrito. A Tabela 24 apresenta a estatística descritiva das tensões cisalhantes dos resíduos aterrados obtidos por meio da modelagem constitutiva.

Tabela 24 – Estatísticas descritivas da resistência ao cisalhamento dos resíduos aterrados

Idade de aterramento	0 ano		1 ano		2 anos	
	NSAT	SAT	NSAT	SAT	NSAT	SAT
Condição de saturação	NSAT	SAT	NSAT	SAT	NSAT	SAT
Tamanho amostral	1001	1001	1001	1001	1001	1001
Média	106,2	74,55	132,2	121,2	111,2	97,5
Mediana	108,5	78,1	133,4	123,5	116,2	96,4
Desvio padrão	41,5	26,2	54,4	46,5	50,1	34,2
Coefficiente de variação	39%	35%	41%	38%	45%	35%
Valor máximo	173,2	112,5	223,8	196,9	187,5	158,9
Valor mínimo	29,9	22,5	35,75	36,3	14,8	40,8
Amplitude	143,2	90,0	188,1	160,6	172,8	118,1

Conforme Tabela 24, os valores da tensão cisalhante apresentaram amplitudes que variaram de 90 a 188,1 kPa. Mesmo com a construção de um banco de dados, com elevado número de respostas, a tensão cisalhante apresentou coeficientes de variação superiores a 30%. Esses resultados constata a elevada variabilidade da tensão cisalhante que os resíduos possuem, mesmo quando realizados os agrupamentos conforme idade de aterramento e condição de saturação. Dessa forma, outras variáveis, como tensão normal, peso específico e umidade de moldagem influenciam nesse parâmetro. Não sendo indicado a utilização dos valores de medida central quando as características dos resíduos são desconhecidas. Na literatura, conforme apresentado na Tabela 2, também se constata a elevada amplitude desse parâmetro. Por isso, a necessidade de desenvolver modelos que forneçam respostas mais precisas.

De forma geral, verifica-se na Tabela 24, que a tensão cisalhante aumenta conforme avanço do envelhecimento dos resíduos e que a condição não saturada proporciona uma maior resistência ao cisalhamento dos resíduos sólidos urbanos. Os resíduos com 1 ano de aterramento apresentaram uma maior resistência e menos com uma redução da resistência ao cisalhamento dos resíduos com 2 anos de aterros, eles ainda possuíram valores superiores aos resíduos recém aterrados.

A Tabela 25 apresentam a estatística descritiva dos interceptos coesivos dos resíduos aterrados obtidos por meio envoltórias de rupturas.

Tabela 25 – Estatísticas descritivas dos interceptos coesivos dos resíduos aterrados

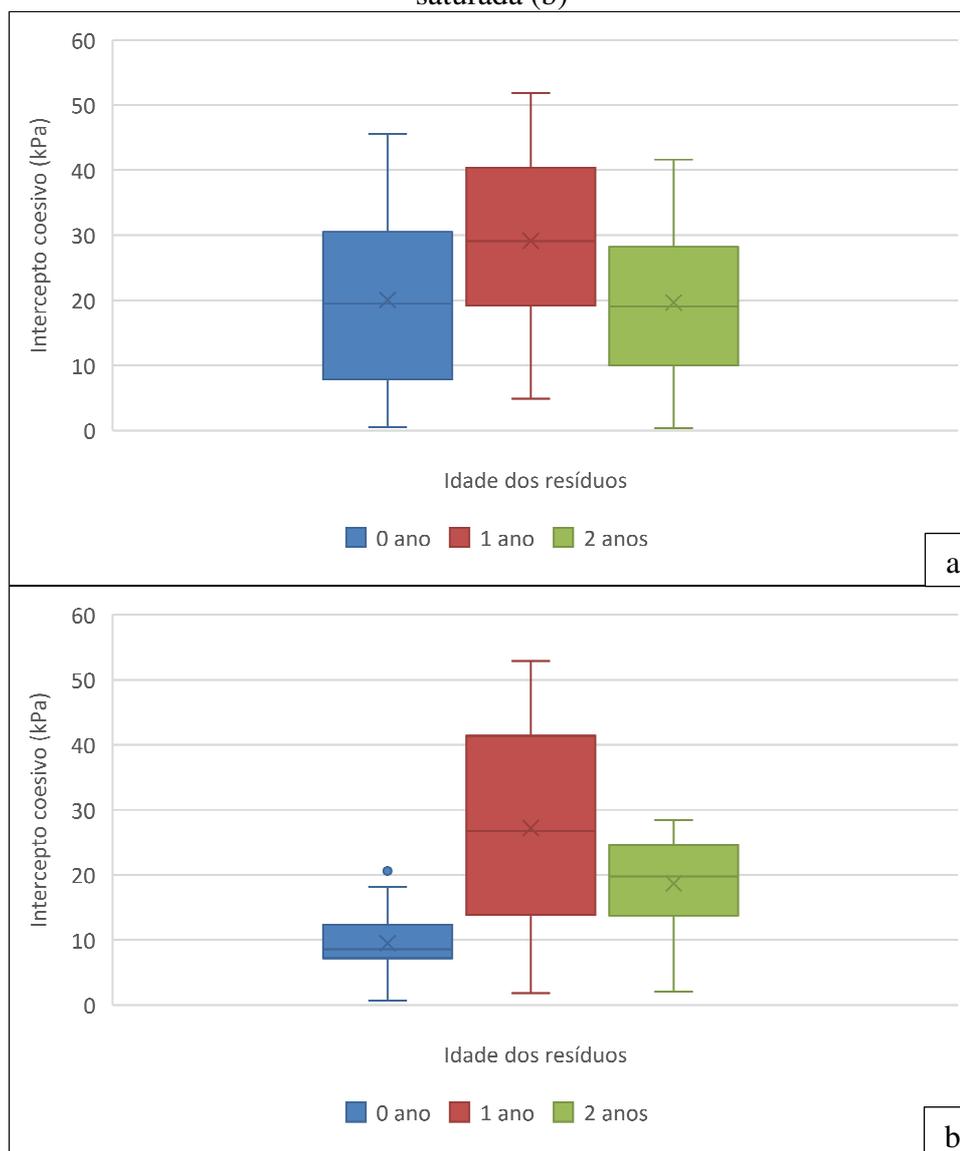
Idade de aterramento	0 ano		1 ano		2 anos	
	NSAT	SAT	NSAT	SAT	NSAT	SAT
Tamanho amostral	12	24	24	22	20	24
Média	20	9,5	29,1	27,2	19,7	18,6
Mediana	19,4	8,5	29,1	26,7	19,1	19,8
Desvio padrão	14	4,6	13	15,9	11,3	5,0
Coefficiente de variação	70%	48%	44%	58%	57%	38%
Valor máximo	45,5	20,6	51,8	52,9	41,6	28,4
Valor mínimo	0,5	0,7	4,9	1,8	0,4	2,0
Amplitude	45	19,9	46,9	51,1	41,2	26,4

Ao analisar a estatística descritiva dos interceptos coesivos dos resíduos sólidos, Tabela 25, verifica-se coeficientes de variação superiores a 35%, com amplitudes variando de 19,9 a 51,1 kPa., com amplitudes variando de 19,9 a 51,1 kPa. Na literatura também é verificada uma dispersão desse parâmetro semelhante a obtida nesse estudo. Sivakumar Babu *et al.* (2014) encontraram desvios padrão da ordem de 3,8 – 24 kPa, com coeficientes de variação de 57 – 80%, respectivamente, para o intercepto coesivo dos RSU. Em estudo realizado por Datta e

Sivakumar Babu (2016), o coeficiente de variação do intercepto coesivo dos resíduos apresentou magnitude de 100%. Daciolo (2020) também verificou alta dispersão desse parâmetro em um estudo estatístico realizado com 780 dados. Essa dispersão dos dados pode estar associada a mobilização heterogênea das fibras dos resíduos. Apesar do modelo de Mohr-Coulomb não considerar o comportamento das fibras, que é relevante para a resistência ao cisalhamento dos RSU, conforme descrito por Lamare Neto (2004); Borgatto (2006); Mahler e Lamare Neto (2006), dependendo do deslocamento horizontal e da tensão normal aplicada os esforços de tração podem ser ativados, incrementando na resistência ao cisalhamento dos resíduos, contribuindo para uma maior dispersão dos dados.

A Figura 100 possibilita uma melhor análise da variabilidade do intercepto coesivo dos RSU na condição saturada e não saturada.

Figura 100 – Variabilidade do intercepto coesivo dos RSU na condição não saturada (a) e saturada (b)



Verifica-se na Figura 100a, que os resíduos na condição não saturada apresentaram um aumento dos interceptos coesivos dos resíduos recém aterrados para o primeiro ano de aterramento. Já nos RSU com 2 anos de aterrados os valores do intercepto coesivo se aproximam dos verificados nos resíduos recém aterrados. Os interceptos coesivos dos resíduos na condição saturada (Figura 100b) possuíram comportamento semelhante da condição não saturada. Inicialmente há um aumento do intercepto coesivo dos resíduos recém aterrados para 1 ano de aterramento, e, para os resíduos com 2 anos de aterramento há uma redução no valor do parâmetro, porém ainda permanece superior aos valores determinados para os resíduos

recém aterrados. Vale destacar, que o intercepto coesivo na condição não saturada, de forma geral, é superior aos dos resíduos na condição saturada.

A Tabela 26 apresenta a estatística descritiva dos ângulos de atrito dos resíduos aterrados obtidos por meio das envoltórias de rupturas.

Tabela 26 – Estatísticas descritivas dos ângulos de atrito dos resíduos aterrados

Idade de aterramento	0 ano		1 ano		2 anos	
	NSAT	SAT	NSAT	SAT	NSAT	SAT
Tamanho amostral	12	24	24	22	20	24
Média	29	21,4	30,7	29,2	29,8	24
Mediana	29	21,5	30,8	29	29,4	24
Desvio padrão	0,5	3,7	2,5	1,7	1,5	3,1
Coefficiente de variação	1,8%	17%	8%	6%	5%	13%
Valor máximo	29,8	27,7	35,2	32	32	29,7
Valor mínimo	28,3	14,4	25,9	26,8	28	17,6
Amplitude	1,5	13,3	9,3	5,2	4	12,1

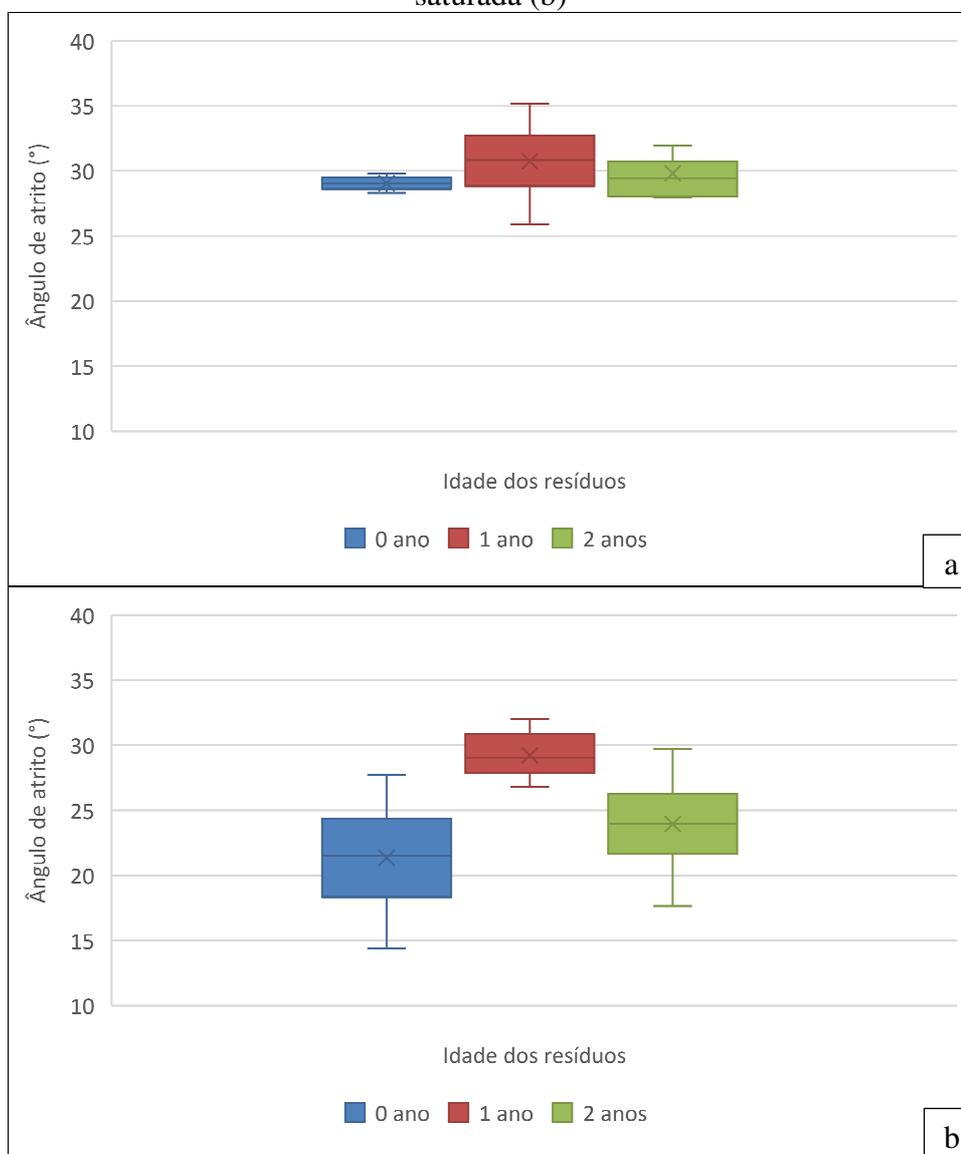
Ao analisar a estatística descritiva dos ângulos de atrito dos resíduos sólidos, Tabela 26, verifica-se que este é o parâmetro de resistência ao cisalhamento dos resíduos que possui menor variação, uma vez que apresentam coeficientes de variação inferiores a 20%. As maiores variações foram registradas quando os resíduos estavam em condição de inundação (saturados). Daciolo (2020) também verificou que o ângulo de atrito possui um menor coeficiente de variação quando comparado com o intercepto coesivo.

Na literatura é verificada uma dispersão desse parâmetro semelhante a obtida nesse estudo. Norberto *et al.* (2020) realizou um estudo estatístico dos parâmetros de resistência ao cisalhamento coletados da literatura entre os anos de 1978 e 2018 constatou que o ângulo de atrito variou entre 0 e 48,1°. Daciolo (2020), que também realizou um estudo estatístico de 296 ângulos de atrito dos RSU, verificou uma variação desse parâmetro entre 0 e 66°. Os autores

atribuem essa dispersão a método empregado para realização do ensaio, à natureza fibrosa dos resíduos e sua alteração com o envelhecimento. Porém, com todas essas variáveis controladas, ainda é possível observar uma variabilidade desse parâmetro. Por isso, os modelos desenvolvidos nesse estudo consideraram a idade de aterramento dos resíduos, condição de saturação, peso específico, umidade e tensões impostas aos resíduos.

O gráfico do tipo boxplot, apresentado na Figura 101, possibilita verificar graficamente os valores dos ângulos de atrito dos resíduos em função da idade de aterramento e da condição de saturação.

Figura 101 – Variabilidade do ângulo de atrito dos RSU na condição não saturada (a) e saturada (b)



Observa-se na Figura 101 que os ângulos de atrito dos RSU possuem um comportamento semelhante ao intercepto coesivo dos resíduos. Na condição não saturada (Figura 101a), verifica-se um aumento deste parâmetro nos resíduos recém aterrados para o primeiro ano de aterramento. Já, nos RSU com 2 anos de aterrados os valores dos ângulos de atrito se aproximaram dos verificados nos resíduos recém aterrados.

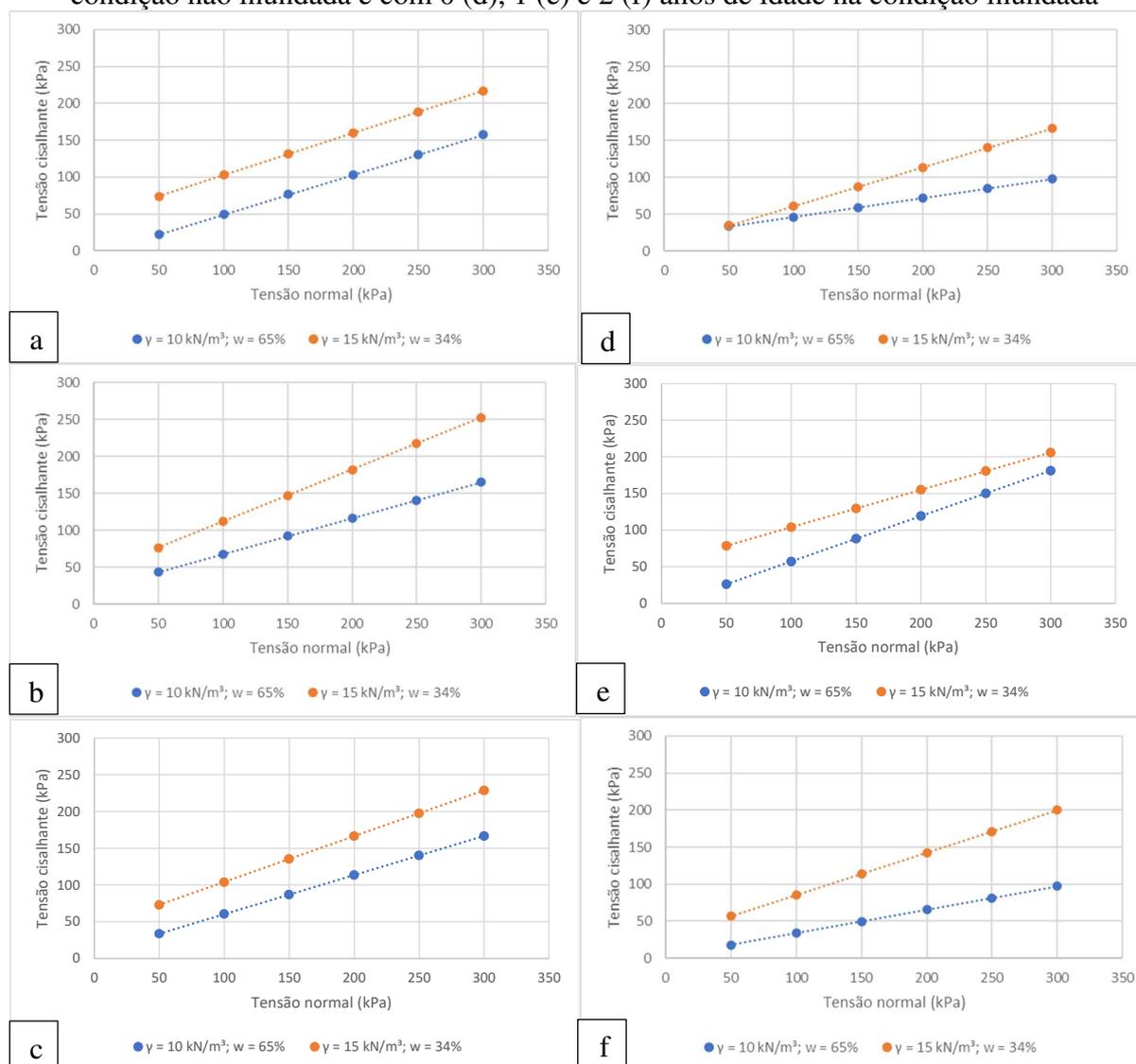
Quando comparado os ângulos de atrito dos resíduos recém aterrados com 1 ano de aterramento, na condição saturada (Figura 101b), verifica-se um aumento deste parâmetro conforme envelhecimento dos resíduos. Porém, nos resíduos com 2 anos de aterramento houve uma redução dos ângulos de atrito, apesar de serem superiores aos valores determinados para os resíduos recém aterrados. Dessa forma, o aumento da idade de aterramento contribui para elevação do ângulo de atrito dos RSU.

Na literatura não existe uma definição quanto o comportamento dos parâmetros de resistência ao longo do tempo. Provavelmente, esta relação não pode ser definida de forma linear. Pois, além desses parâmetros serem influenciados por outros fatores, seus valores, quando analisados de forma integrada, se comportam de forma não linear. Por isso, a necessidade de modelos não lineares para previsão dos parâmetros de resistência. Caso contrário, a modelagem será fragmentada para cada idade de aterramento (estágio de biodegradação) ou condição dos resíduos.

Zeccos (2005) concluiu que não há mudança significativa na resistência ao cisalhamento dos resíduos ao longo do tempo, e Bareither, Benson e Edil (2012) argumentaram que a composição inicial dos resíduos sólidos urbanos e as subseqüentes mudanças que ocorrem nela possuem mais relevância na resistência ao cisalhamento do que o grau de degradação. Outros autores como Martins (2006), Reddy *et al.* (2011), Koerner e Koerner (2015) e Reddy *et al.* (2015) verificaram que os RSU inicialmente possuem um alto ângulo de atrito, porém, ao longo do tempo esse parâmetro tende a diminuir. Em relação à coesão, os autores verificaram que com o passar do tempo há um ganho no valor desse parâmetro. Zhan, Chen e Ling (2008), Shariatmadari, Sadeghpour e Razaghian (2014), Feng *et al.* (2017) e Pulat e Yukselen-Aksoy (2019) verificaram que o intercepto coesivo aumenta e o ângulo de atrito dos resíduos diminui ao longo do tempo de aterramento.

A Figura 102 apresenta algumas das envoltórias de rupturas dos resíduos com 0, 1 e 2 anos de aterramento na condição inundada (saturada) e não inundada (não saturada) que foram obtidas a partir das equações propostas.

Figura 102 – Envolvórias de ruptura dos resíduos com 0 (a), 1 (b) e 2 (c) anos de idade na condição não inundada e com 0 (d), 1 (e) e 2 (f) anos de idade na condição inundada



Verifica-se na Figura 102 que a inundação dos corpos de prova diminuiu as tensões cisalhantes das amostras, reduzindo, portanto, a influência que o peso específico exerce na resistência ao cisalhamento, como pode ser observado na Tabela 27.

Tabela 27 – Parâmetros de resistência

Condição do ensaio	Idade dos resíduos (ano)	Peso específico (kN/m ³)	Umidade (%)	ϕ (°)	c (kPa)
Não inundado	0	10	65	28,4	0
		15	34	29,7	45,4

	1	10	65	25,9	19,1
		15	34	35,2	41
	2	10	65	28,0	7,0
		15	34	31,9	41,6
	0	10	65	14,4	20,6
		15	34	27,7	8,6
Inundado	1	10	65	31,8	0
		15	34	27,0	52,9
	2	10	65	17,6	2,0
		15	34	29,7	28,4

Embora a coesão e o ângulo de atrito sejam parâmetros de ajuste de curvas, eles fornecem informações úteis para a variação da resistência ao cisalhamento com a tensão normal, peso específico, umidade de moldagem e saturação ou não dos resíduos. O ângulo de atrito apresentou pouca ou nenhuma variação para os resíduos com menor peso específico (10 kPa) e maior umidade (65%) nas três idades de aterramento (0, 1 e 2) na condição não inundada. Para esta configuração, a coesão aumentou de 0 kPa para 19,1 kPa, quando comparado os resíduos com 0 e 1 ano de aterrados e de 0 kPa para 7 kPa, quando comparados os resíduos com 0 e 2 anos de aterrados.

Nas amostras com maior peso específico e menor umidade, verifica-se um aumento do ângulo de atrito e uma redução da coesão, quando analisada a condição não inundada. Para condição não inundada, verifica-se um aumento do ângulo de atrito e da coesão, conforme envelhecimento dos resíduos.

4.4.2 Modelagem não constitutiva (redes neurais artificiais)

Com o banco de dados (Tabela 28) obtido por meio das Equações 20, 21, 22, 23, 24 e 25, construiu-se as RNA para determinação da tensão cisalhante dos resíduos sólidos urbanos com 0, 1 e 2 anos de aterrados. O desenvolvimento e validação dessas RNA substitui a utilização das 6 equações desenvolvidas na modelagem constitutiva. Dessa forma, a RNA permite a

obtenção rápida e direta da tensão cisalhante dos resíduos aterrados, levando em consideração a variação da idade, peso específico, umidade, tensão normal aplicada e inundação ou não dos resíduos.

Tabela 28 – Banco de dados da tensão cisalhante dos resíduos aterrados

Idade (ano)	Condição de inundação¹	Umidade de moldagem (%)	Peso específico (kN/m³)	Tensão normal (kPa)	Tensão cisalhante (kPa)
0	0	34	10	50	29,93
0	0	34,03	10,005	50,25	30,10
0	0	34,06	10,01	50,5	30,28
0	0	34,09	10,015	50,75	30,45
⋮	⋮	⋮	⋮	⋮	⋮
2	1	63,88	14,98	299	159,68
2	1	63,91	14,985	299,25	159,82
2	1	63,94	14,99	299,5	159,95
2	1	63,97	14,995	299,75	160,08
2	1	64	15	300	160,22

¹ Condição de inundação: 0 = não inundado; 1 = inundado.

A partir das envoltórias de rupturas, desenvolvidas na modelagem constitutiva, foi possível construir um banco de dados (Tabela 29) do intercepto coesivo e ângulo de atrito em função da idade de aterramento, condição de inundação, peso específico e umidade dos resíduos sólidos urbanos. Com este banco de dados construiu-se as RNA para obtenção dos parâmetros de resistência de acordo com as características dos resíduos. O desenvolvimento e validação dessas RNA possibilita a obtenção direta e rápida do intercepto coesivo e ângulo de atrito dos resíduos aterrados, levando em consideração a variabilidade de suas características. Dessa forma, não é necessário a construção das envoltórias de rupturas para extração dos parâmetros de resistência ao cisalhamento (intercepto coesivo e ângulo de atrito).

Tabela 29 – Banco de dados do intercepto coesivo e ângulo de atrito dos resíduos aterrados

Idade (ano)	Condição de inundação¹	Peso específico (kN/m³)	Umidade de moldagem (%)	Intercepto coesivo (kPa)	Ângulo de atrito (°)
0	0	10	34	2,9997	28,31135
0	0	11	34	11,508	28,60363
0	0	12	34	20,016	28,89431
0	0	13	34	28,524	29,18336
⋮	⋮	⋮	⋮	⋮	⋮
2	1	11	65	6,6817	18,96272

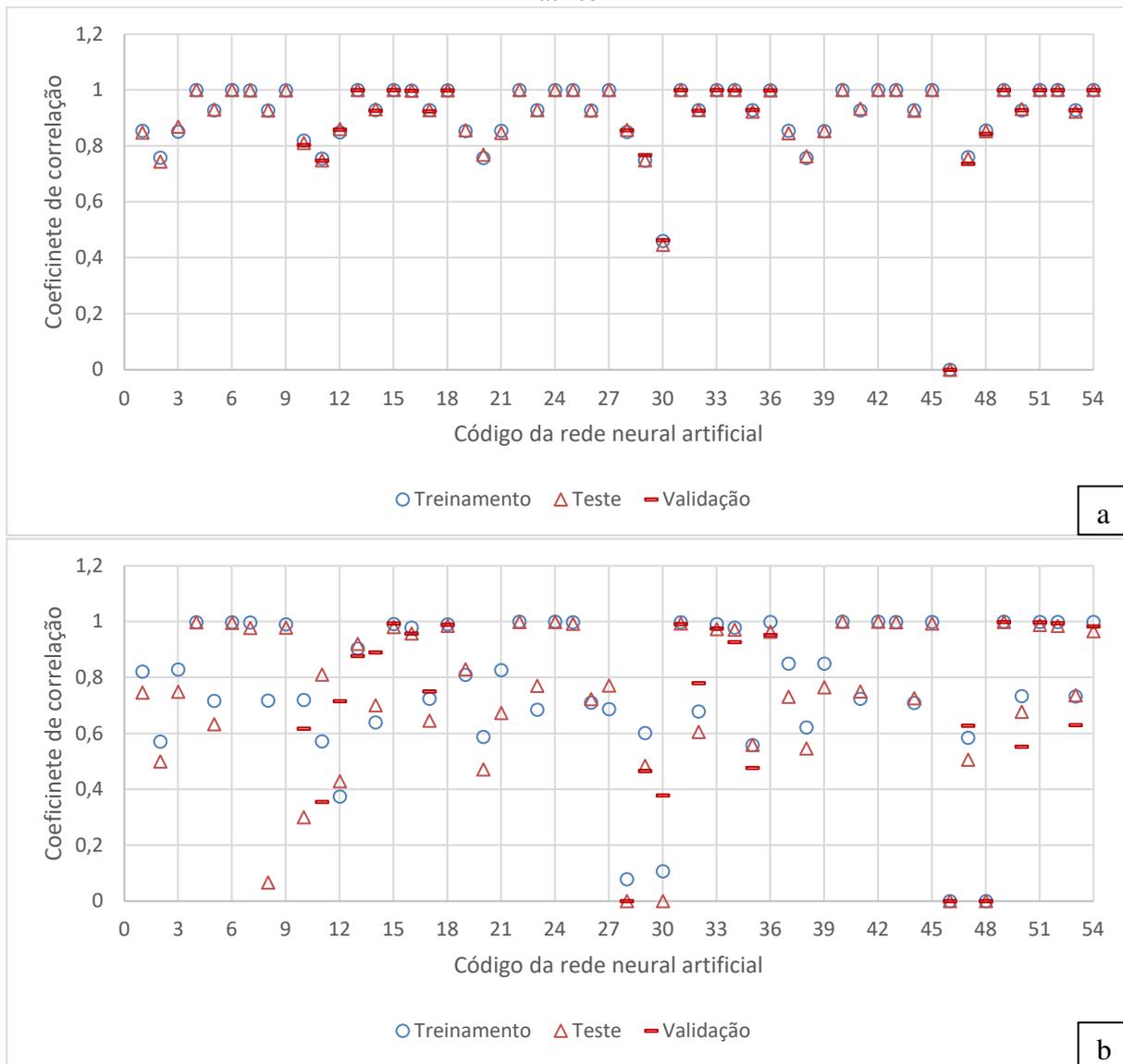
2	1	12	65	11,31	20,2591
2	1	13	65	15,938	21,53419
2	1	14	65	20,567	22,78728
2	1	15	65	25,195	24,02253

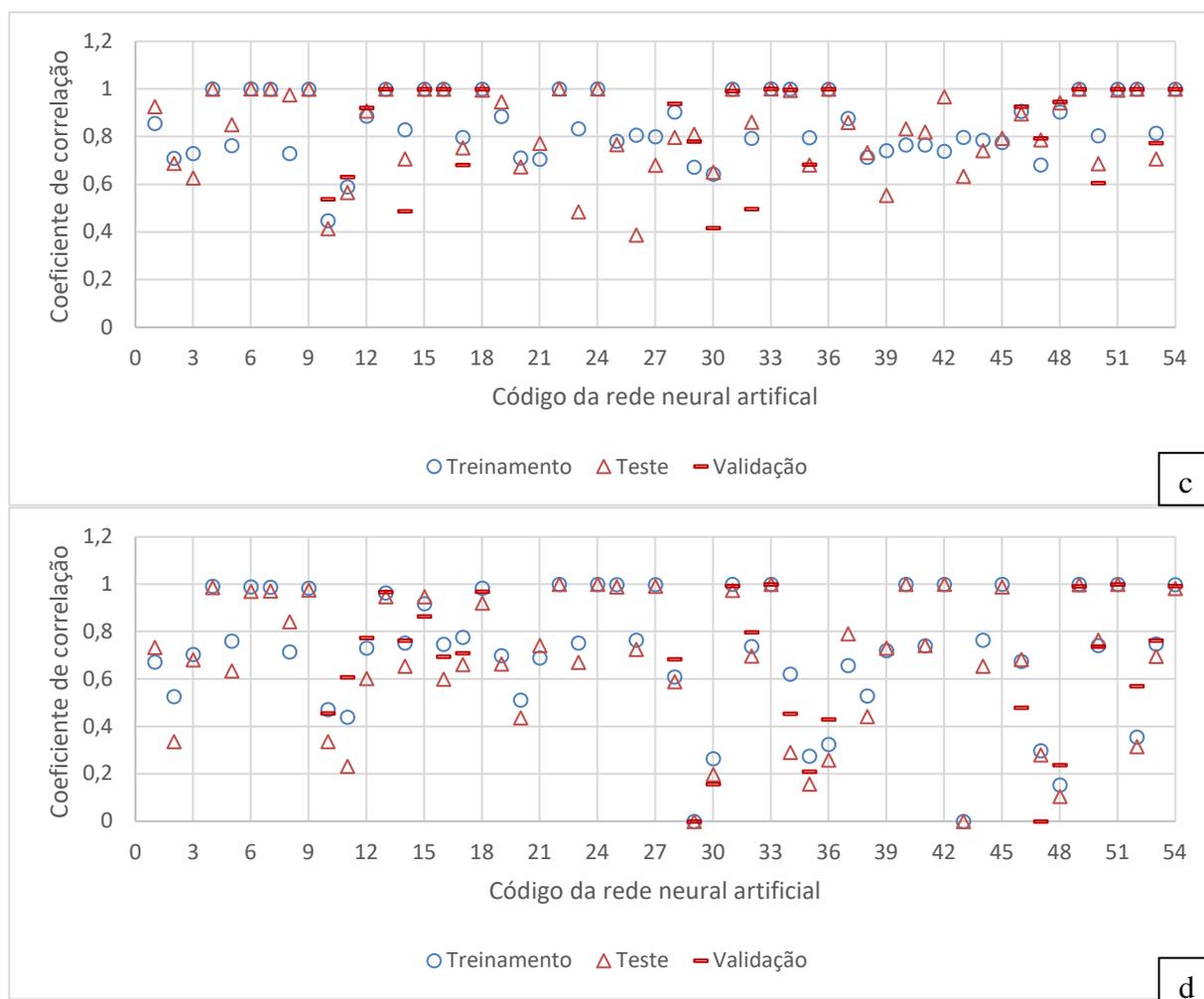
¹ Condição de inundação: 0 = não inundado; 1 = inundado.

Para obter a melhor estrutura de RNA para estimar a tensão cisalhante e os parâmetros de resistência (intercepto coesivo e ângulo de atrito), várias estruturas de *feedforward backpropagation* com três camadas e diferentes números de neurônios na camada oculta foram investigadas. Nesta investigação, *trainbr* e *trainlm* foram usados como função de treinamento e *tansig*, *logsig* e *purelin* como função de ativação (transferência). Os modelos apropriados foram selecionados com base no MSE, MAE, RMSE, E, R^2 e R. As estruturas e os resultados do treinamento, teste e validação das RNA, assim como a avaliação do desempenho das RNA, são apresentados no Apêndice E.

Os valores dos coeficientes de correlação (R) de todas as RNA treinadas, testadas e validadas são apresentados na Figura 103. Dessa forma é possível verificar o quão bem as saídas previstas pelas RNA correspondem as saídas reais. As melhores RNA são aquelas que possuem R próximo ou igual a 1.

Figura 103 – Coeficiente de correlação dos dados observados e estimados para: (a) tensão cisalhante; (b) intercepto coesivo; (c) ângulo de atrito; (d) intercepto coesivo e ângulo de atrito





Verifica-se na Figura 103 que várias RNA apresentaram um coeficiente de correlação igual a um, indicando que os valores previstos são iguais aos valores observados experimentalmente. Independentemente do número de neurônios na camada oculta, 5, 10 ou 15, também é possível obter bons resultados na determinação dos parâmetros estimados.

As RNA para predição da tensão cisalhante (Figura 103a) foram as que apresentaram uma menor dispersão do coeficiente de correlação, seguido pelas RNA para predição do ângulo de atrito (Figura 103c), intercepto coesivo (Figura 103b) e intercepto coesivo e ângulo de atrito (Figura 103d).

Para predição da tensão cisalhante (Figura 103a), 18 RNA, identificadas pelos códigos 4, 6, 13, 15, 22, 24, 25, 27, 31, 33, 40, 42, 43, 45, 49, 51, 52 e 54, apresentaram um coeficiente de correlação igual a 1. Sendo 4 RNA com 5 neurônios na camada oculta, 6 RNA com 10 neurônio na camada oculta e 8 RNA com 15 neurônios na camada oculta. Dessa forma é possível constatar que o aumento do número de neurônios na camada oculta possibilitou um melhor ajuste das RNA para predição da tensão cisalhante.

Na literatura, verifica-se a utilização de diferentes números de neurônios na camada oculta para análises de problemas relacionados a RSU. Behera *et al.* (2015) otimizou o número de neurônios da camada oculta na faixa de 10 a 20. No estudo realizado por Oliveira *et al.* (2019) o número de neurônios da camada oculta variou de 3 a 10. Kannangara *et al.* (2018) otimizou o número de neurônios da camada oculta entre 1 e 150. Xu *et al.* (2021) sugerem, para otimizar o número de neurônios na camada oculta, uma faixa de 4 a 20. O número de neurônios da camada oculta e até mesmo o número de camadas ocultas, podem otimizar o desempenho da RNA, porém não são decisivos para escolha da melhor RNA.

Quanto ao algoritmo utilizado para predição da tensão cisalhante (Figura 103a), tanto o trainbr quanto trainlm, mostraram-se adequados quando analisado o coeficiente de determinação. Das 18 RNA selecionadas, 10 possuíam o trainbr como algoritmo de aperfeiçoamento da rede e 8 possuíam o trainlm.

Arabameri *et al.* (2017) comparou 10 algoritmos de treinamento diferentes para prever a eficiência de remoção de DQO de lixiviado, o algoritmo trainlm foi identificado como o melhor para o treinamento de RNA. Conforme Xu *et al.* (2021), o trainlm domina os algoritmos de treinamento, provavelmente devido à sua boa capacidade de resolução de problemas de ajuste (KIPLI *et al.*, 2012) e suas propriedades de computação rápida e estável (GROSAN E ABRAHAM, 2011). Porém, o trainbr, nesse estudo, possui uma melhor performance para predição da tensão cisalhante.

Quando analisadas as funções de ativações (treinamentos) para predição da tensão cisalhante (Figura 103a), as 19 RNA com melhor resposta possuíam apenas as funções tansig e logsig como função de ativação da camada oculta e as funções purelin e tansig como função de ativação da camada de saída. Logo, a função purelin não possuiu um bom desempenho na camada de ativação, assim com a função logsig não possuiu um bom desempenho na camada de saída.

Para predição do intercepto coesivo (Figura 103b), apenas 2 RNA, identificadas pelos códigos 40 e 42, apresentaram um coeficiente de correlação igual a 1. Ambas possuíam 15 neurônios na camada oculta e algoritmo trainbr. As funções de ativação utilizadas nessas RNA foram: logsig ou tansig, para camada de oculta e; purelin para camada de saída.

Para predição do ângulo de atrito (Figura 103c), 4 RNA, identificadas pelos códigos 6, 22, 24 e 33, apresentaram um coeficiente de correlação igual a 1. Dessas 4 RNA, 1 RNA possuía 5 neurônios na camada oculta e 3 RNA possuíam 10 neurônios na camada oculta. Logo, para

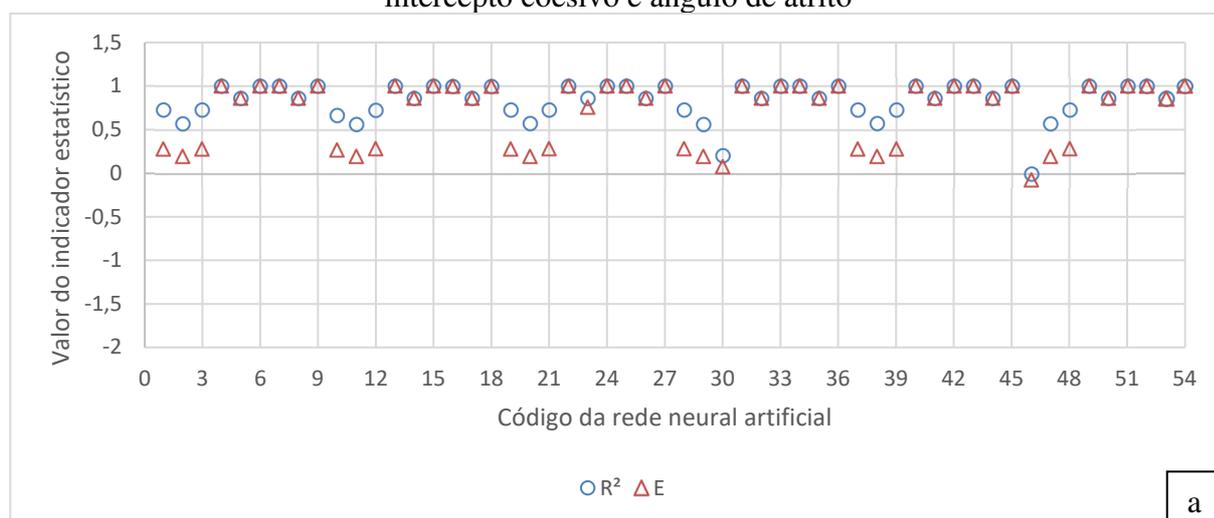
predição do ângulo de atrito, conforme coeficiente de correlação, são as que possuem 10 neurônios na camada oculta.

Das 4 RNA com o melhor desempenho, quanto ao coeficiente de correlação, 3 RNA foram desenvolvidas com o trainbr e 1 RNA com o algoritmo trainlm. As funções de ativação utilizadas nas RNA com melhor desempenho foram: logsig ou tansig, para camada de oculta e; purelin para camada de saída.

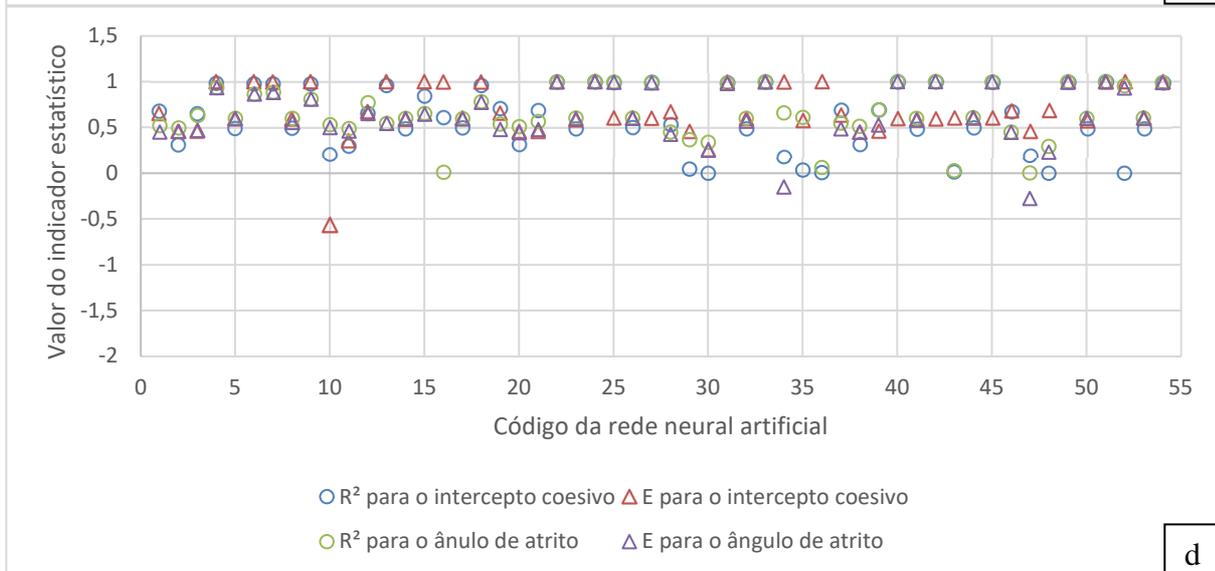
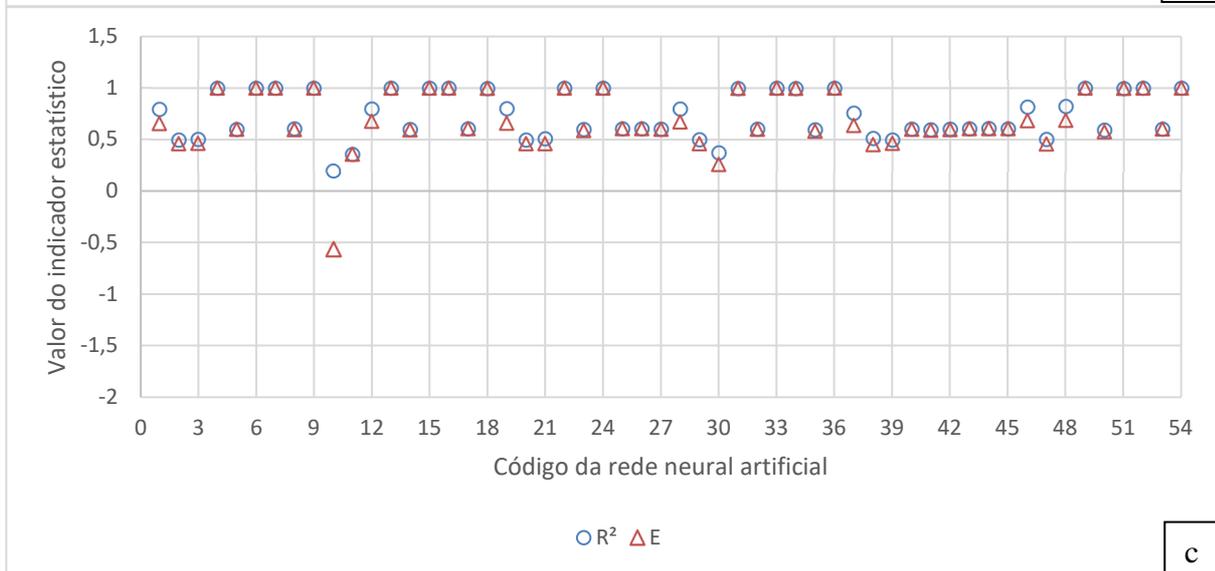
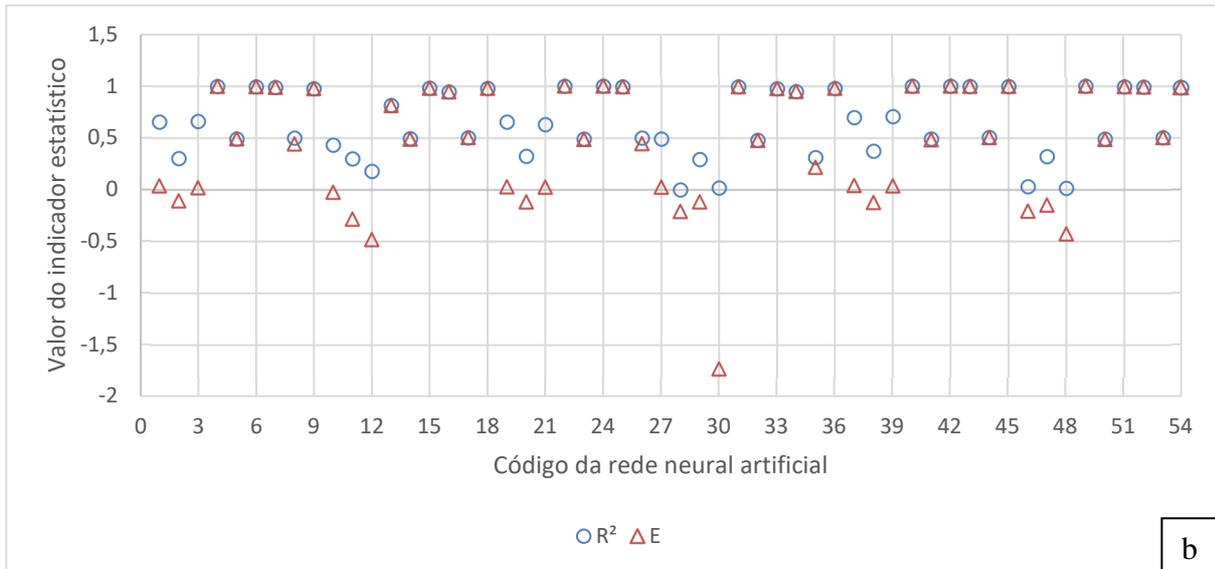
Ao analisar o desempenho das RNA, conforme coeficiente de correlação, para predição das variáveis intercepto coesivo e ângulo de atrito, simultaneamente (Figura 103d), apenas 2 RNA, identificadas pelos códigos 40 e 42, apresentaram um coeficiente de correlação igual a 1. Ambas as RNA foram desenvolvidas com o algoritmo trainbr e com as funções de ativação logsig ou tansig na camada de oculta e purelin na camada de saída

Além da avaliação do coeficiente de correlação, faz-se necessário a análise de outros índices para confirmação do bom desempenho da RNA e escolha da melhor rede. Na Figura 104 são apresentados os resultados de desempenho do coeficiente de determinação e do coeficiente de eficiências das RNA desenvolvidas para predição da tensão de cisalhante, intercepto coesivo e ângulo de atrito dos resíduos com 0, 1 e 2 anos de aterrados sob diferentes condições de tensão normal, peso específico, umidade e condição de inundação.

Figura 104 – Desempenho das RNA por meio do Coeficiente de determinação e eficiência para os parâmetros: (a) tensão cisalhante; (b) intercepto coesivo; (c) ângulo de atrito; (d) intercepto coesivo e ângulo de atrito



a



Na Figura 104 é possível observar que várias RNA possuem um bom desempenho para determinação da tensão cisalhante, intercepto coesivo e ângulo de atrito dos resíduos, pois apresentaram coeficiente de determinação e de eficiência próximo ou igual a 1.

Para avaliação do desempenho das RNA, vários pesquisadores dividiram os valores de R^2 em três faixas, em que $R^2 > 0,9$ indica desempenho de modelagem satisfatório, R^2 entre 0,8 e 0,9 implica desempenho de modelagem razoável e $R^2 < 0,8$ significa desempenho de modelagem insatisfatório (COULIBALY e BALDWIN, 2005; XU *et al.*, 2021). Das RNA desenvolvidas nesse estudo, 24 RNA (44%) apresentaram um desempenho satisfatório para predição da tensão cisalhante dos RSU, outras 22 RNA (41%), apresentaram um desempenho satisfatório para predição do intercepto coesivo e 18 RNA (33%) apresentaram um desempenho satisfatório para predição do ângulo de atrito. Quando analisadas as RNA para predição do intercepto coesivo e ângulo de atrito de forma simultânea, 18 RNA (33%) apresentaram um desempenho satisfatório para predição do intercepto coesivo e 14 RNA (26%) apresentaram um desempenho satisfatório para predição do ângulo de atrito. No Apêndice D é possível identificar a arquitetura, o algoritmo e as funções utilizadas nas RNA que possuíram $R^2 > 0,9$.

Apesar de 82 RNA apresentarem um R^2 adequado para predição das variáveis dependentes, Legate e McCabe Júnior (1999) relata que este índice é insensível a diferenças aditivas e proporcionais entre as simulações e observações do modelo. Rold *et al.* (2021) utilizaram a RNA para codificar imagens de satélites e fornecer informações socioeconômicas e ambientais. Segundo os autores, o método fornece, com precisão, previsões com super resolução. Entretanto, o R^2 variou de 0,06 a 0,52 na análise do desempenho das RNA.

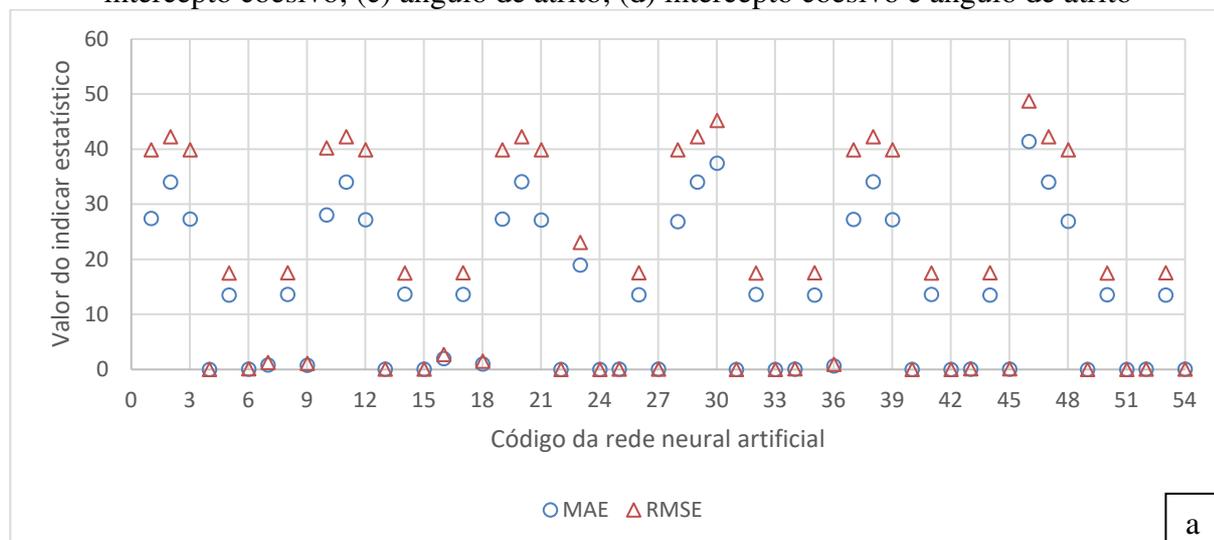
Para Bagheri *et al.* (2015), um alto valor de R^2 não significa, necessariamente, uma RNA perfeita. Altos valores de R^2 podem ser obtidos mesmo quando os valores simulados pelo modelo diferem consideravelmente dos valores previstos experimentalmente. As limitações do coeficiente de correlação, conforme Legate e McCabe Júnior (1999), estão bem documentadas em Willmott (1981), Kessler e Neas (1994), Legates e Davis (1997). Porém, tais medidas ainda são utilizadas para avaliar a performance de uma RNA. Xu *et al.* (2021), por exemplo, identificou que R^2 foi aplicado em mais de 90% dos 177 artigos que analisaram sobre RNA e RSU publicados entre 2010 e 2020. O coeficiente de determinação pode continuar sendo utilizado, mas é necessário a análise de outros indicadores para avaliar o desempenho de RNA.

Por isso, ao analisar o coeficiente de eficiência (E), Figura 104, o número de RNA consideradas ideais para predição das variáveis dependentes reduz, quando comparado com o

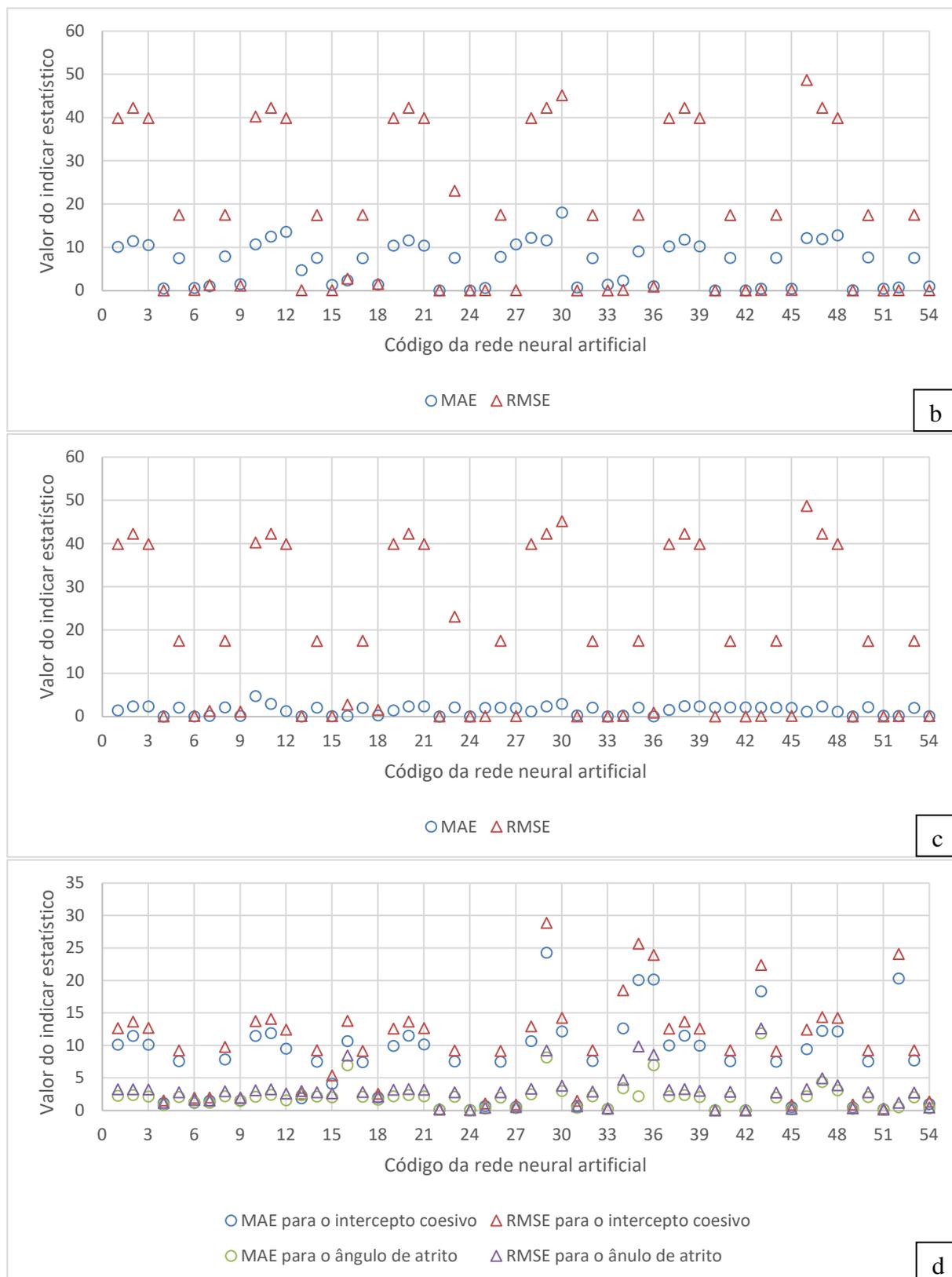
número de RNA selecionadas pelo coeficiente de correlação e determinação. Na Figura 104a, conforme coeficiente de eficiência, 19 RNA possuem um desempenho em que há uma concordância total entre o valor predito e observado para predição da tensão cisalhante. Na Figura 104b, essa igualdade entre o valor predito e observado é verificado em 4 RNA. Já na Figura 104c, 5 RNA possuem um coeficiente de eficiência igual a 1. E, na Figura 104d, 3 RNA possuem um coeficiente de eficiência igual a 1 para predição do intercepto coesivo e para predição do ângulo de atrito apenas 2 RNA.

Para determinar a RNA ideal para predição das variáveis dependentes outros índices, como RMSE e MAE, devem complementar a análises dos indicadores. A Figura 105 fornece os erros entre os valores previstos e observados. A comparação simultânea dessas estatísticas é sugerida para representar o desempenho dos modelos de forma abrangente e identificar o mais eficiente (ZHANG *et al.*, 1998). Valores mais baixos de MAE e RMSE são indicativos de modelos com melhor desempenho.

Figura 105 – Desempenho das RNA quanto ao erro de predição para: (a) tensão cisalhante; (b) intercepto coesivo; (c) ângulo de atrito; (d) intercepto coesivo e ângulo de atrito



a



Verifica-se na Figura 105 que várias RNA apresentaram valores do MAE e RMSE próximos a zero para predição das variáveis tensão cisalhante, intercepto coesivo e ângulo de

atrito. As RNA com códigos 22, 40, 49 e 51 apresentaram o menor valor do MAE e RMSE para predição de tensão cisalhante. As RNA de códigos 24 e 42 também apresentaram o menor valor do MAE (0,0025), porém não foram selecionadas, pois o valor da RMSE foi 0,003 e 0,0031, respectivamente, enquanto o valor do RMSE das RNA selecionadas foi 0,0029. Todas as RNA selecionadas também apresentaram um bom desempenho quando analisados os coeficientes de correlação, determinação e eficiência.

Com intuito de selecionar apenas uma RNA para predição da tensão cisalhante, foi analisado o MSE e apenas a RNA de código 51 apresentou o valor de $8,21 \times 10^{-6}$, o menor de todas as RNA desenvolvidas para predição da tensão cisalhante. Logo, a RNA com o código 51 apresentou os melhores resultados em comparação as outras RNA.

De acordo com o MAE e a RMSE, b, a RNA de código 40 mostra os melhores resultados para predição do intercepto coesivo dos resíduos aterrados em comparação as outras RNA. Esta RNA também apresentou um bom desempenho quando analisados os coeficientes de correlação, determinação e eficiência, assim com o menor erro quadrático médio.

Para predição do ângulo de atrito, a RNA com o código 22 e 24 apresentaram o menor valor do MAE e RMSE, conforme ilustrado na c. Porém a RNA com código 22 foi a que apresentou um menor MSE. Essa RNA também foi selecionada quando analisados os coeficientes de correlação, determinação e eficiência. Por isso, a RNA com código 22 tem melhor resultado na predição do ângulo de atrito dos RSU aterrados em comparação com as outras RNA.

Conforme o valor do MAE, RMSE e MSE (d), a RNA de código 40 foi a que possuiu o menor valor em todos esses indicadores, configurando-se como a melhor RNA para predição do intercepto coesivo e ângulo de atrito de forma simultânea. Essa RNA também foi selecionada quando analisados os coeficientes de correlação, determinação e eficiência.

Na Tabela 30 é possível verificar os códigos das RNA com melhor desempenho para predição das variáveis dependentes e suas respectivas arquiteturas. Os parâmetros de treinamento e o desempenho estão descritos no Apêndice E.

Tabela 30 – RNA selecionadas para predição das variáveis dependentes

Variável dependente	Código da RNA	Algoritmo	Número de neurônios	Função de ativação
Tensão cisalhante	51	Trainlm	entrada: 5 oculta: 15 saída: 1	oculta: tansig saída: purelin
Intercepto coesivo	40	Trainbr	entrada: 4 oculta: 15 saída: 1	oculta: logsig saída: purelin
Ângulo de atrito	22	Trainbr	entrada: 4 oculta: 10 saída: 1	oculta: logsig saída: purelin
Intercepto coesivo e ângulo de atrito	40	Trainbr	entrada: 4 oculta: 15 saída: 2	oculta: logsig saída: purelin

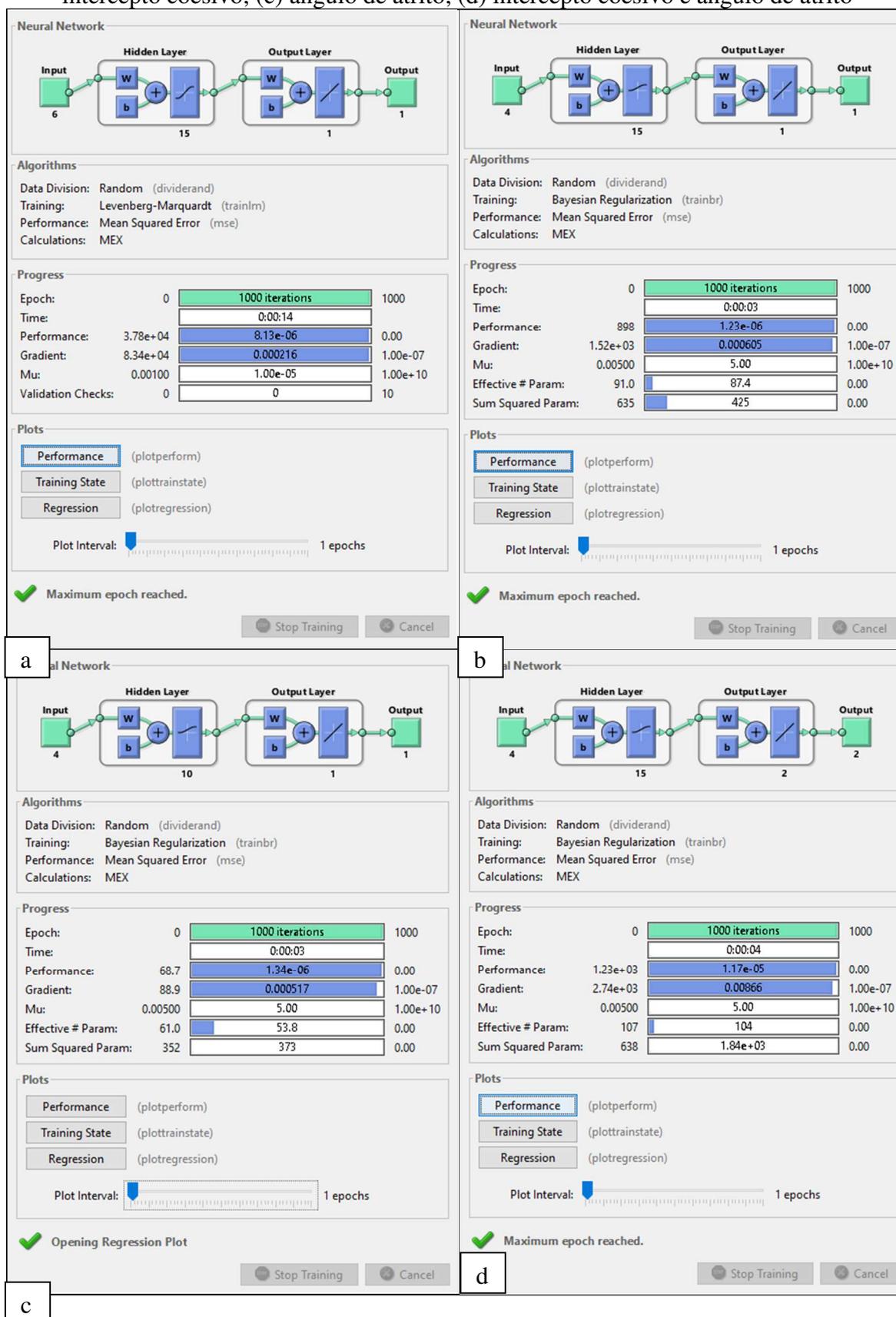
De forma geral, observa-se na Tabela 30 que o algoritmo trainlm possuiu uma melhor performance na modelagem da tensão cisalhante e o trainbr para modelagem do intercepto coesivo e/ou do ângulo de atrito dos resíduos. A melhor performance, quanto ao tipo de algoritmo, provavelmente está associada ao número de informações que compõem cada banco de dados. O banco de dados da tensão cisalhante dos resíduos possuiu 6006 respostas, já o banco de dados do intercepto coesivo e do ângulo de atrito possuiu 126 respostas para cada variável.

O número de neurônios nas melhores RNA variou de 10 a 15, não sendo selecionada nenhuma RNA com 5 neurônios. Quanto maior o número de neurônios na camada oculta, maiores as interações, porém o tempo de processamento dos dados pode ser alto, inviabilizado a utilização da RNA para predição das variáveis dependentes.

A melhor função de ativação em todas as camadas de saída das RNA foi a purelin, já na camada oculta a tansig foi a que apresentou um melhor desempenho na RNA para predição da tensão cisalhante dos resíduos e a logsig para a predição do intercepto coesivo e do ângulo de atrito.

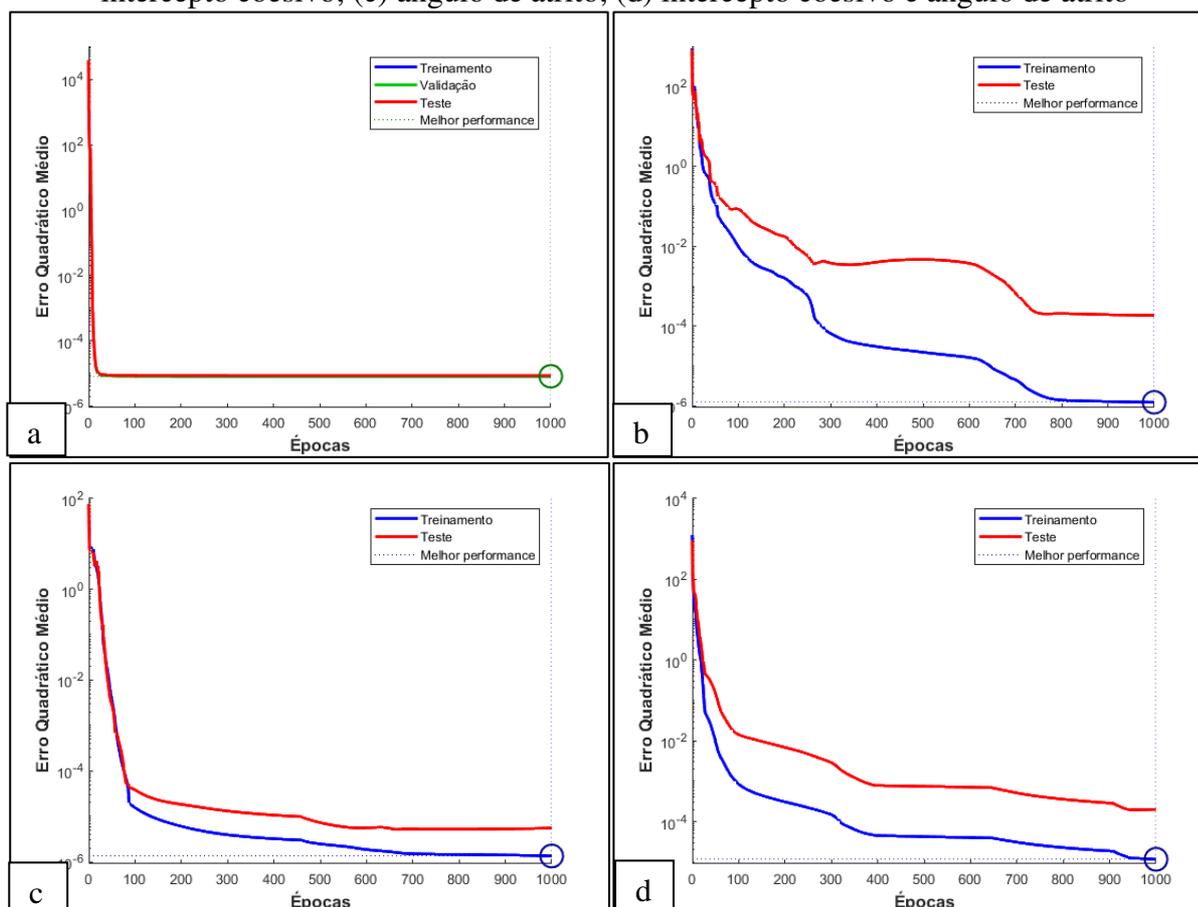
Na Figura 106 é possível observar as estruturas e os parâmetros de avaliação das RNA selecionadas para predição das variáveis dependentes.

Figura 106 – Estruturas e os parâmetros de avaliação das RNA: (a) tensão cisalhante; (b) intercepto coesivo; (c) ângulo de atrito; (d) intercepto coesivo e ângulo de atrito



Observa-se na Figura 106 que todos os treinamentos foram interrompidos após 1000 interações e com uma performance (erro quadrático médio) próximo de zero. Na Figura 107 é possível observar a redução do erro e o melhor desempenho obtido nas RNA.

Figura 107 – Performance das RNA escolhidas para predição da: (a) tensão cisalhante; (b) intercepto coesivo; (c) ângulo de atrito; (d) intercepto coesivo e ângulo de atrito



Verifica-se na Figura 107 que o erro diminui ao longo dos períodos de treinamentos sucessivos. Na análise da RNA de código 51, para predição da tensão cisalhante (Figura 107a), nos primeiros treinamentos já se observa que erro se aproxima de 0. Nas RNA selecionadas para predição do intercepto coesivo e ângulo de atrito, o menor erro quadrático médio só é obtido no término das interações. A diferença na performance dessas RNA pode estar associada ao número de elementos que compõem o banco de dados.

As Figuras 108, 109, 110 e 111 apresentam a análise de regressão da saída das RNA e a entrada para treinamento, validação, teste e conjunto de dados gerais. A regressão entre a entrada da rede e a função alvo para predição da tensão cisalhante, intercepto coesivo e ângulo

de atrito apresentaram coeficientes de regressão superiores a 0,99. Isso mostra que as RNA selecionadas têm um poder superior a 99% para determinar o valor das variáveis dependentes, conforme configurações analisadas. Todos os algoritmos de aprendizagem mostraram que a saída da RNA está em estreita concordância com o valor real das variáveis dependentes.

Figura 108 – Regressões da RNA selecionada para predição da tensão cisalhantes dos resíduos aterrados

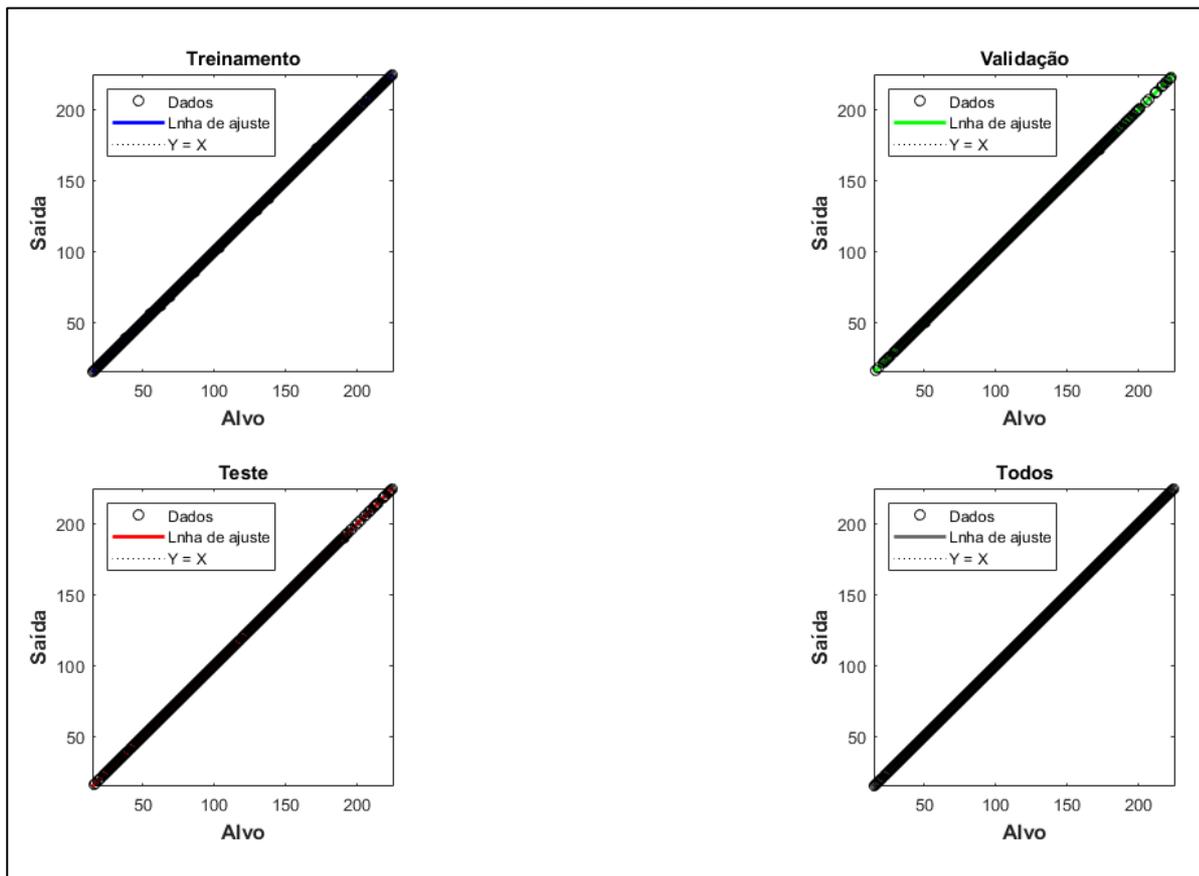


Figura 109 – Regressões da RNA selecionada para predição do intercepto coesivo dos resíduos aterrados

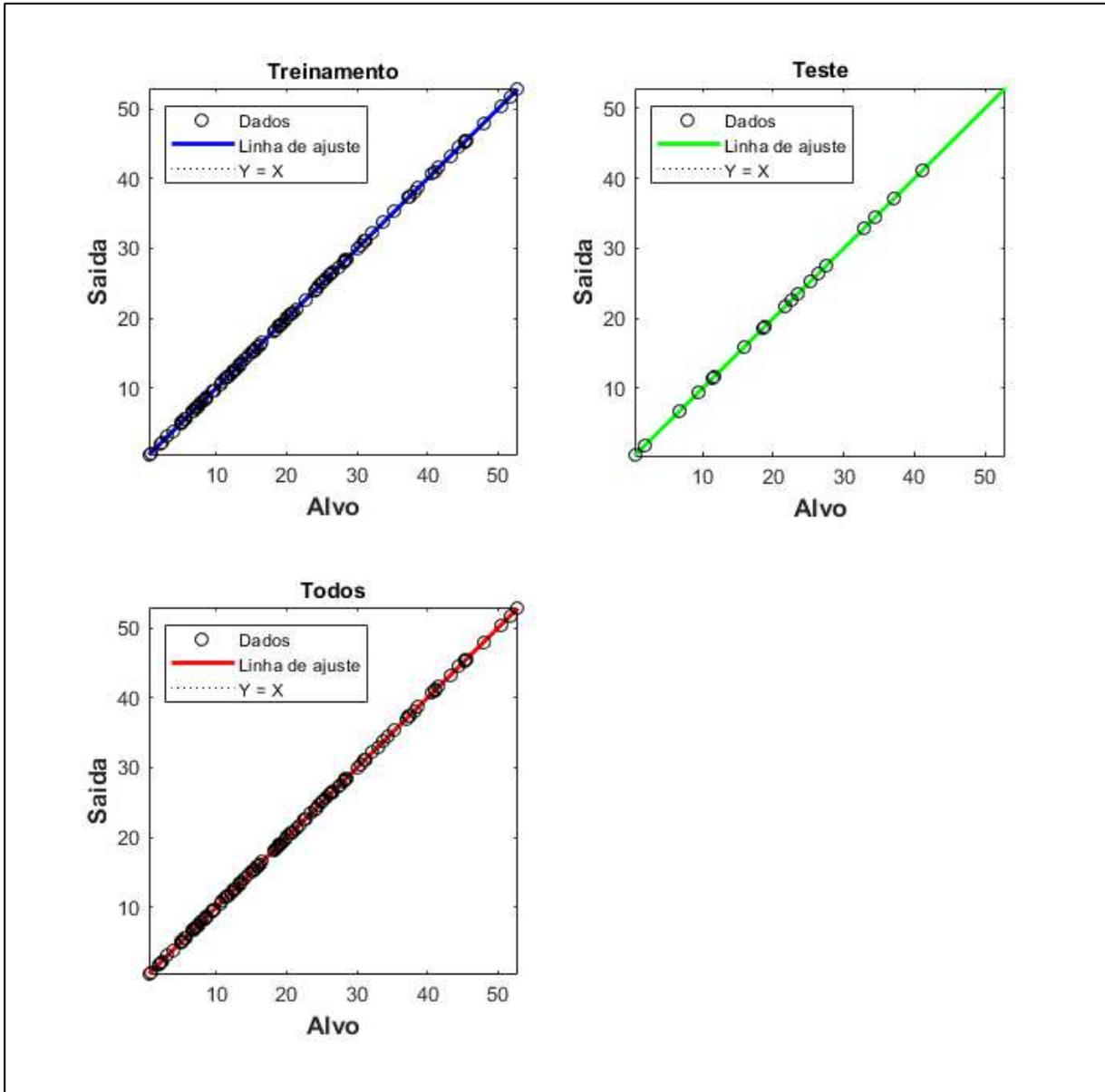


Figura 110 – Regressões da RNA selecionada para predição do ângulo de atrito dos resíduos aterrados

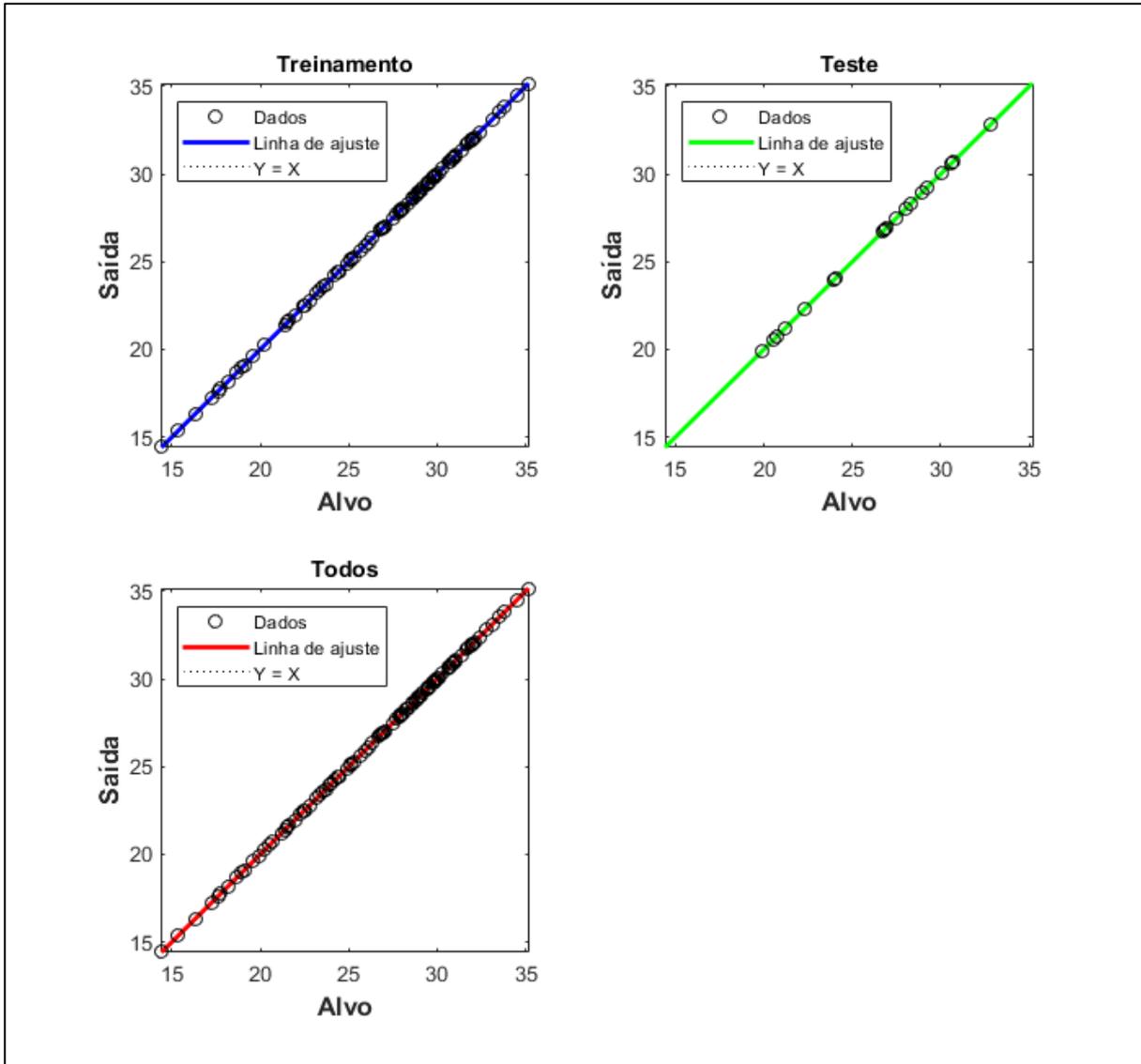
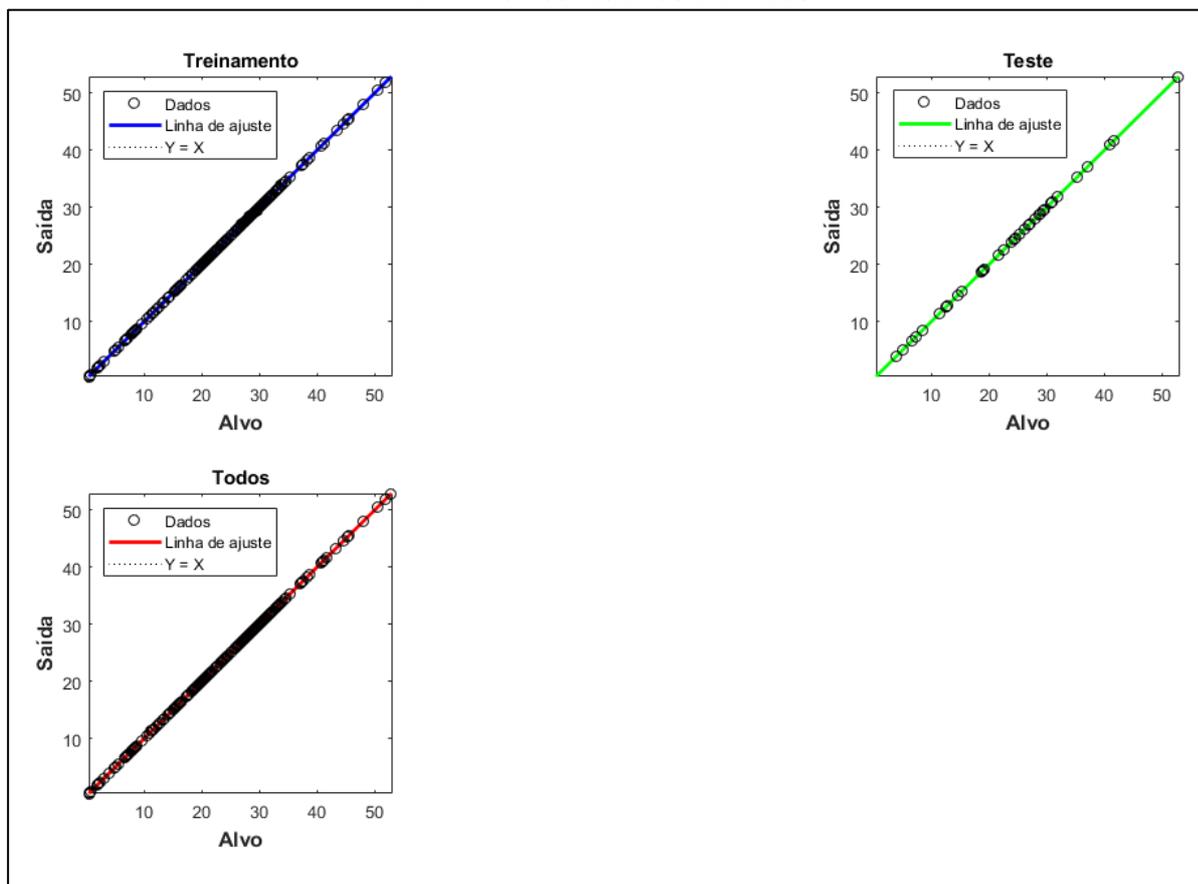


Figura 111 - Regressões da RNA selecionada para predição do intercepto coesivo e ângulo de atrito dos resíduos aterrados



4.5 Análise da estabilidade de taludes do Aterro Sanitário localizado em Campina Grande

Na literatura, a exemplo de Silva *et al.* (2019), Corrêa (2020) e Xi *et al.* (2021), as análises de estabilidade de taludes de aterros sanitários são realizadas considerando apenas as características dos resíduos, porém o subsolo (depósito natural) e a camada de base e cobertura também podem proporcionar a ruptura do aterro sanitário. Por isso, faz-se necessário verificar a condição de estabilidade do talude de aterros sanitários considerando as características dos resíduos, principal material que constitui o maciço sanitário, e dos demais materiais que são utilizados na cobertura e base do aterro sanitário, além do subsolo. Na Tabela 31 são apresentadas as características dos solos utilizados na camada de base e cobertura do ASCG. Vale ressaltar que, o solo utilizado na camada de cobertura do ASCG foi coletado no empreendimento, sendo caracterizado como depósito natural de solo ou subsolo do ASCG.

Tabela 31 – Características dos solos utilizados no ASCG

Propriedade	Característica do solo	
	Camada de base	Camada de cobertura (depósito natural)
Umidade higroscópica (%)	1,83	0,48
Pedregulho	1,26	12,55
Areia grossa	12,48	11,48
Granulometria (%)	20,36	8,21
Areia média	40,67	54,28
Areia fina	10,60	4,14
Silte	14,63	9,34
Argila		
Peso específico dos grãos (kN/m ³)	26	27,8
Limite de liquidez (%)	37	-
Limite de plasticidade (%)	28	-
Índice de plasticidade (%)	9	NP
Classificação SUCS	SC (Areia argilosa)	SF (Areia siltosa)
Teor de umidade ótimo (%)	16	10
Peso específico aparente seco máximo (kN/m ³)	18,83	14,50
Coefficiente de permeabilidade à água (m/s)	1,4x10 ⁻⁸	1,0x10 ⁻⁷
Intercepto coesivo (kPa)	1,7	7,8
Ângulo de atito	26	31

Ao analisar os dados descritos na Tabela 31, verifica-se que, quanto à permeabilidade à água, o subsolo e o solo da camada de base atendem os requisitos da NBR 13896 (ABNT, 1997), que recomenda valores inferiores a 10⁻⁷ e 10⁻⁸ m/s, respectivamente. Apesar da referida norma recomendar para a camada de cobertura um coeficiente de permeabilidade à água inferior ao do solo natural da área do aterro, o ASCG utiliza o solo natural como camada de cobertura, logo ambos terão a mesma permeabilidade. Entretanto, a permeabilidade à água e a espessura da camada de cobertura do ASCG são suficientes para evitar a infiltração de água, uma vez que não se observou a influência da precipitação nos níveis piezométricos no interior do maciço.

Quanto aos parâmetros de compactação, todos os solos possuem características adequadas para uso em aterro sanitário, pois estão dentro das faixas estabelecidas por Kabir e Taha (2004). Araújo (2017) constatou que a camada de cobertura do ASCG possui um grau de compactação superior a 95%. Vale ressaltar que não existe regulamentação nacional ou internacional que especifique a execução da camada de base e cobertura de aterros sanitários usando os parâmetros de compactação.

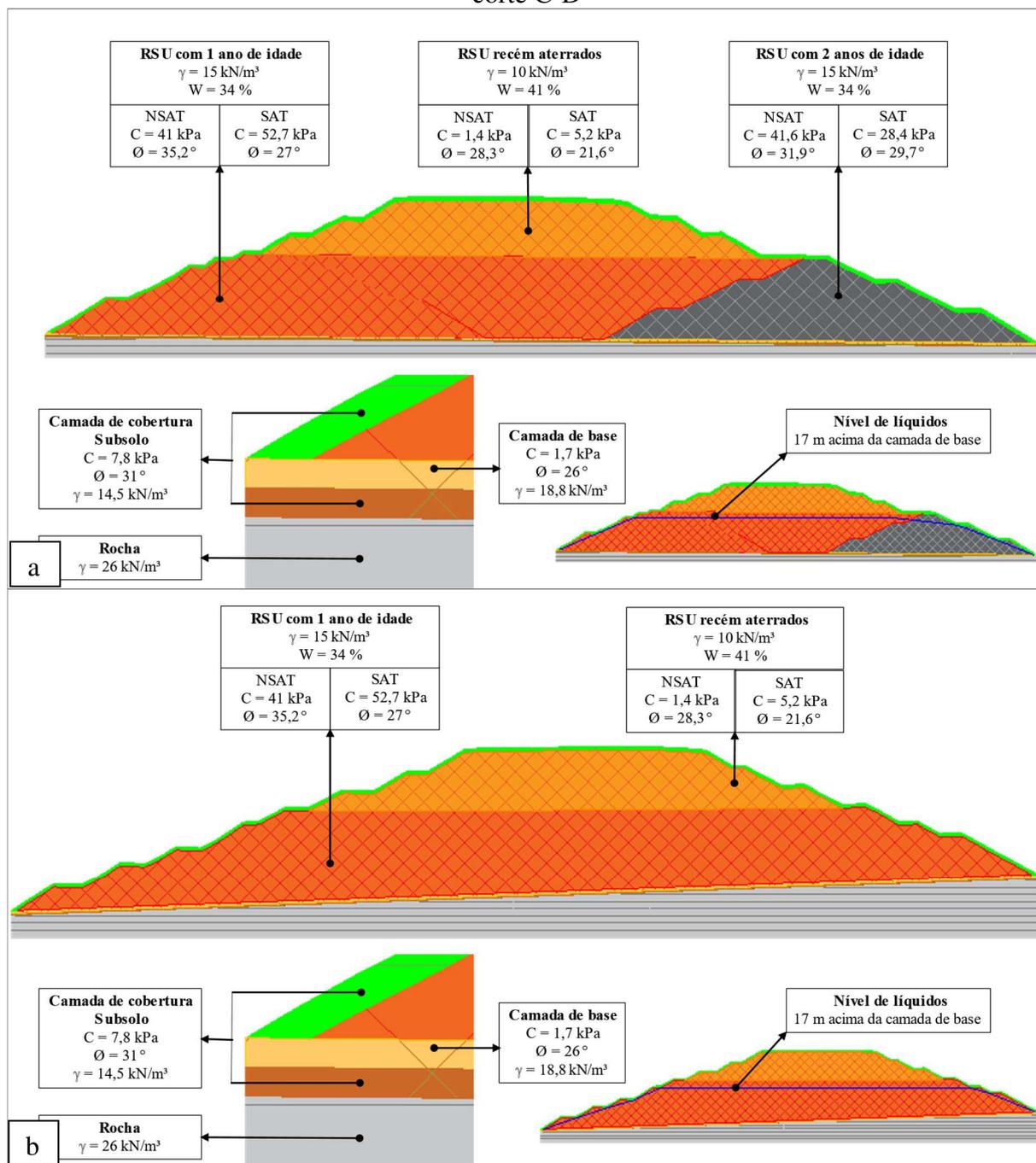
O solo da camada de base é classificado como SC (areia argilosa), conforme classificação do SUCS (ASTM D2487, 2011) e atende ao critério de classificação estabelecido pela CETESB (1993). Já o solo da camada de cobertura é classificado como SF (areia siltosa). Apesar de não atender a classificação proposta pela CETESB (1993), o solo utilizado na camada de cobertura, nas condições de compactação descritas, atende à permeabilidade exigida, principal fator verificado no desempenho dessa camada.

Os solos utilizados na camada de base e cobertura do ASCG apresentaram índice de plasticidade e limite de liquidez que não condiz com os valores recomendados pela USEPA (2004) e CETESB (1993). Como descrito anteriormente, tal fator não impossibilita o uso destes solos, sobretudo por atender aos critérios de permeabilidade previstos por NBR 13896 (ABNT, 1997).

A análise granulométrica dos solos estudados apresentou um percentual de grãos passantes na peneira de nº 200 (abertura de 0,075 mm) de 38,4% para o solo utilizado na base e de 25,5% para o solo utilizado na camada de cobertura do ASCG. Com esses resultados, observa-se que o solo utilizado na camada de base se enquadrava na recomendação da CETESB (1993), acima ou igual a 30%, para aterros sanitários. Quando comparado aos critérios da USEPA (2004), entre 30 e 50%, apenas o solo utilizado na camada de base encontra-se nos padrões de recomendação. É importante destacar que o percentual considerável de finos no solo contribuiu para uma menor permeabilidade de fluidos pela camada de cobertura de solo compactado.

A Figura 112 apresenta os parâmetros geotécnicos dos resíduos aterrados no ASCG que foram utilizados na análise de estabilidade dos taludes. Para determinação do intercepto coesivo e ângulo de atrito utilizou-se a RNA de código 40, que fornece, de forma simultânea, o valor dessas variáveis. Os valores de entrada utilizados na RNA foram selecionados conforme características dos resíduos, sendo 10 kN/m³ e 15 kN/m³ o valor mínimo e máximo, respectivamente, do peso específico considerado na RNA e 35% e 65% o valor mínimo e máximo, respectivamente, da umidade de moldagem considerada na RNA.

Figura 112 – Parâmetros utilizados na análise de estabilidade do ASCG: (a) corte A-B; (b) corte C-D



Verifica-se, na Figura 112, que os parâmetros de resistência em uma mesma seção apresentam uma amplitude de variação significativa. O intercepto coesivo, por exemplo, variou de 1,4 a 52,7 kPa. O ângulo de atrito variou de 21,6 a 35,2°. Devido aos processos de transformações que ocorrem nos resíduos, é esperado que estes parâmetros se alterem ao longo do tempo e estas mudanças devem ser consideradas na análise de estabilidade de taludes.

Daciolo *et al.* (2019), verificou, em um estudo bibliográfico, que o intercepto coesivo dos RSU apresentou um coeficiente de variação de 85% e o ângulo de atrito de 47%. Ainda conforme os autores, nos resultados obtidos apenas pelo ensaio de cisalhamento direto, o coeficiente de variação reduziu para 72% e 45%, respectivamente. Mesmo com elevada variabilidade dos parâmetros de resistência, projeto de aterros sanitários são elaborados com dados da literatura. Este cenário evidencia a necessidade de obter parâmetros de resistência condizentes com as características dos resíduos, sendo os modelos não constitutivos uma alternativa viável para obtenção dessas variáveis.

Os resultados obtidos na análise de estabilidade de taludes para as seções do ASCG permitiram avaliar a segurança do Aterro Sanitário em dois cenários distintos, um com o maior nível piezométrico monitorado na Célula e, o outro sem a presença de líquidos no interior da Célula. Os fatores de segurança obtidos estão descritos na Tabela 32.

Tabela 32 – Valores do fator de segurança das seções do ASCG

Seção	Nível piezométrico (m)	FS
A-X	0	2,88
B-X		3,05
C-X		3,16
D-X		2,56
A-X	17	1,81
B-X		1,89
C-X		2,18
D-X		2,15

Conforme a NBR 11682 (ABNT, 2009), um talude estável apresenta um fator de segurança (FS) igual ou superior a 1,5. A região com maior FS, seja na presença ou ausência de líquidos, corresponde a seção C-X. Esta seção possuiu as menores inclinações dos taludes, o que favoreceu um maior FS. Cirolini *et al* (2020) também constataram que as pequenas diferenças na geometria dos perfis, principalmente encostas com maior comprimento de vertente e ausentes de patamares intermediários/canais de escoamento, impactam diretamente no Fator de Segurança (FS) do aterro sanitário.

Os resultados observados na Tabela 32 mostram a importância do nível de lixiviado no interior da Célula, conduzindo a fatores de segurança inferiores aos recomendados pela NBR 11682 (ABNT, 2009). A presença de uma lâmina de 17 m de líquidos no ASCG proporcionou uma redução de até 60% no FS. Rocha *et al.* (2019) também verificaram uma redução do FS no Aterro Sanitário de João Pessoa, conforme aumento do nível de lixiviado. Yamawaki *et al.* (2017) afirmam que o teor de umidade do material e/ou o aumento do nível piezométrico do aterro sanitário pode ocasionar um menor FS.

Os menores FS foram verificados nas seções em que há nível piezométrico. Isso pode ser atribuído à redução do efeito da sucção e, conseqüente, a queda na resistência ao cisalhamento causada pelo aumento nas pressões de água nos poros. Logo, quanto maior o nível de lixiviado, maior será a probabilidade de ruptura de taludes no ASCG.

Mesmo com a redução dos FS, quando considerada a presença de líquidos, todos os cenários analisados podem ser classificados com estáveis. Para Borgatto (2010) taludes com inclinações suaves e com bermas, promovendo a descontinuidade das seções, reduz às cargas verticais e dispersa as poropressões.

O maior FS foi observado na seção C-X, talude composto majoritariamente por resíduos com 1 ano de idade e que possuiu o maior valor do intercepto coesivo e do ângulo de atrito. A estabilidade do aterro está intimamente relacionada ao comportamento geotécnico dos RSU. Porém, para avaliar a estabilidade de taludes de aterro é necessário levar em consideração as alterações físicas, químicas e biológicas que ocorrem nos RSU ao longo do tempo. Por isso, a necessidade de obtenção fácil, porém fidedigna, dos parâmetros de resistência.

Devido à incerteza das propriedades dos resíduos, existem dificuldades e desafios na seleção dos valores adequados para uso no projeto de aterros sanitários. Esses problemas se devem à heterogeneidade dos resíduos, método empregado para coleta dos parâmetros de resistência e incompatibilidade de tensões entre os resíduos e seus materiais subjacentes (DE STEFANO *et al.*, 2016; JAHANFAR *et al.*, 2017). Na verdade, os RSU é um sistema de materiais heterogêneos que, mesmo quando em um aterro específico, suas fases e componentes são altamente variáveis. Este fenômeno pode ser observado na Figura 112 que ilustra as características dos perfis analisados do ASCG.

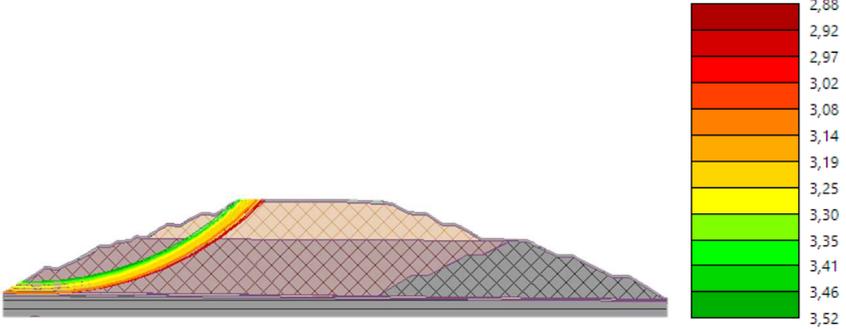
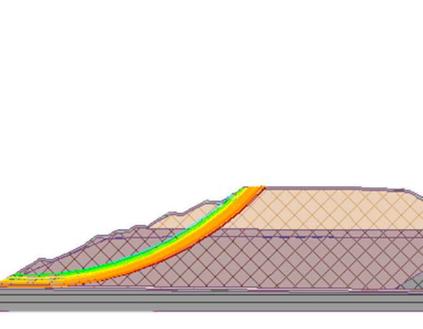
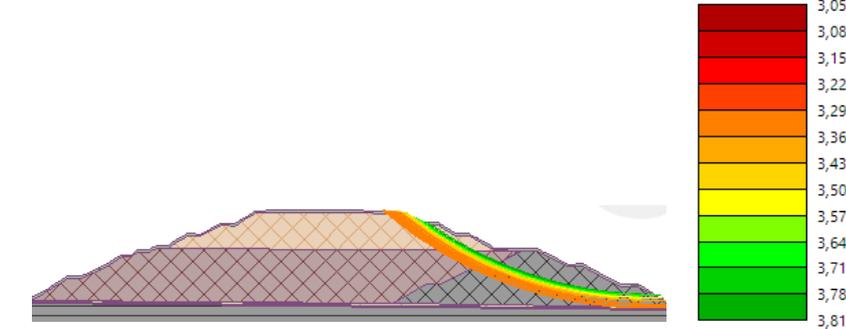
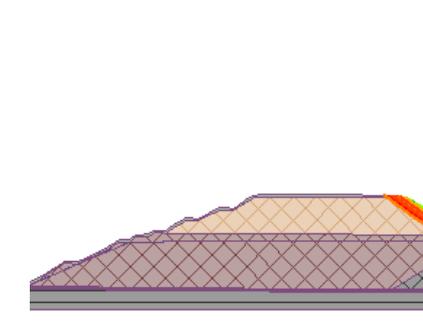
As análises realizadas na Célula do ASCG levaram em consideração a variabilidade das características dos resíduos o que embasa a possibilidade de alteamento da Célula, desde que os líquidos sejam devidamente drenados. Simulações com alturas maiores não foram realizadas por limitação da geometria da Célula. Logo, para realizar o alteamento da Célula faz-se

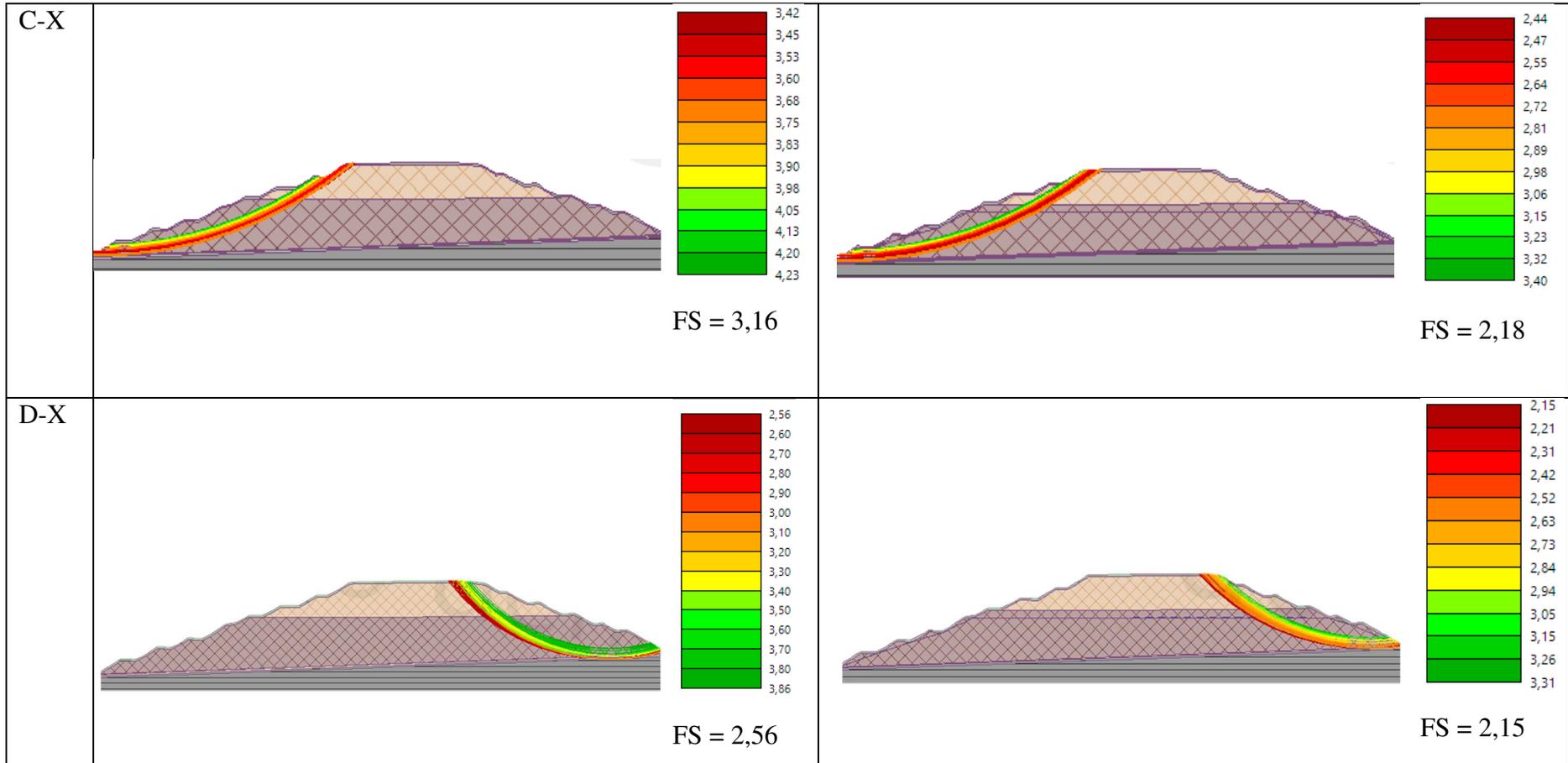
necessário, primeiro, aumentar a área da base do Aterro Sanitário e, conseqüentemente, a área no platô superior, para então iniciar o processo de alteamento da Célula com disposição de novos resíduos.

Conforme Sheng *et al.* (2021), a expansão vertical de um aterro sanitário depende do nível de lixiviado existente no aterro. Para os autores, é difícil administrar a drenagem de lixiviado apenas pelo sistema de drenagem no fundo de um aterro, principalmente para aterros com alto teor de matéria orgânica, como constatado no ASCG. Para reduzir o nível de lixiviado, as drenagens podem ser realizadas no decorrer do aterro, possibilitando dessa forma a expansão do Aterro Sanitário. As instalações de drenagem de lixiviado comumente utilizadas incluem, principalmente, poços verticais (KE *et al.*, 2018) e trincheiras horizontais (YE *et al.*, 2016).

No Quadro 11 é possível observar as superfícies de rupturas e o fator de segurança de cada seção dos ASCG investigada.

Quadro 11 – Superfícies de rupturas

Seção o	Sem nível piezométrico	17 m de nível
A-X	 <p style="text-align: center;">FS = 2,88</p>	
B-X	 <p style="text-align: center;">FS = 3,05</p>	



Conforme apresentado no Quadro 11, todas as superfícies críticas de rupturas iniciam-se na crista do talude e finalizam-se no pé do talude do ASCG. Caso ocorra rupturas em qualquer das seções analisadas, ocorrerá movimentos de massa e, conseqüentemente, danos ambientais, sociais e econômicos. Grandes falhas em taludes de aterros sanitários, conforme demonstrado por Merry *et al.*, 2005 e Kolsch *et al.*, 2005 no Aterro de Payatas nas Filipinas e no Aterro Sanitário Bandung na Indonésia, respectivamente, levaram a perdas de vidas. Por isso, a avaliação da estabilidade da massa de resíduos deve ser realizada constantemente, reduzindo assim os riscos para os funcionários do aterro e para o público em geral.

Apesar das análises de estabilidade considerarem a camada de cobertura, base e subsolo do ASCG, verifica-se, no Quadro 11, que todas as superfícies potenciais de rupturas envolvem os resíduos, mesmo os demais elementos possuindo parâmetros de resistência inferiores aos dos RSU. Mesmo assim, a caracterização dos solos é de fundamental importância para qualquer análise de estabilidade, pois as camadas de subsolos, solo de cobertura e base podem auxiliar a formação de planos de cisalhamento preferenciais.

Os resultados obtidos nestas análises refletem o comportamento do ASCG, a luz das amostras coletadas no próprio aterro que passaram por ensaios de campo e laboratoriais, e integraram os modelos constitutivos e não constitutivos para obtenção dos parâmetros de resistência ao cisalhamento. Neste sentido, outras células podem ser construídas com configurações semelhantes a investigada, uma vez que, os fatores de segurança terão a mesma ordem de grandeza dos obtidos neste estudo.

5. CONCLUSÕES

- A fração de material misto representa a maior porcentagem, em termo gravimétrico, dos materiais depositados no Aterro Sanitário em todas as idades de aterramento.
- O percentual de material misto aumentou quando comparada a composição dos resíduos recém aterrados com a de 2 anos de aterramento indicando que há degradação e transformação dos resíduos em partículas menores.
- Ocorreu uma diminuição no tamanho das partículas conforme aumento da idade de aterramento dos resíduos. Quando maior a idade de aterramento, maior o percentual de finos.
- O peso específico elevado dos resíduos com 1 e 2 anos de aterramento foi influenciado pelo método operacional do Aterro Sanitário, espessura da camada de cobertura final, compressão e consolidação da massa dos resíduos, assim como, pela presença de fragmentos de rochas na massa de resíduos.
- A umidade dos resíduos diminuiu ao longo do tempo e apesar dessa característica retardar os processos biodegradativos, uma vez que não haverá o fluxo adequado de enzimas no ambiente e não ocorrerá a diluição de materiais tóxicos, ela favorece a estabilidade dos taludes.
- O processo biodegradativo no Aterro Sanitário em Campina Grande ocorreram de forma acelerada, favorecendo a rápida estabilização dos taludes e a não ocorrência de recalques acentuados. Esse comportamento é favorecido pelas condições operacionais do Aterro Sanitário e climáticas da região.
- Os resíduos depositados no Aterro Sanitário em Campina Grande têm uma elevada atividade microbiológica, atingindo as características de aterro com idade superior a 5 anos no primeiro ano de operação. Essa condição favorece a estabilização do Aterro Sanitário em um curto espaço de tempo, proporcionando a disposição de novos resíduos sem comprometer a estrutura do maciço.
- A resistência ao cisalhamento de amostras de RSU aumenta com o aumento da tensão normal devido ao aumento no contato entre as partículas de RSU.
- A resistência ao cisalhamento dos RSU é melhorada com o envelhecimento, uma vez que os componentes orgânicos do RSU se degradam e a proporção de componentes fibrosos aumentam, o que leva a um maior aumento da resistência ao cisalhamento.

- A saturação dos resíduos reduz a resistência ao cisalhamento e a variação da umidade dos resíduos, até 64%, não compromete a resistência ao cisalhamento.
- Todos os modelos obtidos no planejamento fatorial apresentaram um bom ajuste e são capazes de prever a tensão cisalhante dos RSU com várias idades, umidades e tensões normais sob condição inundada ou não inundada.
- As RNA desenvolvidas e selecionadas para determinação dos parâmetros de resistência ao cisalhamento dos resíduos são boas preditoras e podem ser utilizadas na análise da estabilidade dos taludes de Aterros Sanitários.
- Os modelos desenvolvidos e selecionados para determinação dos parâmetros de resistência dos resíduos são bons preditores, com relação aos dados testados, e podem ser utilizados para análise da estabilidade dos taludes de Aterros Sanitários.
- Devido à grande heterogeneidade e variações das características e condições impostas aos resíduos ao longo do tempo, é necessário cautela nos projetos de aterros sanitários. A estabilidade dos taludes é afetada devido a essas alterações e, conseqüentemente, o fator de segurança. No ASCG todos os taludes analisados apresentaram fatores de segurança superiores a 1,5.

REFERÊNCIAS

ABBAS, A. A.; JINGSONG, G.; PING, L. Z.; YA, P. Y.; AL-REKABI, W. S. Review on landfill leachate treatments. **American Journal of Applied Sciences**, [s. l.], v. 6, n. 4, p. 672-684, 2009.

ABREU, Ricardo Coelho de. **Compressibilidade de maciços sanitários**. 2000. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Escola Politécnica de São Paulo, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2000.

ABREU, Ana Elisa Silva de. **Investigação geofísica e resistência ao cisalhamento de resíduos sólidos urbanos de diferentes idades**. 2015. Tese (Doutorado em Ciências) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2015.

ABREU, A. E. S.; VILAR, O. M. Influence of composition and degradation on the shear strength of municipal solid waste. **Waste Management**, [s. l.], v. 68, p.263-274, 7 jun. 2017.

AESA - Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba. **Monitoramento**

AGÊNCIA EXECUTIVA DE GESTÃO DAS ÁGUAS DO ESTADO DA PARAÍBA. AESA: **Meteorologia** – Chuvas. Campina Grande: AESA. Disponível em: <http://www.aesa.pb.gov.br/aesa-website/meteorologia-chuvas/?formdate=2019-08-30&produto=municipio&periodo=anual>. Acesso em: 1 ago. 2019.

AGENCY OF TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY. ATSDR: **Landfill Gas Primer** - An Overview for Environmental Health Professionals. Atlanta, GA: ATSDR. Disponível em: <https://www.atsdr.cdc.gov/HAC/landfill/html/toc.html>. Acesso em 1 ago. 2019.

AGUIAR, Adriana Briggs. **O emprego do permeâmetro Guelph na determinação da permeabilidade do solo, de camadas de lixo e sua cobertura**. 2001. Dissertação (Mestrado em Ciências em Engenharia Civil) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2001.

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

ALCÂNTARA, Perboyre Barbosa. **Avaliação da Influência da Composição de Resíduos Sólidos Urbanos no Comportamento de Aterros Simulados**. 2007. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2007.

ALCÂNTARA, Perboyre Barbosa; JUCÁ, José Fernando Thomé. Recalque em aterros: influência da composição dos resíduos sólidos urbanos, do clima e da biodegradação. **Geotecnia**, [s. l.], v. 118, p. 15-42, 2010.

ALIDOUST, P.; KERAMATI, M.; SHARIATMADARI, N. Laboratory studies on effect of fiber content on dynamic characteristics of municipal solid waste. **Waste Management**, v. 76, p. 126-137, 2018.

ALIDOUST, Pourya *et al.* Prediction of the shear modulus of municipal solid waste (MSW): An application of machine learning techniques. **Journal of Cleaner Production**, v. 303, p. 127053, 2021.

ALONSO, E.E.; GENS, Antonio; HIGHT, David. Special Problem Soils. General Report. In: EUROPEAN CONFERENCE OF SOIL MECHANICS AND FOUNDATION ENGINEERING, 9, 1987. Dublin. **Anais [...]**. 1087-1146.

ALVES, Ingrid Roberta de França Soares. **Análise experimental do potencial de geração de biogás em resíduos sólidos urbanos**. 2008. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2008.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. APHA: **Standard Methods for Examination of Water and Wastewater**. 22 ed. APHA, AWWA and WEF. 2017.

AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS. **ASTM D2487**: Standard Practice for Classification of Soils for Engineering Purposes (Unified Soil Classification System). West Conshohocken: ASTM International, 2011.

_____. **ASTM D3080**: Standard test method for direct shear test of soils under consolidated drained conditions. West Conshohocken, PA: ASTM International, 2011.

ANDRADE, Samara Ferreira Andrade. **Aplicação da técnica de recirculação de chorume em aterros tropicais – Estudo de caso do Aterro Sanitário Metropolitano Centro (ASMC)**. 173 p., Dissertação (Mestrado) – Escola Politécnica, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2014.

ANDRADES, Silvana Alves de. **Estudo do fator de segurança de um aterro sanitário tipo convencional comparando com um aterro sanitário tipo encosta**. 2018. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal Tecnológica do Paraná, Curitiba, 2018.

ANDRIOTTI, J. L. S. **Fundamentos de estatística e geoestatística**. São Leopoldo: Unisinos, 2003.

ARABAMERI, M.; JAVID, A.; ROUDBARI, A. Artificial neural network (ANN) modeling of cod reduction from landfill leachate by the ultrasonic process. **Environment Protection Engineering**, v. 43, n. 1, 2017.

ARAÚJO, Elaine Patrícia. **Estudo do comportamento de bactérias aeróbias e anaeróbias totais na biodegradabilidade de resíduos sólidos urbanos da cidade de Campina Grande-PB**. 2011. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2011.

ARAÚJO, Elias de Moura; BANDEIRA, Josué de Paula. **Previsão de ICMS por Rede Neural Backpropagation**. 2019. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação). Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Goiás. Inhumas. 2019.

ARAÚJO, Liz Geise Santos *et al.* Análise temporal de parâmetros ambientais do lixiviado do aterro sanitário de Maceió-AL, Brasil. **Research, Society and Development**, [s. l.]. v.9, n.7, 2020.

ARAUJO NETO, C. L.; NOBREGA, B. M. A. ; REIS, R. F. ; MONTEIRO, V. E. D. ; PAIVA, W. . Estudo Da Compactação De Resíduos Sólidos Urbanos Da Cidade De Campina Grande - Pb. In: CONGRESSO TÉCNICO CIENTÍFICO DA ENGENHARIA E DA AGRONOMIA, 2015. Fortaleza. **Anais [...]**. Fortaleza, 2015

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

ARAÚJO NETO, C. L.; VIEIRA, E. M. S.; NOBREGA, B. M. A.; GURJAO, R. I. L.; AMORIM, A. M. A.; PAIVA, W. Avaliação do comportamento dos recalques em células de aterros sanitários. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOLOGIA DE ENGENHARIA E AMBIENTAL, 16., 2018, São Paulo. **Anais [...]**. São Paulo: CBGEA, 2018.

ARAÚJO NETO, C. L.; GURJAO, R. I. L.; SILVA, J. H. G.; OLIVEIRA, J. K. L.; TRINDADE, J. R.; PAIVA, W. Análise Dos Deslocamentos Verticais Ocorridos Em Um Aterro Sanitário Em Fase De Operação. In: FÓRUM INTERNACIONAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS, 10, 2019. João Pessoa. **Anais [...]**. 2019.

ARAUJO, P. da S. **Análise do desempenho de um solo compactado utilizado na camada de cobertura de um aterro sanitário**. 2017. 138 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de Campina Grande, Paraíba, Brasil, 2017

ARRUDA, A.; TEIXEIRA, A.; MANDELLI, S.; PESSIN, N.; SILVA, A. Estudo do comportamento de parâmetros físico-químicos relacionados ao processo de estabilização de resíduos sólidos urbanos no sistema de remediação de São Giacomó-Caxias do Sul – RS. In: CONGRESSO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 18., 1995 Salvador. **Anais [...]**. Salvador: ABES, 1995.

ARTERO, A.O. **Inteligência Artificial Teórica e Prática**. São Paulo: Livraria da Física, 2009.

ASADI, M., SHARIATMADARI, N., KARIMPOUR-FARD, M., NOORZAD, A. Validation of hyperbolic model by the results of triaxial and direct shear tests of municipal solid waste. **Geotechnical and Geological Engineering**, v. 35, n. 5, p. 2003-2015, 2017.

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

_____. **ABNT NBR 14545**: Determinação do Coeficiente de Permeabilidade de Solos Argilosos a Cargas Variáveis - Solos. Rio de Janeiro: ABNT, 2021.

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

_____. **ABNT NBR 6508:** Solo – Determinação da massa específica. Rio de Janeiro: ABNT, 1984.

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

_____. **ABNT NBR 9604:** abertura de poço e trincheira de inspeção em solo, com retirada de amostras deformadas e indeformadas – procedimento. Rio de Janeiro: ABNT, 2016.

_____. **ABNT NBR 10007:** Amostragem de Resíduos. Rio de Janeiro: ABNT, 2004.

_____. **ABNT NBR 11682:** Estabilidade de encostas. Rio de Janeiro: ABNT, 2009.

_____. **ABNT NBR 13292:** Solo - Determinação do coeficiente de permeabilidade de solos granulares à carga constante - Método de ensaio. Rio de Janeiro: ABNT, 2021.

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

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

_____. **ABNT NBR 6457:** Amostras de solo - preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização método de ensaio. Rio de Janeiro: ABNT, 2016.

_____. **ABNT NBR 7181:** Solo - análise granulométrica. Rio de Janeiro: ABNT, 2016.

_____. **ABNT NBR 7182:** Solo - ensaio de compactação – método de ensaio. Rio de Janeiro: ABNT, 2016.

_____. **ABNT NBR 8419:** Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos. Rio de Janeiro: ABNT, 1996.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE RESÍDUOS SÓLIDOS E LIMPEZA PÚBLICA. ABLP: Curso: Aterros Sanitários – Licenças/Projetos/Operação - Estabilidade de Aterros Sanitários. São Paulo: ABLP, 2011.

AUGENSTEIN, D.; PACEY, J. Modelling landfill methane generation. *In: INTERNATIONAL LANDFILL SYMPOSIUM*, 3., 1991, Sardenha, Itália. **Anais [...]**. Sardenha: 1991. v. 1, p.115-148.

AYUBA, K. A.; MANAF, L. A.; SABRINA, A. H.; AZMIN, S. W. N. Current Status of Municipal Solid Waste Management Practise in FCT Abuja. **Research Journal of Environmental and Earth Sciences**, [s. l.], v. 5, n. 6, p. 295-304, 20 jun. 2013.

AZEVEDO, R. F.; CARVALHO, A.; AZEVEDO, I.; MARQUES, E. Variação com a idade de características dos resíduos do aterro sanitário de Santo André, São Paulo. *In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOTECNIA AMBIENTAL*, 5, 2003. Porto Alegre. **Anais [...]**.

BABU, G. L. S.; LAKSHMIKANTHAN, P. Estimation of the components of municipal solid waste settlement. **Waste Management & Research**, [s. l.], v. 33, n. 1, p. 30-38, jan. 2015.

BAE, W.; KWON, Y. Consolidation settlement properties of seashore landfills for municipal solid wastes in Korea. **Marine Georesources & Geotechnology**, [s. l.], v. 35, n. 2, p. 216-225, 14 dez. 2015.

BAGHERI, Majid *et al.* Modeling of a sequencing batch reactor treating municipal wastewater using multi-layer perceptron and radial basis function artificial neural networks. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 93, p. 111-123, 2015.

BAREITHER, Christopher A.; BENSON, Craig H.; EDIL, Tuncer B. Effects of waste composition and decomposition on the shear strength of municipal solid waste. **Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering**, v. 138, n. 10, p. 1161-1174, 2012.

BAREITHER, Christopher A.; BENSON, Craig H.; EDIL, Tuncer B. Compression of municipal solid waste in bioreactor landfills: Mechanical creep and biocompression. **Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering**, v. 139, n. 7, p. 1007-1021, 2013.

BARROS NETO, Benício; SCARMINIO, Ieda Spacino; BRUNS, Roy Edward. Como Fazer Experimentos-: Pesquisa e Desenvolvimento na Ciência e na Indústria. Bookman Editora, 2010.

BATISTA, H. P. **Desenvolvimento de Diretrizes para Monitoramento Geotécnico e Plano de Contingência/Emergência em Aterros Sanitários**. 2010. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2010.

BEHERA, Shishir Kumar; MEHER, Saroj Kumar; PARK, Hung-Suck. Artificial neural network model for predicting methane percentage in biogas recovered from a landfill upon injection of liquid organic waste. **Clean Technologies and Environmental Policy**, v. 17, n. 2, p. 443-453, 2015.

BENSON, Craig H. Characteristics of gas and leachate at an elevated temperature landfill. In: GEOTECHNICAL FRONTIERS 2017, 9, 2017. **Anais [...]**. p. 313-322.

BENVENUTO C. Monitoramento Geotécnico e a Estabilidade dos Aterros Sanitários. **Revista Limpeza Pública**, [s. l.], n. 77, p. 28-45, abr./jun. 2011.

BENVENUTO, C. **Concepção, projeto, implantação, operação, monitoramento e encerramento de Aterros Sanitários para Resíduos Sólidos Urbanos**. Curso de capacitação técnica (Aula Base). Belo Horizonte: Fundação Estadual do Meio Ambiente – FEAM/ MG, 2007.

BENVENUTO, C.; CUNHA, M. A. Escorregamento em massa de lixo no Aterro Sanitário Bandeirantes em São Paulo. In: SIMPÓSIO SOBRE BARRAGENS DE REJEITO E DISPOSIÇÃO DE RESÍDUOS, 2, 1991. Rio de Janeiro. **Anais [...]**. Rio de Janeiro, 55-66, 1991.

BEZERRA, Daniel Epifânio. **Redes Neurais Artificiais para determinação da composição de resíduos sólidos urbanos**. 2020. 62f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental) - Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2020.

BIDONE, F. R. A.; POVINELLI, J. **Conceitos básicos de resíduos sólidos**. 1. ed. São Carlos: EESC/USP, 1999. 109p.

BISHOP, A. W. The use of the slip circle in the stability analysis of slopes. **Geotechnique**, [s. l.], v. 5, n. 1, p. 7-17, mar. 1955.

BJARNGARD, A.; EDGERS, L. Settlement of municipal solid waste landfills. *In: THE ANNUAL MADISON WASTE CONFERENCE*, 13., 1990, University of Wisconsin. **Anais [...]**.University of Wisconsin: 1990.

BLIGHT, G. Slope failures in municipal solid waste dumps and landfills: a review. **Waste Management & Research**, [s. l.], v. 26, n. 5, p.448-463, nov. 2008.

BOCKREIS, Anke; STEINBERG, Iris. Emission mechanisch-biologisch behandelter Abfälle bei der Deponierung–eine Bilanz aus Langzeitversuchen. **Kühle-Weidemeier (ed.): Abfallforschungstage**, p. 117-127, 2004.

BONAPARTE, Rudolph; BACHUS, Robert C.; GROSS, Beth A. Geotechnical Stability of Waste Fills: Lessons Learned and Continuing Challenges. **Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering**, v. 146, n. 11, p. 05020010, 2020.

BORBA, Silvia Mary Pereira. **Análise de modelos de geração de gases em aterros sanitários: estudo de caso**. 2006. Dissertação (Mestre em Ciências em Engenharia Civil) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2006.

BORGATTO, André Vinícius Azevedo. **Estudo do efeito fibra e da morfologia na estabilidade de aterros de resíduos sólidos urbanos**. 2006. Dissertação (Mestrado em Ciências em Engenharia Civil) - Universidade Federal do Rio De Janeiro, Rio de Janeiro, 2006.

BORGATTO, André Vinícius Azevedo. **Estudo das Propriedades Geomecânicas de Resíduos Sólidos Urbanos Pré-tratados**. 2010. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2010.

BORGES, Aline Ramos. **Modelagem em Experimentos Fatoriais Replicados para Melhoria de Processos Industriais Têxteis**. 2014. Tese (Doutorado em Engenharia de Produção) – Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2014.

BORGES, B. L. M. **Simplificando a estatística: coletânea de textos e exercícios didáticos**. Campina Grande: EDUEP, 2003.

BOSCOV, M. E. G.; ABREU, R. C. Aterros sanitários. *In: HACHICH, W. C. (Org.) Previsão de Desempenho–Comportamento Real–Aterros Sanitários, Taludes, Túneis, Fundações, Aterros Sobre Solos Moles*. São Paulo: Associação Brasileira de Mecânica dos Solos e Engenharia Geotécnica- ABMS/NRSP, 2000. p. 7-44.

- BOSCOV, M. E. G. **Geotecnia ambiental**. 1 ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2008. 248p.
- BRAGA, Fabiano de Vargas Arigony. **Estimativa dos parâmetros da resistência do solo ao cisalhamento através de Pedotransferência**. 2014. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria. 2014
- BRASIL Política Nacional de Resíduos Sólidos, Lei n 12.305, de 2 de agosto de 2010. Presidência da República, **Departamento da Casa Civil**. Brasília, 2010.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Plano Nacional de Resíduos Sólidos**. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2012. 109p.
- BRAY, Jonathan D. *et al.* Shear strength of municipal solid waste. **Journal of geotechnical and geoenvironmental engineering**, v. 135, n. 6, p. 709-722, 2009.
- BRUNE, Mathias *et al.* Incrustation problems in landfill drainage systems. In: LANDFILLING OF WASTE: BARRIERS, 36, 2020. **Anais [...]**. CRC Press. p. 569-605.
- BURNHAM, Kenneth P.; ANDERSON, David R. Multimodel inference: understanding AIC and BIC in model selection. **Sociological methods & research**, v. 33, n. 2, p. 261-304, 2004.
- BUYUKADA, M. Co-combustion of peanut hull and coal blends: Artificial neural networks modeling, particle swarm optimization and Monte Carlo simulation. **Bioresource Technology**, [s. l.]. v. 216, p. 280–286, 2016.
- CALDAS, Á. S. Produção de Metano em Aterros Sanitários: Influência de diferentes métodos operacionais na geração de metano no Aterro Sanitário Metropolitano Centro, Salvador – BA. 2017. Tese (Doutorado) – Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2017.
- CALLE, J. A. C. **Comportamento Geomecânico de Resíduos Sólidos Urbanos**. 2007. Tese (Doutorado em Ciências em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro. 2007.
- CAMPI, T. **Estabilidade geotécnica de maciços de resíduos sólidos**. São Carlos, SP. 14 ago. 2017. Apresentação em slides. 71 slides. Simpósio Sobre Resíduos Sólidos, 2017.
- CAPELO NETO, José. **Estudo Quanti-Qualitativo do Percolado Gerado no Aterro Sanitário Oeste, em Caucaia, Ceará**. 1999. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos/Saneamento Ambiental) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 1999.
- CARVALHO, Miriam de Fátima. **Comportamento mecânico de Resíduos Sólidos Urbanos**. 1999. Tese (Doutorado em Geotecnia) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1999.
- CASTILHOS JR., A. B. (coord). **Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte**. Rio de Janeiro: ABES, Projeto PROSAB, 2003. 288p.
- CASTRO, Leandro Vida Pinheiro de. **Avaliação do comportamento do nível d'água em barragem de contenção de rejeito alteada a montante**. 2008. Dissertação (Mestrado em Engenharia) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2008.

CATAPRETA, C. A. A.; SIMOES, G. F. Monitoramento ambiental e geotécnico de aterros sanitários. In: Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental, 7., 2016, Campina Grande. **Anais** [...]. Campina Grande: 2016.

CATAPRETA, C. A. A.; SIMÕES, G. F.; MARTINS, H. L. ; BATISTA, H. P. Avaliação da Compactação de Resíduos Sólidos Dispostos no Aterro Sanitário da BR 040 em Belo Horizonte - MG. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOTECNIA AMBIENTAL, 5., 2003, Porto Alegre. **Anais** [...]. Porto Alegre: ABMS, 2003.

CATAPRETA, Cícero Antônio Antunes. **Comportamento de um aterro sanitário experimental**: avaliação da influência do projeto, construção e operação. 2008. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2008.

CEPOLLINA, M.; KAIMOTO, L. S. A.; MOTIDOME, M. J.; LEITE, E. F. Monitoramento em Aterros Sanitários durante a Operação: Desempenho Mecânico e Ambiental. In: SEMINÁRIO SOBRE RESÍDUOS SÓLIDOS, 2004, São Paulo. **Anais** [...]. ABGE: São Paulo, 2004.

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

CHAI, T.; DRAXLER, R. R. Root mean square error (RMSE) or mean absolute error (MAE)?– Arguments against avoiding RMSE in the literature. **Geoscientific model development**, [s. l.]. v. 7, n. 3, p. 1247-1250, 2014.

CHEN, R.; LEI, W. D.; LI, Z. H. Anisotropic shear strength characteristics of a tailings sand. **Environmental Earth Sciences**, [s. l.]. v. 71, n. 12, p. 5165–5172, 2014.

CHEN, Y.; KE, H.; FREDLUND, D. G.; ZHAN, L.; XIE, Y. Secondary compression of municipal solid wastes and a compression model for predicting settlement of municipal solid waste landfills. **Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering**, [s. l.], v. 136, n. 5, p. 706-717, mai. 2010.

CHERNICHARO, C. A. L. Reatores Anaeróbios. In: **Princípios de Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. v. 5. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, Belo Horizonte, 1997. 246p.

CHOUDHURY, Deepankar; SAVOIKAR, Purnanand. Simplified method to characterize municipal solid waste properties under seismic conditions. **Waste management**, v. 29, n. 2, p. 924-933, 2009.

COELHO, Marcilio Gama. **Comportamento de piezômetros em aterro sanitário**. 2005. Dissertação (Mestrado em Engenharia) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.

CORREA, Christiane Lyra. **Estudo Das Propriedades Mecânicas Dos Resíduos Sólidos Urbanos**. 2020. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2020

CORREA, C.; JUCÁ, J. F.; MOTTA, E. Análise da influência do plástico mole na resistência ao cisalhamento de resíduos sólidos urbanos. **Eng Sanit Ambient**, v. 20, n. 3, p. 427-436, 2015.

CORREA, S. M. B. B. **Probabilidade e estatística**. 2. ed. Belo Horizonte: PUC-Minas Virtual, 2003.

COSTA FILHO, Sérgio Vinícius Serejo da. **Redução na quantidade de medições de altura em inventários florestais pelo emprego de modelos não lineares e técnicas de aprendizado de máquina**. 2019. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal do Paraná. Curitiba. 2019.

COSTA, Wlysses Wagner Medeiros Lins. **Estudo da permeabilidade em solos utilizados em camada de base de aterro sanitário no semiárido paraibano**. 2019. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2019.

COULIBALY, Paulin; BALDWIN, Connely K. Nonstationary hydrological time series forecasting using nonlinear dynamic methods. **Journal of Hydrology**, v. 307, n. 1-4, p. 164-174, 2005.

COUMOULOS, D. G.; KORYALOS, T. P. Prediction of attenuation of landfill settlement rates with time. *In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON SOIL MECHANICS AND FOUNDATION ENGINEERING-INTERNATIONAL SOCIETY FOR SOIL MECHANICS AND FOUNDATION ENGINEERING*, 1997. **Anais [...]**. AA BALKEMA, 1997. p. 1807-1812.

COWLAND, J. W.; TANG, K. Y.; GABAY, J. Density and strength properties of Hong Kong refuse. *In: INTERNATIONAL LANDFILL SYMPOSIUM*, 4., Cagliari, Italy. **Anais [...]**. Italy: 1993, p.1433–1446.

COX, J. T.; YESILLER, N.; HANSON, J. L. Implications of variable waste placement conditions for MSW landfills. **Waste Management**, v. 46, p. 338–351, 2015.

COX, S. E.; BEAVEN, R. P.; POWRIE, W.; COLE, D. J. Installation of horizontal wells in landfilled waste using directional drilling. **Journal of geotechnical and geoenvironmental engineering**, v. 132, n. 7, p. 869-878, 2006.

CUNHA, J. E. B. L.; RUFINO, I. A. A.; IDEIÃO, S. M. A. Determinação da temperatura de superfície na cidade de Campina Grande-PB a partir de imagens do satélite Landsat 5-TM. *In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO*, 14., 2009, Natal. **Anais [...]**. Rio Grande do Norte: INPE,2009.

DACIOLO, L. V. P., DE SOUZA CORREIA, N., & BOSCOV, M. E. G. Comportamento estatístico das propriedades de resistência ao cisalhamento de Resíduos Sólidos Urbanos Brasileiros. *In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOTECNIA AMBIENTAL*, 9., 2019, São Carlos. **Anais [...]**. São Carlos: IGS-Brasil/ABMS, 2019.

DACIOLO, Leonardo Vinícius Paixão. **Parâmetros de resistência de RSU: abordagem probabilística para análises de estabilidade de taludes de aterros de resíduos**, 2020. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2020.

DAHUNSI, S. O.; ORANUSI, S.; EFEOVBOKHAN, V. E.; OLAYANJU, A.; ZAHEDI, S.; OJEDIRAN, J. O.; IZEBERE, J. O.; ALADEGBOYE, O. J. Anaerobic conversion of *Chromolaena odorata* (Siam weed) to biogas. **Energy Reports**, [s. l.], v. 4, p. 691–700, 2018.

DAI, Zili *et al.* Modeling the flow behavior of a simulated municipal solid waste. **Bulletin of Engineering Geology and the Environment**, v. 75, n. 1, p. 275-291, 2016.

DAS, B. M. **Fundamentos de engenharia geotécnica**. 6 ed. São Paulo: Ed. Thompson Pioneira, 2007. 584p.

DATTA, Sampurna; SIVAKUMAR BABU, G. L. Prediction of the Slope Stability of Municipal Solid Waste Landfills Using the Reliability Analysis. In: GEO-CHICAGO, 2016. Chicago. **Anais [...]**. Chicago, 668-677, 2016.

DE STEFANO, Matteo *et al.* Berm design to reduce risks of catastrophic slope failures at solid waste disposal sites. **Waste Management & Research**, v. 34, n. 11, p. 1117-1125, 2016.

DECOTTIGNIES, V. *et al.* Comparison of analytical methods to determine the stability of municipal solid waste and related wastes. Memorias. Sardinia 2005. In: INTERNATIONAL WASTE MANAGEMENT AND LANDFILL SYMPOSIUM, 10, 2005. Cagliari. **Anais [...]**. Cagliari, 3-7, 2005.

DEPARTAMENT FOR ENVIRONMENT FOOD & RURAL AFFAIRS. **DEFRA**: Waste composition analysis: guidance for local authorities. London: DEFRA, 2004.

DEUTSCH, W. L.; ESTERLY, O. R.; VITALE, J. Modeling settlement of an existing municipal solid waste landfill sideslope using an earthen surcharge pile. *In*: YEUNG, A.T.; FELIO, G.Y. (Org.). **Vertical and Horizontal Deformations of Foundations and Embankments**. ASCE: Geotechnical Special Publication, n.40, 1994. p.1135–1148.

DEVORE, J. L. **Probabilidade e estatística: para engenharia e ciências**. 9. ed. São Paulo: Cengage Learning, 2018.

DGGT, Deutsche Gesellschaft für Geotechnik. Geotechnik der Deponien und Altlasten. GDA-Empfehlungen, 3 Auflage, Ernst & Sohn, Berlin, 1994.

DÍAZ-BELTRÁN, J. J. *et al.* Shear Strength of Municipal Solid Waste (MSW): Beyond the Raw Values of “Cohesion” and Friction Angles. **Geo-Chicago 2016**, [s. l.], p. 264–274, 2016.

DIXON, N.; JONES, D. R. V. Engineering properties of municipal solid waste. **Geotextiles and Geomembranes**, [s. l.], v. 23, n. 3, p. 205-233, 24 fev. 2005.

DIXON, N.; LANGER, U. Development of a MSW classification system for the evaluation of mechanical properties. **Waste Management**, [s. l.], v. 26, n. 3, p.220–232, 2006.

DORMUSOGLU, E.; CORAPCIOGLU, M. Y.; SANCHEZ, I. M. Permeability of Municipal Solid Waste Samples. *In*: INTERNATIONAL WASTE MANAGEMENT AND LANDFILL SYMPOSIUM, 10., 2005, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy. **Anais [...]**. Cagliari: 2005.

DUNNICLIFF, J. **Geotechnical Instrumentation Reference Manual**. Washington, D.C.: U.S. Dept. of Transportation, Federal Highway Administration, National Highway Institute, 1998. 252p.

DUNNICLIFF, J.; MARR, W. A.; STANDING, J. Chapter 94 Principles of geotechnical monitoring. *In*: JOHN, B.; TIM, C.; HILARY, S.; MICHAEL, B. **ICE Manual of Geotechnical Engineering**. Vol.2. ICE Publishing: 2012. p.1363-1377.

DURASAMY, Youventharan; HUAT, Bujang BK; AZIZ, A. A. Engineering properties and compressibility behavior of tropical peat soil. **American Journal of Applied Sciences**, v. 4, n. 10, p. 768-773, 2007.

EDIL, Tuncer B.; RANGUETTE, Valeri J.; WUELLNER, William W. Settlement of municipal refuse. *In*: **Geotechnics of waste fills—Theory and practice**. ASTM International, p. 225-239, 1990.

EHRIG, H.-J. Quality and quantity of sanitary landfill leachate. **Waste Management & Research**, [s. l.]. v. 1, n. 1, p. 53-68, 1983.

EHRlich, M.; ALMEIDA, M. S. S.; BARBOSA, M. C. Pollution Control of Gramacho Municipal Landfill. *In*: INTERNATIONAL CONGRESS ON ENVIRONMENTAL GEOTECHNICS, 1., 1994, Edmonton, Alberta Canada. **Anais [...]**. Edmond: 1994, p.657-663.

EID, H. T.; STARK T. D.; EVANS W. D.; SHERRY P. E. Municipal solid waste slope failure I: Waste and foundation soil properties. **Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering**, [s. l.], v. 126, n. 5, p. 397-407, set. 2000.

EL-FADEL, M.; BOU-ZEID, E.; CHAHINE, W.; ALAYLI, B. J. W. M. Temporal variation of leachate quality from pre-sorted and baled municipal solid waste with high organic and moisture content. **Waste management**, [s. l.], v. 22, n. 3, p. 269-282, 2002.

EL-FADEL, M.; KHOURY, R. Modeling settlement in MSW landfills: a critical review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, [s. l.], v. 30, n. 3, p. 327-361, 2000.

ELK, Ana Ghislane Pereira Van; CORRÊA, Leandro Rangel; RITTER, Elisabeth. Análise de recalques em longo prazo no vazadouro de Marambaia, Nova Iguaçu, Rio de Janeiro. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 24, p. 547-557, 2019.

FAKHER, A. Experimental study on the compaction of waste. *In*: International Congress on Environmental Geotechnics, 5., 2006, Cardiff. **Anais [...]**. Cardiff: 2006.

FARIA, Flávia dos Santos. **Índice de Qualidade de Aterros de Resíduos Urbanos**. 2002. Dissertação (Mestrado em Ciências em Engenharia Civil) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2002.

FARIAS, Raliny Mota de Souza. **Estudo dos recalques em aterros de resíduos sólidos urbanos: uma abordagem estatística e experimental**. 2014. Dissertação (Mestrado em

Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2014.

FASSETT, J.B.; LEONONDRO, G. A.; REPTTO, P. C. Geotechnical properties of municipal solid wastes and prior use in landfill design. *In: CONFERENCE NATIONAL SOLID WASTE MANAGEMENT ASSOCIATION*, 1994, Charleston. **Anais [...]**.Charleston: 1994.

FAUSETT, L.V. **Fundamental of neural networks: Architecture, algorithm, and applications**, Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, N.J, 1994.

FELICI, Elson Mendonça. **Coagulação-floculação-sedimentação como pós-tratamento de efluente de sistema biológico em batelada aplicado a lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos**. 2010. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2010.

FENG, S. J.; BAI, Z. B.; CHEN, H. X.; CAO, B. Y.; LU, S. F.; CHEN, Y. M. A dual-permeability hydro-biodegradation model for leachate recirculation and settlement in bioreactor landfills. **Environmental Science and Pollution Research**, [s. l.]. v. 25, n. 15, p. 14614-14625, 2018.

FENG, S. J.; CHANG, J. Y.; SHI, H.; ZHENG, Q. T.; GUO, X. Y.; ZHANG, X. L. Failure of an unfilled landfill cell due to an adjacent steep slope and a high groundwater level: A case study. **Engineering Geology**, [s. l.]. v. 262, 2019.

FENG, S. J.; GAO, K. W.; CHEN, Y. X.; LI, Y.; ZHANG, L. M.; CHEN, H. X. Geotechnical properties of municipal solid waste at Laogang Landfill, China. **Waste Management**, v. 63, p. 354-365, 2017.

FENG, S. J.; CHEN, Z. W.; ZHENG, Q. T. Effect of LCRS clogging on leachate recirculation and landfill slope stability. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, n. 6, p. 6649-6658, 2020.

FIORI, A. P. **Fundamentos de mecânica dos solos e das rochas: aplicações na estabilidade de taludes**. São Paulo: Oficina de Textos, 2015. 576p.

FLEMING, I. R.; ROWE, R. K. Laboratory studies of clogging of landfill leachate collection and drainage systems. **Canadian Geotechnical Journal**, v. 41, n. 1, p. 134-153, 2004.

FONTELLES, M. J. **Bioestatística aplicada à pesquisa experimental**. São Paulo: Livraria da Física, v. 1, 2012.

FRITSCH, Stefan; GUENTHER, Frauke; GUENTHER, Maintainer Frauke. Package ‘neuralnet’. **Training of Neural Networks**. 2019.

FUCALE, Stela Paulino. **Influência dos componentes de reforço na resistência de resíduos sólidos urbanos**. 2005. Tese (Doutorado em Ciências em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2005.

GABR, M.; VALERO, S. Geotechnical Properties of Municipal Solid Waste. **Geotechnical Testing Journal**, [s. l.], v. 18, n. 2, p. 241-251, 1995.

GAO, W. *et al.* Storage capacity and slope stability analysis of municipal solid waste landfills. **Journal of Performance of Constructed Facilities**, [s. l.]. v. 32, n. 4, 2018.

GAO, W.; CHEN, Y.; ZHAN, L. T.; BIAN, X. Engineering properties for high kitchen waste content municipal solid waste. **Journal of Rock Mechanics and Geotechnical Engineering**, [s. l.]. v. 7, n. 6, p. 646–658, 2015.

GAO, Wu *et al.* Storage capacity and slope stability analysis of municipal solid waste landfills. **Journal of Performance of Constructed Facilities**, v. 32, n. 4, p. 04018036, 2018.

GERKE, H. H.; VAN GENUCHTEN, M. T. A dual-porosity model for simulating the preferential movement of water and solutes in structured porous media. **Water Resources Research**, [s. l.]. v. 29, n. 2, p. 305–319, 1993.

GERSCOVICH, D. M. S. **Estabilidade de taludes**. 2 ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2016. 192p.

GOMES, C. C.; LOPES, M. L. C. Characterisation of municipal solid waste physical properties and their evolution with age. **Proceedings of the Institution of Civil Engineers - Geotechnical Engineering**, [s. l.], v. 1, n. 165, p.23–34, fev. 2012.

GOMES, C.; LOPES, M. L.; LOPES, M. G. A study of MSW properties of a Portuguese landfill. In: PROCEEDINGS OF INTERNATIONAL WORKSHOP ON HYDRO-PHYSICO-MECHANICS OF LANDFILLS, 2005. Grenoble. **Anais [...]**. Grenoble, 13531360, 2005.

GOMES, Cristina Cunha; LOPES, Maria de Lurdes Costa. Characterisation of municipal solid waste physical properties and their evolution with age. **Proceedings of the Institution of Civil Engineers-Geotechnical Engineering**, [s. l.], v. 165, n. 1, p. 23-34, 2012.

GOMES, L.P.; CONCEIÇÃO, D.C.; FLECK, A. Avaliação dos recalques em sistemas piloto de aterramento de resíduos sólidos urbanos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 19., 1997, Foz do Iguaçu. **Anais [...]**. Rio de Janeiro: ABES, 1997.

GOMES, P. L.; CAETANO, M. O. Municipal Solid Waste Sanitary Landfill Compressibility Study with Linear Regression Application. **Soils and Rocks**, [s. l.]. v. 33, n. 3, p. 145-157, 2010.

GOTTELAND, P.; GACHET, C.; VUILLEMIN, M. Mechanical study of a municipal solid waste landfill. In: INTERNATIONAL WASTE MANAGEMENT AND LANDFILL SYMPOSIUM, 8., 2001, Cagliari, Italy. **Anais [...]**. Cagliari: 2001, p.425–433.

GRASSI, M. Monitoramento de aterros sanitários. Trabalho final da disciplina PEF-5834: Transporte de Poluentes no Projeto de Aterro de Resíduos. Curso de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.

GRISOLIA, M.; NAPOLEONI, Q. Deformability of waste and settlements of sanitary landfills. In: ISWA WORLD CONGRESS ON WASTE MANAGEMENT, 1995. **Anais [...]**. 1995.

GRISOLIA, M.; NAPOLEONI, Q.; TANCREDI, G. The use of triaxial tests for the mechanical characterization of MSW. *In: INTERNATIONAL LANDFILL SYMPOSIUM*, 5., 1995, Cagliari, Italy. **Anais [...]**. Cagliari: 1995, p.703–710.

GROSAN, Crina; ABRAHAM, Ajith. **Intelligent systems**. Berlin: Springer, 2011.

GÜÇLÜ, D.; YILMAZ, N.; OZKAN-YUCEL, U. G. Application of neural network prediction model to full-scale anaerobic sludge digestion. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**, [s. l.]. v. 86, n. 5, p. 691–698, 2011.

GÜÇLÜ, Dünyamin; YILMAZ, Nihat; OZKAN-YUCEL, Umay G. Application of neural network prediction model to full-scale anaerobic sludge digestion. **Journal of Chemical Technology & Biotechnology**, v. 86, n. 5, p. 691-698, 2011.

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

GURJÃO, Renan Ítalo Leite. **Influência da tensão normal aplicada, peso específico e umidade dos resíduos na resistência ao cisalhamento de resíduos sólidos urbanos aterrados**. 2021. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2021.

HADZIMA-NYARKO, M.; NYARKO, E. K.; ADEMOVIC´, N.; MILIC´EVIC´, I.; ŠIPOŠ, T. K. Modelling the influence of waste rubber on compressive strength of concrete by artificial neural networks. **Materials**, [s. l.]. v. 12, n. 4, p. 561, 2019.

HAMADA, Jorge. Estimativas de geração e caracterização do chorume em aterros sanitários. *In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL*, 19, 1997. Foz do Iguaçu. **Anais [...]**. Foz do Iguaçu, 1997.

HANSON, J. L.; YESILLER, N.; STOCKHAUSEN, S. A. V.; WONG, W. W. Compaction characteristics of municipal solid waste. **Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering**, [s. l.], v. 136, n. 8, p. 1095-1102, ago. 2010.

HARRIS, J. M.; SHAFER, A. L.; DEGROFF, W.; HATER, G. R.; GABR, M.; BARLAZ, M. A.. Shear Strength of Degraded Reconstituted Municipal Solid Waste. **Geotechnical Testing Journal**, [s. l.]. v. 29, n.2, 2006.

HARTMANN, H.; AHRING, B.K. Strategies for the anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste: An overview. **Water Sci. Technol.** V. 53, 7–22, 2006.

HAYKIN, S. **Redes Neurais: Princípios e prática**. 2.ed. Porto Alegre: Bookman, 900p, 2001.

HEISS-ZIEGLER, C.; FEHRER, K. Geotechnical behaviour of mechanically-biologically pre-treated Municipal Solid Waste (MSW). *In: INTERNATIONAL WASTE MANAGEMENT AND LANDFILL SYMPOSIUM*, 9., 2003, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy. **Anais [...]**. Cagliari: 2003.

HENRIQUES, J. A. **Proposição de modelo de predição de desempenho de estações convencionais de tratamento de água utilizando redes neurais artificiais**. 2019. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2019.

HETTIARACHCHI, C. H.; MEEGODA, J. N.; TAVANTZIS, J.; HETTIARATCHI, P. Numerical model to predict settlements coupled with landfill gas pressure in bioreactor landfills. **Journal of Hazardous Materials**, [s. l.], v. 139, n. 3, p. 514-522, 31 jan. 2007.

HOSSAIN, M. S.; PENMETHSA, K. K.; HOYOS, L. Permeability of municipal solid waste in bioreactor landfill with degradation. **Geotechnical and Geological Engineering**, [s. l.], v. 27, n. 1, 2009.

HOSSAIN, Md S.; GABR, Mohammed A.; ASCE, F. The effect of shredding and test apparatus size on compressibility and strength parameters of degraded municipal solid waste. **Waste management**, v. 29, n. 9, 2417-2424, 2009.

HOWLAND, J.; LANDVA, A. Stability Analysis of a Municipal Solid Waste Landfill. *In: Stability and Performance of Slope and Embankments*. ASCE: Geotechnical Special Publication, n. 31, 1992. p.1216-1231.

HU, J., KE, H., CHEN, Y. M., XU, X. B., & XU, H. Analytical analysis of the leachate flow to a horizontal well in dual-porosity media. **Computers and Geotechnics**, [s. l.], v. 134, p. 104-105, 2021.

HU, J., KE, H., ZHAN, L. T., LAN, J. W., POWRIE, W., & CHEN, Y. M. Installation and performance of horizontal wells for dewatering at municipal solid waste landfills in China. **Waste Management**, v. 103, p. 159-168, 2020.

HUANG, Yu; FAN, Guanbo. Engineering geological analysis of municipal solid waste landfill stability. **Natural Hazards**, v. 84, n. 1, p. 93-107, 2016.

IMHOFF, P.T.; REINHART, D.R.; ENGLUND, M.; GUERIN, R.; GAWANDE, N.; HAN, B.; JONNALAGADDA, S.; TOWNSEND, T.G.; YAZDANI, R. Review of state of the art methods for measuring water in landfills. **Waste Management**, [s. l.], v. 27, n. 6, p. 729–745, 2007.

INMET – Instituto Nacional de Meteorologia. **Normais climatológicas do Brasil 1981-2010**. Brasília.

INMET – Instituto Nacional de Meteorologia. **Normais climatológicas do Brasil 1961-1990**. Brasília, 2009.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. IBGE: **Contagem populacional**. Brasília, DF: IBGE. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pb/campina-grande/panorama>. Acesso em: 1 ago. 2019.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. INMET: **Meteorologia básica**. Brasília, DF: INMET. Disponível em: http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=home/page&page=meteorologia_basica. Acesso em: 12 jan. 2021.

IZZO, R. L. S.; NAGALLI, A. O desafio da geotecnia frente às questões ambientais. **GEOSUL**, [s. l.], v.28, 2013.

IZZO, Ronaldo Luis dos Santos. **Comportamento de resíduos sólidos inertizados em barreira capilar**. 2008. Tese (Doutorado em Ciências em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2008.

JAFARI, Navid H.; STARK, Timothy D.; THALHAMER, Todd. Spatial and temporal characteristics of elevated temperatures in municipal solid waste landfills. **Waste management**, v. 59, p. 286-301, 2017.

JAHANFAR, A. *et al.* Municipal Solid Waste Slope Stability Modeling: A Probabilistic Approach. **Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering**, [s. l.]. v.143, n.8, 2017.

JERÔNIMO, G. C. Modelos não lineares aplicados ao crescimento da macrófita Lemna minor.. Dissertação (Mestrado Ciência e Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Alfenas, Poços de Caldas, 2015.

JESSBERGER, H. L.; BRIGEOSOC. Geotechnical Aspects of Landfill Design and Construction. Part 2: Material parameters and test methods. **Proceedings of the Institution of Civil Engineers - Geotechnical Engineering**, [s. l.], v. 107, n. 2, p. 105-113, 1994.

JESSBERGER, H. L.; SYLLWASSCHY, O.; KOCKEK, R. Investigation of waste body-behavior and waste structure interaction. In: SARDINIA INTERNATIONAL LANDFILL SYMPOSIUM, 5, 1995.Sardinia. **Anais [...]**. CESA: Cagliari, 731-743, 1995.

KABIR, Md Humayun; TAHA, Mohd Raihan. Assessment of physical properties of a granite residual soil as an isolation barrier. **Electronic Journal of Geotechnical Engineering**, v. 9, n. 0408, 2004.

KAIMOTO, L. S. A.; CEPOLLINA, M.; DE ABREU, R. C. Alguns aspectos sobre recalques e deslocamentos horizontais em aterros sanitários. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOTECNIA AMBIENTAL, 4., 1999, São José dos Campos. **Anais [...]**. São José dos Campos: ABMS, 1999, p.481-484.

KAMIJI, T.; OLIVEIRA, F. Reflexões a Respeito de Rupturas em Aterros Sanitários Brasileiros. In: IX CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOTECNIA AMBIENTAL e VIII CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOSINTÉTICOS. **Anais [...]**. São Carlos: 2019.

KANDIRI, A., GOLAFSHANI, E. M., & BEHNOOD, A. 2020. Estimation of the compressive strength of concretes containing ground granulated blast furnace slag using hybridized multi-objective ANN and salp swarm algorithm. **Construct. Build. Mater.** 248, 118676.

KANNANGARA, M.; DUA, R.; AHMADI, L.; BENSEBAA, F. Modeling and prediction of regional municipal solid waste generation and diversion in Canada using machine learning approaches. **Waste Management**, [s. l.]. v.74, p.3-15, 2018.

KAVAZANJIAN, E. Mechanical Properties of Municipal Solid Waste. *In: INTERNATIONAL LANDFILL SYMPOSIUM, 8., 2001, Margherita di Pula, Cagliari, Italy. Anais [...]. Cagliari: CISA, 2001, v. 3, p. 415-424.*

KE, H.; HU, J.; WU, X. W.; MENG, M. Investigation into leachate transport in MSW landfills under pumping of vertical wells, *Chinese Journal of Geotechnical Engineering*, v. 40, n. 5, p. 786–793, 2018.

KE, H.; HU, J.; XU, X. B.; WANG, W. F.; CHEN, Y. M.; ZHAN, L. T. Evolution of saturated hydraulic conductivity with compression and degradation for municipal solid waste. *Waste Management*, [s. l.]. v. 65, p. 63-74, 2017.

KELLY, Ryan J. **Solid waste biodegradation enhancements and the evaluation os analytical methods used to predicted waste stability.** 2002. Thesis (Master of Science in Environmental Science and Engineering) - Faculty of Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg, Virginia/USA, 2002.

KERAMATI, M. GOODARZI, S., MOGHADAM, H. M., & RAMESH, A.. Evaluating the stress–strain behavior of MSW with landfill aging. *International Journal of Environmental Science and Technology*, v. 16, n. 11, p. 6885-6894, 2019.

KERAMATI, Mohsen *et al.* Evaluation the Shear Strength Behavior of aged MSW using Large Scale In Situ Direct Shear Test, a case of Tabriz Landfill. *International Journal of Civil Engineering*, [s. l.], p. 1-17, 2020.

KERMANI, M.; SHAHSAVANI, A.; GHADERI, P.; KASAEI, P.; MEHRALIPOUR, J. Optimization of UV-Electroproton procedure for treatment of landfill leachate: the study of energy consumption. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, [s. l.]. v. 19, p. 81–93, 2021.

KESSLER, Edwin; NEAS, Barbara. On correlation, with applications to the radar and raingage measurement of rainfall. *Atmospheric Research*, v. 34, n. 1-4, p. 217-229, 1994.

KIPLI, Kuryati *et al.* Performance of Levenberg-Marquardt backpropagation for full reference hybrid image quality metrics. *In: Proceedings of International Conference of Multi-Conference of Engineers and Computer Scientists (IMECS'12).* 2012. p. 704-707.

KNOCHENMUS, G; WOJNAROWICZ, M.; Van IMPE, W. F. Stability of municipal solid waste. *In: ENVIRONMENTAL GEOTHECNICS, 3., 1998, Lisboa, Portugal. Anais [...]. Lisboa: 1998, p.977-1000.*

KOERNER, R. M., KOERNER, G. R. On the Shear Strength of Municipal Solid Waste (MSW). GSI White Paper #33. Geosynthetic Institute, Folsom, p. 11, 2015.

KOERNER, R. M.; SOONG, T. Y. Leachate in landfills: the stability issues. *Geotextiles Geomembranes*, [s. l.]. v. 18, n. 5, p. 293–309, 2000.

KÖLSCH, F. Materials values for some mechanical properties of domestic waste. *In: INTERNATIONAL LANDFILL SYMPOSIUM, 5., 1995, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy. Anais [...]. Cagliari: CISA, 1995. v. 2, p.711-729.*

KÖLSCH, F. The bearing behaviour of domestic waste and related consequences for stability. In: INTERNATIONAL LANDFILL SYMPOSIUM, 4, 1993. Sardinia. **Anais [...]**. Cagliari. 1393-1410.

KOLSCH, F.; FRICKE, K.; MAHLER, C.; DAMANHURI, E. Stability of landfills – The Bandung dumpsite disaster. In: INTERNATIONAL WASTE MANAGEMENT AND LANDFILL SYMPOSIUM, 10., 2005, Sardinia. **Proceedings [...]**. Sardinia: 2005.

KÖLSCH, F.; ZIEHMANN, G. Landfill stability: Risks and challenges. **Waste Management**, [s. l.], v.4, p.55-60, jan. 2004.

KÖNIG, D.; JESSBERGER, H. L. Waste mechanics. In: ISSMFE TECHNICAL COMMITTEE TC5 ON ENVIRONMENTAL GEOTECHNICS, 1997. Germany. **Anais [...]**. 35-76, 1997.

Korman EM, Horvitz EG, Kleppe HJ, Dalton GM (1987) Material properties of landfilled primary waste. In: Environmental conference: Portland Marriott, Portland, OR, April 27–29, pp 179–186

KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; AMARAL, A. C. do. **Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato**. Concórdia: Sbera: Embrapa Suínos e Aves, 2019.

LAINÉ-YLIJOKI, J.; SYRJÄ, J. J.; WAHLSTRÖM, M. Biodegradability testing of the municipal solid waste reject. **Nordic Innovation Centre**. Noruega, v. 560, p. 21, 2004.

LAMARE NETO, A. **Resistência ao cisalhamento de resíduos sólidos urbanos e de materiais granulares com fibras**. 2004. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2004.

LAMBE, T. W.; WHITMAN, R. V. **Soil mechanics**, 553 pp. 1969.

LAMOTHE, D., EDGERS, L. The effects of environmental parameters on the laboratory compression of refuse. In: INTERNATIONAL MADISON WASTE CONFERENCE MUNICIPAL AND INDUSTRIAL WASTE, 12, 1994. **Anais [...]**. Dept. of Engineering Professional Development, University of Wisconsin, Madison, Wis., 592–604.

LANDVA, A. O.; DICKINSON, S. J. E. Landslides in landfills. **ISSMGE Bulletin**. [s. l.], v. 6, n. 1, p.10-18. 2000.

LANDVA, A. O.; CLARK, J. I. Geotechnical testing of waste fill. In: CANADIAN GEOTECHNICAL CONFERENCE, 39., 1986, Ottawa, Ontario. **Anais [...]**. Ottawa: 1986.

LANDVA, A.; CLARK, J. **Geotechnics of waste fills, theory and practice**. Philadelphia: ASTM, 1990a.

LANDVA, A. O.; CLARK, J. I. Geotechnics of waste fill. In: **Geotechnics of waste fills—Theory and practice**. ASTM International, Philadelphia, 1990, 86-103.

LEGATES, David R.; DAVIS, Robert E. The continuing search for an anthropogenic climate change signal: Limitations of correlation-based approaches. **Geophysical Research Letters**, v. 24, n. 18, p. 2319-2322, 1997.

LEGATES, David R.; MCCABE JR, Gregory J. Evaluating the use of “goodness-of-fit” measures in hydrologic and hydroclimatic model validation. **Water resources research**, v. 35, n. 1, p. 233-241, 1999.

LIBÂNIO, P. A. C.; COSTA, B. M. P.; CINTRA, I. S.; CHERNICHARO, C. A. L. Avaliação da variação temporal da condutividade hidráulica em resíduos sólidos urbanos. *In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL*, 22., 2003, Joinville. **Anais [...]**. Santa Catarina: 2003.

LIMA, L. M. Q. **Lixo: Tratamento e Biorremediação**. 3 ed. São Paulo: Editora Hemus, 2004. 265p.

LIMA, L. M. Q.; NUNES, C. R. **Aterro Sanitário Celular** - Apostila. 1994.

LING, H. I.; LESHCHINSKY, D., MOHRI, Y.; KAWABATA, T. Estimation of municipal solid waste landfill settlement. **Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering**, [s. l.], v.124, n. 1, p. 21-28, 1 jan. 1998.

LIU, X.; SHI, J.; QIAN, X.; HU, Y.; PENG, G. One-dimensional model for municipal solid waste (MSW) settlement considering coupled mechanical–hydraulic–gaseous effect and concise calculation. **Waste Management**, [s. l.], v. 31, n. 12, p. 2473-2483, dez. 2011.

LO, I. M. C. Characteristics and treatment of leachates from domestic landfills. **Environment International**, [s. l.], v. 22, n. 4, p. 433-442, 1996.

LOUREIRO, Saulo Machado. **Índice de qualidade no sistema da gestão ambiental em aterros de resíduos sólidos urbanos - IQS**. 2005. Dissertação (Mestrado em Ciências em Engenharia Civil) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2005.

MACHADO, S. L. *et al.* MSW characteristics and landfill performances in tropical regions. **International Journal of Civil Engineering**, v. 08, n. 12, p. 238–250, 2014.

MACHADO, S. L., VILAR, O. M., CARVALHO, M. F., KARIMPOUR-FARD, M. A constitutive framework to model the undrained loading of municipal solid waste. **Computers and Geotechnics**, v. 85, p. 207-219, 2017.

MACHADO, S. L.; CARVALHO, M. F.; ROCHA, M. B. Estudo do efeito do envelhecimento na compressibilidade de amostras de resíduos sólidos urbanos. *In: CONGRESSO BRASILEIRO DE MECÂNICA DOS SOLOS E ENGENHARIA GEOTÉCNICA*, 13., 2006, Curitiba. **Anais [...]**. Curitiba: 2006. v.3, p.1413-1418.

MACHADO, S. L.; CARVALHO, M. F.; VILAR, O. M. Modeling the influence of biodegradation on sanitary landfill settlements. **Soil and Rocks**, [s. l.], v. 32, n. 3, p.123 – 134, set. 2009.

MACHADO, S. L.; CARVALHO, M. F.; VILAR, O. M. Constitutive model for municipal solid waste. **Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering**, v. 128, n. 11, p. 940-951, 2002.

MACHADO, S. L.; VILAR, O. M.; CARVALHO, M. F. Constitutive model for long term municipal solid waste mechanical behavior. **Computers and Geotechnics**, v. 35, n. 5, p. 775-790, 2008.

MACIEL, Felipe Jucá. **Estudo da geração, percolação e emissão de gases no aterro de resíduos sólidos da Muribeca/PE**. 2003. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2003.

MAHLER, C. F.; LAMARE NETO, A. Effect of fibre on shear strength of residue from mechanical-biological pretreatment of waste. **International Journal of Environment and Waste Management**, [s. l.], v. 1, n. 1, p. 85–93, 2006.

MALER, Camila Lopes. **Aplicação do processo fenton a diferentes etapas do tratamento de lixiviado de aterro sanitário**. 2013. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2013.

MANASSERO, M.; VAN IMPE, W.F.; BOUAZZA, A. Waste disposal and containment. *In*: INTERNATIONAL CONGRESS ON ENVIRONMENTAL GEOTECHNICS, 2., 1996, Osaka, Japão. **Anais [...]**. Osaka: 1996, v. 3, p. 1425–1474.

MARIANO, M. O.; JUCÁ, J. F. T. Monitoramento de recalques no aterro de resíduos sólidos da Muribeca. *In*: CONGRESSO BRASILEIRO DE MECÂNICA DOS SOLOS E ENGENHARIA DE GEOTECNIA, 11., 1998, Brasília. **Anais [...]**. Brasília: ABMS, v.3, p.1671-1678.

MARQUES, Afonso Celso Moruzzi. **Compactação e compressibilidade de resíduos sólidos urbanos**. v. 2. 2001. Tese (Doutorado em Geotecnia) – Escola de Engenharia de São Carlos, Univerisade de São Paulo, 2001.

MARTINS, Henrique Lambi. **Avaliação da Resistência de Resíduos Sólidos Urbanos por Meio de Ensaio de Cisalhamento Direto em Equipamento de Grandes Dimensões**. 2006. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2006.

MASSAD, F. **Obras de Terra** – Curso Básico de Geotecnia. 2 ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2003. 216p.

MCCULLOCH, W.S.; PITTS, W.A. logical calculus of the ideas immanent in nervous activity. **Bulletin of Mathematical Biophysics**, v.5, p.115-133, 1943

MELO, M. C.; CARIBÉ, R. M. ; RIBEIRO, L. S. ; SOUSA, R. B. A. ; MONTEIRO, V. E. D. ; PAIVA, W. . Settlement behavior of municipal solid waste due to internal and external environmental factors in a lysimeter. **Journal of Environmental Science and Health**, [s. l.], v. 51, p. 1-11, 15 ago. 2016.

MELO, Márcio Camargo. **Influência da Matéria Orgânica nos Recalques de Resíduos Sólidos Urbanos Aterrados**. 2011. Tese (Doutorado em Ciência e Engenharia de Materiais) – Centro de Ciências e Tecnologia, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2011.

MELO, Márcio Camargo. **Uma análise de recalques associada a biodegradação no aterro de resíduos sólidos da Muribeca**. 2003. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2003.

MERRY, S. M.; KAVAZANJIAN JR, E.; FRITZ, W. U. Reconnaissance of the July 10, 2000, Payatas landfill failure. **Journal of Performance of constructed Facilities**, v. 19, n. 2, p. 100-107, 2005.

MOKHTARI, M.; RAFSANJANI, A. A. H.; SHARIATMADARI, N. The effect of aging on the compressibility behavior and the physical properties of municipal solid wastes: a case study of Kahrizak landfill, Tehran. **Environmental Earth Sciences**, [s. l.], v. 78, n. 16, p. 1-14, 2019.

MONTEIRO, Veruschka Escarião Dessoles. **Análises físicas, químicas e biológicas no estudo do comportamento do aterro da Muribeca**. 2003. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2003.

MONTGOMERY, D. C. **Design and analysis of experiments**. 7. ed. New York: John Wiley & Sons, 2009. 656 p.

MONTGOMERY, D. C. **Design and analysis of experiments**. 8. ed. John Wiley & Sons: 2017.

MORGENSTERN, N. R.; PRICE, V. E. The analysis of the stability of general slip surfaces. **Geotechnique**, [s. l.], v. 15, n. 1, p.79-93, mar. 1965.

MORGENSTERN, Norbert R. Geotechnical risk, regulation, and public policy. **Soils Rocks**. v. 41. n. 2. 107-129. 2018.

MOTTA, Eduarda Queiroz da. **Avaliação da resistência ao cisalhamento de resíduos sólidos urbanos com co-disposição de lodo de tratamento de esgoto através de ensaios de cisalhamento direto de grandes dimensões**. 2011. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2011.

MOZER, T. S.; LOPES, G. A. Instrumentos legais e disposição de resíduos sólidos no aterro de Volta Redonda–RJ. **Revista Direito Ambiental e Sociedade**, [s. l.], v. 8, n. 3, p.105-135, set./dez. 2019.

NANDIKA, H. L. D.; HAMAMOTO, S.; KOIDE, T.; KAWAMOTO, K.; ENDO, K. Compressibility of japanese landfilled/buried waste samples: measurement of compaction curves and consolidation test for compacted waste samples at different compaction levels. **Digital Libray University of Moratuwa Sri Lanka**, [s. l.], 10p. 13 nov. 2013.

NASCIMENTO, Júlio César Fialho do. **Comportamento Mecânico de Resíduos Sólidos Urbanos**. 2007. Dissertação (Mestrado em Geotecnia) – Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos, 2007.

NASH, J. E.; SUTCLIFFE, J. V. River flow forecasting through conceptual models, part I - A discussion of principles. **Journal of Hydrology**, [s. l.]. v. 10, n.3, p. 282-290, 1970.

NORBERTO, Alison de Souza *et al.* Análise estatística da variabilidade de parâmetros de resistência ao cisalhamento de aterros sanitários. **Journal of Environmental Analysis and Progress**, v. 5, n. 1, p. 108-116, 2020.

NOVAES, C. G. *et al.* Otimização de métodos analíticos usando metodologia de superfícies de resposta-Parte I: variáveis de processo. **Revista Virtual Química**, [s. l.]. v. 9, n. 3, p.1284-1215, 2017.

OLIVEIRA, David Américo Fortuna. **Estabilidade de taludes de maciços de resíduos sólidos urbanos**. 2002. Dissertação (Mestrado em Geotecnia) - Faculdade de Tecnologia, Universidade de Brasília, Brasília, 2002.

OLIVEIRA, F. J. P.; KAMIJI, T. S. M. M.; ABREU, A. E. S. Slope stability back-calculation for the landslide in São João sanitary landfill, in Brazil. In: INTERNATIONAL WASTE MANAGEMENT AND LANDFILL SYMPOSIUM, 15, 2015. Sardinia. **Anais [...]**. Padova: CISA, 2015.

OLIVEIRA, V.; SOUSA, V.; DIAS-FERREIRA, C. Artificial neural network modelling of the amount of separately-collected household packaging waste. **Journal of cleaner production**, v. 210, p. 401-409, 2019.

OWEIS, I. S. Stability of Landfills. In: Daniel, D. E. (Ed.). **Geotechnical Practice for Waste Disposal**. Boston: Springer Science, 1993. p. 224-268,

PADILLA, Rubel Saldanha. **Aplicação de um modelo computacional tridimensional para estimativa de balanço hídrico em aterros sanitários**. 2007. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2007.

PALMISANO, A. C.; BARLAZ, M. A. **Microbiology of solid waste**. CRC press, 1996.

PARSONS, M. L. Groundwater aspects of tailings impoundments. In: WILSON. D. **Design and construction of tailings dams**. Colorado: Colorado School of Mine Press, 1981. p.119-142.

PEARSE, Laurretta Feyisetan; HETTIARATCHI, Joseph Patrick; KUMAR, Sunil. Towards developing a representative biochemical methane potential (BMP) assay for landfilled municipal solid waste—A review. **Bioresource technology**, [s. l.], v. 254, p. 312-324, 2018.

PENG, Ren *et al.* Back-analyses of landfill instability induced by high water level: Case study of shenzhen landfill. **International journal of environmental research and public health**, v. 13, n. 1, p. 126, 2016.

PENMETHSA, Kiran Kumar. **Permeability of municipal solid waste in bioreactor landfill with degradation**. 2007. Dissertação (Mestrado em Ciências e Engenharia Civil) - University of Texas, Arlington, 2007.

PEREIRA, F. T. G., LEITE, H. E. A., GARCEZ, L.R., *et al.*, Composição Gravimétrica dos Resíduos Sólidos Urbanos da Cidade de Campina Grande-PB, In: *SIMPÓSIO NORDESTINO DE RESÍDUOS SÓLIDOS*, 2, 2010, Campina Grande. **Anais** [...]. Campina Grande, 2010.

PETROVIC, I. Mini-review of the geotechnical parameters of municipal solid waste: Mechanical and biological pre-treated versus raw untreated waste. **Waste Management & Research**, [s. l.], v. 34, n. 9, p. 840–850, 2016

PETROVIC, I.; HIP, I.; FREDLUND, M. D. Application of continuous normal–lognormal bivariate density functions in a sensitivity analysis of municipal solid waste landfill. **Waste Management**, [s. l.], v. 55, p. 141-153, 2016.

PINTO, Carlos de Sousa. **Curso básico de Mecânica dos Solos**. Oficina de Textos, 2006.

POHLAND, F. G.; HARPER, S. R. **Critical review and summary of leachate and gas production from landfills**. Washington, DC: Georgia Institute of Technology, 1985. 182p.

PULAT, H. F.; YUKSELEN-AKSOY, Y. Compressibility and shear strength behaviour of fresh and aged municipal solid wastes. **Environmental Geotechnics**, [s. l.], p. 1-9, 2019.

PULAT, H. F.; YUKSELEN-AKSOY, Y. Factors affecting the shear strength behavior of municipal solid wastes. **Waste management**, [s. l.], v. 69, p. 215-224, 2017.

RAMAIAH, B. J.; RAMANA, G. V.; DATTA, Manoj. Mechanical characterization of municipal solid waste from two waste dumps at Delhi, India. **Waste Management**, [s. l.], v. 68, p. 275-291, 2017.

RAO, S. K.; MOULTON, L. K.; SEALS, R. K. Settlement of refuse landfills. In: *CONFERENCE ON GEOTECHNICAL PRACTICES FOR DISPOSAL OF SOLID WASTE MATERIALS*, 1977, University of Michigan, Ann Arbor, Michigan. **Anais** [...]. Michigan: 1977.

RAVITEJA, KVNS; BASHA, B. Munwar. Caracterização da Variabilidade do Peso Unitário e dos Parâmetros de Corte de Resíduos Sólidos Urbanos. **Journal of Hazardous, Toxic and Radioactive Waste**, v. 25, n. 2, pág. 04020077, 2021.

RAWAT, Parul; MOHANTY, Supriya. Utilization of Municipal Solid Waste as Backfill Material. In: **Proceedings of the Indian Geotechnical Conference 2019: IGC-2019 Volume II**. Springer Nature, 2021. p. 49.

REDDY, K. R.; GANGATHULASI, J.; PARAKALLA, N. S.; HETTIARACHCHI, H.; BOGNER, J. E.; LAGIER, T. Compressibility and shear strength of municipal solid waste under short-term leachate recirculation operations. **Waste Management & Research**, v. 27, n. 6, p. 578-587, 2009.

REDDY, K. R.; HETTIARACHCHI, H.; GANGATHULASI, J.; BOGNER, J. E. Geotechnical properties of municipal solid waste at different phases of biodegradation. **Waste Management**, [s. l.], v. 31, n. 11, p. 2275-2286, nov. 2011.

REDDY, K. R.; HETTIARACHCHI, H.; GIRI, R. K.; GANGATHULASI, J. Effects of Degradation on Geotechnical Properties of Municipal Solid Waste from Orchard Hills Landfill, USA. **International Journal of Geosynthetics and Ground Engineering**, [s. l.], v. 1, n.3, p.1-14, 15 jul. 2015.

REDDY, K. R.; HETTIARACHCHI, H.; PARAKALLA, N. S.; GANGATHULASI, J.; BOGNER, J. E. Geotechnical properties of fresh municipal solid waste at Orchard Hills Landfill, USA. **Waste Management**, [s. l.], v. 29, n. 2, p. 952-959, fev. 2009.

REDDY, K. R.; BASHA, B. M. Slope stability of waste dumps and landfills: state-of-the-art and future challenges. In: PROCEEDINGS OF INDIAN GEOTECHNICAL CONFERENCE, 2014. Berlin. **Anais [...]**. Berlin: Springer, 2312–2337, 2014.

REMÉDIO, Flávio Henrique. **Análise de estabilidade de taludes de aterro de resíduos sólidos urbanos utilizando parâmetros geotécnicos de propostas bibliográficas e correlações com o NSPT**. 2014. Dissertação (Mestrado em Geociências) - Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2014.

REYNOLDS, R. T. “25-years of loading an old Presumpscot formation landslide: A case history.” In: 2015 SYMPOSIUM. ON THE PRESUMPCOT FORMATION, 29, 2015. **Anais [...]**. Orono, ME: Univ. of Maine. p. 1-29.

RIBEIRO, Libânia da Silva *et al.* Monitoramento físico-químico de um biorreator com resíduos sólidos urbanos em escala piloto na cidade de Campina Grande (PB). **Engenharia Sanitária e Ambiental (Online)**, v. 21, n. 1, p. 1-9, 2016.

RIBEIRO, Libânia da Silva. **Estudo da Degradação dos Resíduos Sólidos Urbanos através dos Parâmetros Físicos e Físico-Químicos em um Biorreator de Escala Experimental**. 2012. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2012.

RICHARD, T.; TRAUTMANN, N.; KRASNY, M.; FREDENBURG, S.; STUART, C. **The science and engineering of composting**. The Cornell composting website: Cornell University. Disponível em: http://agrienvarchive.ca/bioenergy/download/cornell_composting.pdf. 1 ago. 2019.

ROCHA, E. F.; AZEVEDO, R. F. Determinação da condutividade hidráulica e da capacidade de campo de resíduos sólidos urbanos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE MECÂNICA DOS SOLOS E ENGENHARIA GEOTÉCNICA, 16., 2008, Búzios, Rio Janeiro. **Anais [...]**. Búzios: 2008. 8p.

ROCHA, Elisângela Maria Rodrigues. **Desempenho de um sistema de lagoas de estabilização na redução da carga orgânica do percolado gerado no aterro da Muribeca (PE)**. 2005. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2005.

ROCHA, G. N.; CARVALHO JÚNIOR, F. H.; JUCÁ, J. F. T. Estudo da estabilidade de célula para viabilizar aumento de vida útil em aterro sanitário. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOTECNIA AMBIENTAL, 9., 2019, São Carlos. **Anais [...]**. São Carlos: IGS-Brasil/ABMS, 2019.

RODRIGUES, M. S.; DA SILVA, F.C.; BARREIRA, L. P.; KOVACS, A. Compostagem: reciclagem de resíduos sólidos orgânicos. *In: SPADOTTO, C. A.; RIBEIRO, W. (Org.). Gestão de Resíduos na agricultura e agroindústria*. FEPAF: UNESP Botucatu, 2006. p.63-94.

RODRIGUES, M. I.; IEMMA, A. F. Planejamento de experimentos e otimização de processos. **Campinas – SP**. Caso do Espírito Amigo Fraternidade Fé e Amor. Campinas, 2014.

ROLF, Esther *et al.* A generalizable and accessible approach to machine learning with global satellite imagery. **Nature communications**, v. 12, n. 1, p. 1-11, 2021.

SANTOS, A. M.; SEIXAS, J. M. D.; PEREIRA, B. D. B.; MEDRONHO, R. D. A. Usando Redes Neurais Artificiais e Regressão Logística na predição da Hepatite A. **Revista Brasileira de Epidemiologia**, v. 8, n. 2, 117-126, 2005.

SANTOS, S. M.; JUCÁ, J. F. T.; ARAGAO, J. M. S. **Geotechnical properties of a solid waste landfill: Muribeca's case**. In: Proc. of the Third International Congress on Environmental Geotechnics. 1998. p. 181-184.

SASSI, Cecilia P; PEREZ, Felipe G; MIYAZATO, Letícia; *et al.* Modelos de regressão linear múltipla utilizando os softwares R e statistica: uma aplicação a dados de conservação de frutas. [S.l: s.n.], 2012.

SCHREIER, M.; TOMAS, J. Verfahrenstechnische bewertung einer trommelsiebmaschine fuer die hausmuellaufbereitung. **Muell und Abfall**, [s. l.] v. 30, n. 9, p. 568-76, 1998.

SCHULER, Alexandre Roberto. **Análise do comportamento de um aterro municipal de resíduos sólidos urbanos instrumentado**. 2010. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) -Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2010.

SHARIATMADARI, N.; SADEGHPOUR, A. H.; MOKHTARI, MJIJCE. Aging effect on physical properties of municipal solid waste at the Kahrizak Landfill, Iran. **International Journal of Civil Engineering**, v. 13, n. 1, p. 126-136, 2015.

SHARIATMADARI, N.; SADEGHPOUR, A. H.; RAZAGHIAN, F. Effects of aging on the shear strength behavior of municipal solid waste. **International Journal of Civil Engineering**, v. 12, n. 3, p. 226-237, 2014.

SHEN, L. Liquid depth study and stability analysis of municipal solid waste landfill. Tese (Doutorado) - Zhejiang University, Zhejiang, 2011.

SHENG, Hui *et al.* Vertical Expansion Stability of an Existing Landfill: A Case Study of a Landfill in Xi'an, China. **Advances in Civil Engineering**, v. 2021, 2021.

SHI, D.; ADINOLFI, V.; COMIN, R.; YUAN, M.; ALAROUSU, E.; BUIN, A.; CHEN, Y.; HOOGLAND, S.; ROTHENBERGER, A.; KATSIEV, K.; LOSOVYJ, Y.; ZHANG, X.; DOWBEN, P. A.; MOHAMMED, O. F.; SARGENT, E. H.; BAKR, O. M. Low trap-state density and long carrier diffusion in organolead trihalide perovskite single crystals. **Science**, [s. l.], v. 347, n. 6221, p. 519-522, 30 jan. 2015.

SHI, Jianyong *et al.* Effect of elevated temperature on solid waste shear strength and landfill slope stability. **Waste Management & Research**, v. 39, n. 2, p. 351-359, 2021.

SILVA, A. K. M.; MOTA, F. S. B. **Caracterização dos Resíduos Sólidos Urbanos: Aproveitamento do Biogás**. 1 ed. Curitiba: Editora Appris, 2019. 213p.

SILVA, Alessandra dos Santos. **Avaliação da toxicidade dos resíduos sólidos urbanos da cidade de Campina Grande – PB**. 2012. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2012.

SILVA, Bruno Viegas. **Estabilidade de túneis de aterros não controlados de resíduos**. 2014. Dissertação (Mestrado em Engenharia Geológica-Geotecnia) – Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa, Lisboa, Portugal, 2014.

SILVA, Elice Lira *et al.* Proposta de Plano de Encerramento do Lixão em Palmeira dos Índios. In: IX CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOTECNIA AMBIENTAL, 8, 2019. **Anais [...]**. São Carlos, São Paulo.

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

SILVEIRA, A. M. de M. **Estudo do peso específico de resíduos sólidos urbanos**. Rio de Janeiro: UFRJ, 2004. Tese, (Mestre em Ciências) Programa de Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2004.

SIMÕES, G. F.; CATAPRETA, C. A. A. Settlement Monitoring at Belo Horizonte Sanitary Landfill, Brazil. In: INTERNATIONAL WASTE MANAGEMENT AND LANDFILL SYMPOSIUM, 12., 2009, Sta Margherita di Pula. **Proceedings [...]**. Sardinia, Italy: 2009.

SIMÕES, G. F.; SILVA, F. H. R.; CATAPRETA, C. A. A.; SOUZA, T. C. Considerações sobre a Interpretação de Registros de Monitoramento de Recalques em Aterros Sanitários. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE MECÂNICA DOS SOLOS E ENGENHARIA GEOTÉCNICA, 15., 2010, Gramado. **Anais [...]**. Rio Grande do Sul: ABMS, 2010.

SIMÕES, Gustavo Ferreira. **Modelo para avaliação de recalques em aterros de disposição de resíduos sólidos urbanos**. 2000. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2000.

SINGH M. K.; FLEMING I. R.; SHARMA J. S. Estimation of mechanical properties of municipal solid waste using stochastic modeling. In: INTERNATIONAL WASTE MANAGEMENT AND LANDFILL SYMPOSIUM, 11, 2007. Sardinia. **Anais [...]**. CISA: Cagliari. 2007

SIVAKUMAR BABU, G. L. *et al.* Influence of spatially variable geotechnical properties of MSW on stability of landfill slopes. **Journal of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste**, [s. l.]. v. 18, n. 1, p. 27–37, 2014.

SLIMANI, R. *et al.* Leachate flow around a well in MSW landfill: Analysis of field tests using Richards model. **Waste Management**, v. 63, p. 122-130, 2017.

SOARES, Érika Leite de Souza Ferreira. **Estudo da caracterização gravimétrica e poder calorífico dos resíduos sólidos urbanos**. 2011. Dissertação (Mestrado em Ciências em Engenharia Civil) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2011.

SOWERS, G. F. Settlement of waste disposal fills. *In: THE INTERNATIONAL CONFERENCE ON SOIL MECHANICS AND FOUNDATION ENGINEERING*, 8., 1973, Moscow. **Anais [...]**. Moscow: 1973, v. 2, parte 2, p.207-210.

SPENCER, E. A method of analysis of the stability of embankments assuming parallel inter-slice forces. **Géotechnique**, [s. l.], v. 17, n.1, p. 11-26, mar. 1967.

STOLL, U. W. Mechanical Properties of Milled Domestic Trash. *In: NATIONAL WATER RESOURCES ENGINEERING MEETING*, 1971, Pheonix, AZ. **Anais [...]**. Pheonix: ASCE, 1971.

STRAUSS, Marcos. **Análise de estabilidade de talude do aterro sanitário da zona norte de Porto Alegre**. 1998. Dissertação (Mestrado em Engenharia) - Escola de Engenharia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1998.

SWATI, M.; JOSEPH, K. Settlement analysis of fresh and partially stabilised municipal solid waste in simulated controlled dumps and bioreactor landfills. **Waste Management**, [s. l.], v. 28, n. 8, p. 1355-1363, 4 jun. 2007.

SZWALEC, Artur *et al.* Physicochemical and geotechnical properties of an ash-slag mixture deposited on a landfill in terms of its use in engineering. **Geology, Geophysics and Environment**, v. 43, n. 2, 2017.

TAPAHUASCO, W. F. C; SANTOS, P. M. Análise crítica referente ao uso das ferramentas da teoria de adensamento para solos aplicadas aos resíduos sólidos urbanos. *In: CONGRESSO BRASILEIRO DE MECÂNICA DOS SOLOS E ENGENHARIA GEOTÉCNICA*, 15., 2010, Gramado. **Anais [...]**. Gramado: ABMS, 2010. 8p.

TATIBANA, C. Y.; KAETSU, D. Y. Homepage de Redes Neurais. Disponível em: <<http://www.din.uem.br/ia/neurais/>>. Acesso em: 28 de abriu 2020. 72. 2020

TAVARES, José Luís Lopes. **Aplicação de redes neuronais no planejamento de emergência de barragens de aterro**. 2011. Dissertação (Mestre em Construção e Hidráulica em Engenharia Civil) - Universidade Lusófona de Humanidades e Tecnologias, Lisboa. 2011.

TCHOBANOGLIOUS, George; THEISEN, Hilary; VIGIL, Samuel. **Integrated solid waste management: Engineering principles and management issues**. McGraw-Hill, 1993.

TEIXEIRA, M. C.; PINHEIRO, R. J. B. Avaliação e previsão de recalques nos aterros sanitários de Minas do Leão e São Leopoldo, Estado do Rio Grande do Sul. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, [s. l.]. v.23, p.345-354, 2018.

THAKUR, Disha; GUPTA, Ashok Kumar; GANGULY, Rajiv. Geotechnical properties of fresh and degraded MSW in the foothill of Shivalik range Una, Himachal Pradesh. **International Journal of Recent Technology and Engineering**, [s. l.], v. 8, n. 2, p. 363-374, 2019.

THE MATHWORKS. Disponível em: <<http://www.mathworks.com>>. Acesso em: 10 set. 2020.

TIQUIA, S. M.; TAM, N.F.Y.; HODGKISS, I. J. Salmonella elimination during composting of spent pig litter. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 63, n. 2, p.193- 196, 19 jun. 1998.

TONUS, Bianca Penteadó de Almeida. **Estabilidade de taludes: avaliação dos métodos de equilíbrio limite aplicados a uma encosta coluvionar e residual da serra do mar paranaense**. 2009. Dissertação (Mestrado em Geotecnia) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2009.

TOSUN, Y. I. Stabilization of Slope with Use of Coal Boiler Bottom Ash, Fly Ash and Geosynthetics for Bottom Seal Layer for Municipal Waste Landfill. In: **ISRM 1st International Conference on Advances in Rock Mechanics-TuniRock 2018**. OnePetro, 2018.

USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Technical guidance for RCRA/CERCLA final covers**. Washington DC., 2004. 421p.

VAL, E. C.; NETO, L. A. A New Piezometer for Sanitary Landfills. In: INTERNATIONAL CONGRESS ON ENVIRONMENTAL GEOTECHNICS, 1., 1994, Edmonton, Canada. **Anais [...]**. Edmonton: 1994, p.651-656.

van ELK, A. G. H. P.; CORREIA, L.R.; RITTER, E. Análise dos recalques em longo prazo no vazadouro de Marambaia. **Revista da Engenharia Sanitária**, [s. l.]. v. 24, n.3, p. 547 -557, 2019.

van ELK, A. G. H. P.; MAÑAS, L. S.; BOSCOV, M. E. G. Field survey of compressibility of municipal solid waste. **Soils and Rocks**, [s. l.]. v.37, n.1, p.85-95, 2014.

VAN ELK, Ana Ghislane Henriques Pereira *et al.* Análise dos Deslocamentos Verticais e Horizontais do Vazadouro de Marambaia, Nova Iguaçu–RJ. 2018.

VAN IMPE, W. F.; BOUAZZA, Abdelmalek. Large shear tests on compacted bales of municipal solid wastes. **Soils and foundations**, v. 38, n. 3, p. 199-200, 1998.

VAN MEERTEN, J. J.; SELMEIJER, J. B.; PEREBOOM, D. Prediction of Landfill Settlement. In: INTERNATIONAL LANDFILL SYMPOSIUM, 5., 1995, Sardinia, Italy. **Anais [...]**. Italy: 1995.

VON BLOTTNITZ, H.; PEHLKEN, A.; PRETZ, Th. The description of solid wastes by particle mass instead of particle size distributions. **Resources, Conservation and Recycling**, [s. l.], v. 34, n. 3, p. 193-207, fev. 2002.

VU, H. L.; BOLINGBROKE, D.; NG, K. T. W.; FALLAH, B. Assessment of waste characteristics and their impact on GIS vehicle collection route optimization using ANN waste forecasts. **Waste Management**, [s. l.]. v. 88, p. 118–130, 2019a.

WALL, D. K; ZEISS, C. Municipal landfill biodegradation and settlement. **Journal of Environmental Engineering**, [s. l.], v. 121, n. 3, p.214-224, 1 mar. 1995.

WANG, Y.; ZHANG, Z.; XU, H.; WU, D.; HE, X.; FANG, Y.; ZHANG, Y. Testing the hydraulic conductivity of degraded municipal solid waste in China. **Environmental Geotechnics**, [s. l.], p. 1-8, 2019.

WANG, Z. P.; DELAUNE, R. D.; MASSCHELEYN, P. H.; PATRICK, W. H. JR. Soil redox and pH effects on methane production in a flooded rice soil. **Soil Science Society of America Journal**, [s. l.], v.57, n.2, p.382-385, 2009.

WARITH, M; SHARMA, R. Technical review of methods to enhance biological degradation in sanitary landfills. **Water Quality Research Journal of Canada**, [s. l.], v. 33, n. 3, p. 417-438, 1998.

WHO. **International reference center for wastes disposal: Methods of analysis of sewage sludge solid waste and compost**. Switzerland, 1978. 49p.

WIEMER, Klaus. **Qualitative und quantitative Kriterien zur Bestimmung der Dichte von Abfällen in geordneten Deponien**. 1982. Dissertação – Universidade Técnica de Berlin, 1982

WILLMOTT, Cort J. On the validation of models. **Physical geography**, v. 2, n. 2, p. 184-194, 1981.

WONG, Wilson Win Yue. **Investigation of the geotechnical properties of municipal solid waste as a function of placement properties**. 2009. Thesis (Master of Science in Civil and Environmental Engineering) - Faculty of California Polytechnic State University, San Luis Obispo, USA, 2009.

XIE, H.; JIANG, Y.; ZHANG, C.; FENG, S. An analytical model for volatile organic compound transport through a composite liner consisting of a geomembrane, a GCL, and a soil liner. **Environmental Science and Pollution Research**, [s. l.]. v. 22, p. 2824–2836. 2015a.

XIE, H.; JIANG, Y.; ZHANG, C.; FENG, S.; QIU, Z. Steady-state analytical models for performance assessment of landfill composite liners. **Environmental Science and Pollution Research**, [s. l.]. v. 22, p. 12198–12214, 2015b.

XU, A. *et al.* Applying artificial neural networks (ANNs) to solve solid waste-related issues: A critical review. **Waste Management**, [s. l.]. v. 124, p. 385-402, 2021.

XU, Q. *et al.* The catastrophic landfill flowslide at Hongao dumpsite on 20 December 2015 in Shenzhen, China. **Natural Hazards and Earth System Sciences**, v. 17, n. 2, p. 277-290, 2017.

XU, Q.; TOLAYMAT, Thabet; TOWNSEND, Timothy G. Impact of pressurized liquids addition on landfill slope stability. **Journal of geotechnical and geoenvironmental engineering**, v. 138, n. 4, p. 472-480, 2012.

YAMAWAKI, Atsushi; DOI, Yoichi; OMINE, Kiyoshi. Slope stability and bearing capacity of landfills and simple on-site test methods. **Waste Management & Research**, v. 35, n. 7, p. 730-738, 2017.

YANG, R.; XU, Z.; CHAI, J.; QIN, Y.; LI, Y.. Permeability test and slope stability analysis of municipal solid waste in Jiangcungou Landfill, Shaanxi, China. **Journal of the Air & Waste Management Association**, v. 66, n. 7, 655-662, 2016.

YE, Jian *et al.* Seepage model and spacing design of horizontal trench in landfills. **Chinese Journal of Geotechnical Engineering**, p. 10, 2016.

YEN, B. C.; SCANLON, B. Sanitary landfill settlement rates. **Journal of the Geotechnical Engineering Division**, [s. l.], v. 101, n. 5, p. 475-487, 1975.

YESILLER, N.; HANSON, J. L.; COX, J. T.; NOCE, D. E. Determination of specific gravity of municipal solid waste. **Waste Management**, [s. l.], v. 34, n. 5, p. 848-858, mai. 2014.

YEŞİLLER, Nazli; HANSON, James L.; YEE, Emma H. Waste heat generation: A comprehensive review. **Waste Management**, v. 42, p. 166-179, 2015.

YIN Y.P., LI B., WANG W.P., ZHAN L.T., XUE Q., GAO Y., ZHANG N., CHEN H.Q., LIU T.K., LI A.G. Mechanism of the December 2015 Catastrophic Landslide at the Shenzhen Landfill and Controlling Geotechnical Risks of Urbanization. **Engineering**, v. 2, n. 2, p. 230-249, 2016.

ZANGENEH, N.; AZIZIAN, A.; LYE, L.; POPESCU, R. Application of response surface methodology in numerical geotechnical analysis. *In: CANADIAN SOCIETY FOR GEOTECHNICAL CONFERENCE*, 55., 2002, Hamilton. **Proceedings** [...]. Hamilton: 2002.

ZECCOS D. P. (2005) Evaluation of static and dynamic properties of municipal solid-waste. University of California, Berkeley.

ZEKKOS, D.; ATHANASOPOULOS, G. A.; BRAY, J. D.; GRIZI, A.; THEODORATOS, A. Large-scale direct shear testing of municipal solid waste. **Waste Management**, [s. l.], v.30, n. (8-9), 1544-1555, ago./set. 2010.

ZEKKOS, D.; BRAY, J.D.; KAVAZANJIAN JR., E.; MATASOVIC, N.; RATHJE, E.M.; RIEMER, M.F.; STOKOE, K.H. Unit weight of municipal solid waste. **ASCE Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering**, [s. l.], v. 132, n. 10, p. 1250-1261. out. 2006.

ZEKKOS, D. *et al.* Physical characterization of municipal solid waste for geotechnical purposes. **Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering**, v. 136, n. 9, p. 1231-1241, 2010.

ZHAN, T. L. T.; CHEN, Y. M.; LING, W. A. Shear strength characterization of municipal solid waste at the Suzhou landfill, China. **Engineering Geology**, [s. l.], v. 97, Issues 3-4, p.97-111, 4 abr. 2008.

ZHAN, T. L. T.; XU, X .B.; CHEN, Y. M.; MA, X. F. Dependence of gas collection efficiency on leachate level at wet municipal solid waste landfills and its improvement methods in China. **Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering**, [s. l.]. v.141, n. 4, 2015.

ZHANG, G.; PATUWO, B. E.; HU, M. Y. Forecasting with artificial neural networks:: The state of the art. **International journal of forecasting**, v. 14, n. 1, p. 35-62, 1998.

ZHANG, Wen-jie; ZHANG, Gai-ge; CHEN, Yun-min. Analyses on a high leachate mound in a landfill of municipal solid waste in China. **Environmental Earth Sciences**, v. 70, n. 4, p. 1747-1752, 2013.

ZHANG, Zhenying *et al.* Global study on slope instability modes based on 62 municipal solid waste landfills. **Waste Management & Research**, v. 38, n. 12, p. 1389-1404, 2020.

ZHANG, Zhenying *et al.* Influence of effective stress and dry density on the permeability of municipal solid waste. **Waste Management & Research**, v. 36, n. 5, p. 471-480, 2018.

ZIYANG, L.; YOUCAI, Z.; TAO, Y.; YU, S.; HUILI, C.; NANWEN, Z.; RENHUA, H. Natural attenuation and characterization of contaminants composition in landfill leachate under different disposing ages. **Science of Total Environment**, [s. l.], v. 407, n. 10, p. 3385-3391, fev. 2009.

ZORNBERG, J. G.; JERNIGAN, B. L.; SANGLERAT, T. R.; COOLEY, B. H. Retention of free liquids in landfills undergoing vertical expansion. **Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering**, [s. l.], v.125, n.7, 1999.

APÊNDICE A

Tabela 33 – Contribuição dos resíduos depositados no ASCG no ano de 2015 a 2020

Municípios	2015		2016		2017		2018		2019		2020		Total	
	Massa (t)	Qtd.												
Areia					888,6	0,6%	3180,1	1,8%	2737,2	1,6%	3209,2	1,6%	10015,1	1,1%
Barauna											504,3	0,3%	504,3	0,1%
Barra de Santa Rosa											365,5	0,2%	365,5	0,0%
Barra de Santana					213,1	0,1%	306,5	0,2%	285,5	0,2%	332,6	0,2%	1137,8	0,1%
Boa Vista	234,2	0,4%	113,7	0,1%	549,3	0,3%	585,3	0,3%	533,9	0,3%	680,4	0,3%	2696,8	0,3%
Camalaú											190,4	0,1%	190,4	0,0%
Campina Grande	58733,0	91,1%	64635,6	38,0%	150188,0	93,3%	36786,1	20,5%	135463,0	79,0%	161616,4	80,8%	607422,1	64,2%
Congo											491,2	0,2%	491,2	0,1%
Coxixola									87,4	0,1%	174,4	0,1%	261,8	0,0%
Cubati									394,0	0,2%	682,5	0,3%	1076,5	0,1%
Damião											315,5	0,2%	315,5	0,0%
Esperança							188,4	0,1%					188,4	0,0%
Fagundes											504,6	0,3%	504,6	0,1%
Frei Martinho											251,8	0,1%	251,8	0,0%
Gado Bravo					86,6	0,1%	297,0	0,2%	201,1	0,1%	227,7	0,1%	812,4	0,1%
Gurjão											242,3	0,1%	242,3	0,0%
Itatuba					389,5	0,2%	1026,5	0,6%	922,4	0,5%	981,8	0,5%	3320,3	0,4%
Lagoa Seca			899,4	0,5%	3699,8	2,3%	3700,5	2,1%	3395,7	2,0%	3851,1	1,9%	15546,5	1,6%
Massaranduba									621,7	0,4%	1282,5	0,6%	1904,2	0,2%
Matinhas											130,1	0,1%	130,1	0,0%
Montadas	272,8	0,4%	243,1	0,1%	744,4	0,5%	780,7	0,4%	766,8	0,4%	916,2	0,5%	3724,0	0,4%

Nova Floresta											143,4	0,1%	143,4	0,0%	
Nova Palmeira											360,9	0,2%	360,9	0,0%	
Olivedos											120,0	0,1%	120,0	0,0%	
Ouro Velho											211,3	0,1%	211,3	0,0%	
Pedra Lavrada											378,2	0,2%	378,2	0,0%	
Prata									215,6	0,1%	379,4	0,2%	595,0	0,1%	
Puxinanã	527,0	0,8%	477,9	0,3%	1106,3	0,7%	1322,2	0,7%	1152,8	0,7%	1399,4	0,7%	5985,5	0,6%	
Queimadas								4231,4	2,4%	7204,9	4,2%	8925,6	4,5%	20361,9	2,2%
Riachão de Santo Antônio										124,4	0,1%	222,9	0,1%	347,3	0,0%
Riachão do Bacamarte										360,0	0,2%	318,2	0,2%	678,2	0,1%
Salgado de São Felix											615,1	0,3%	615,1	0,1%	
Santa Cecília					103,5	0,1%	127,5	0,1%	289,0	0,2%	550,4	0,3%	1070,5	0,1%	
São João do Cariri											308,2	0,2%	308,2	0,0%	
São Sebastião de Lagoa de Roça											177,2	0,1%	177,2	0,0%	
Serra Redonda										113,5	0,1%	237,5	0,1%	351,0	0,0%
Soledade											234,9	0,1%	234,9	0,0%	
Sossego											284,8	0,1%	284,8	0,0%	
<i>Empresa privadas</i>	4716,8	7,3%	103762,5	61,0%	3056,3	1,9%	127159,9	70,8%	16568,7	9,7%	8173,5	4,1%	263437,7	27,8%	
Total	64483,7	6,8%	170132,3	18,0%	161025,5	17,0%	179692,1	19,0%	171437,6	18,1%	199991,2	21,1%	946762,4	100%	

APÊNDICE B

Figura 113 – deslocamentos verticais monitorados pelos marcos topográficos

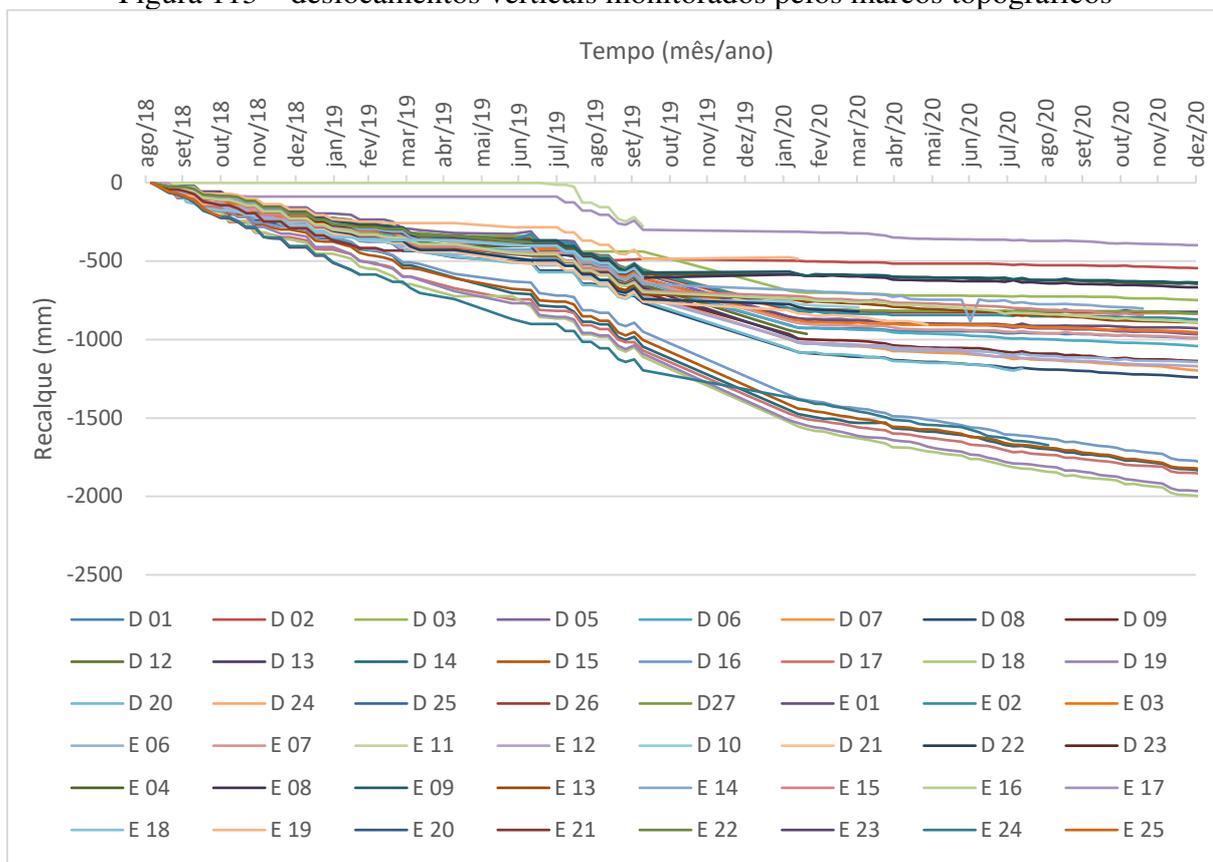
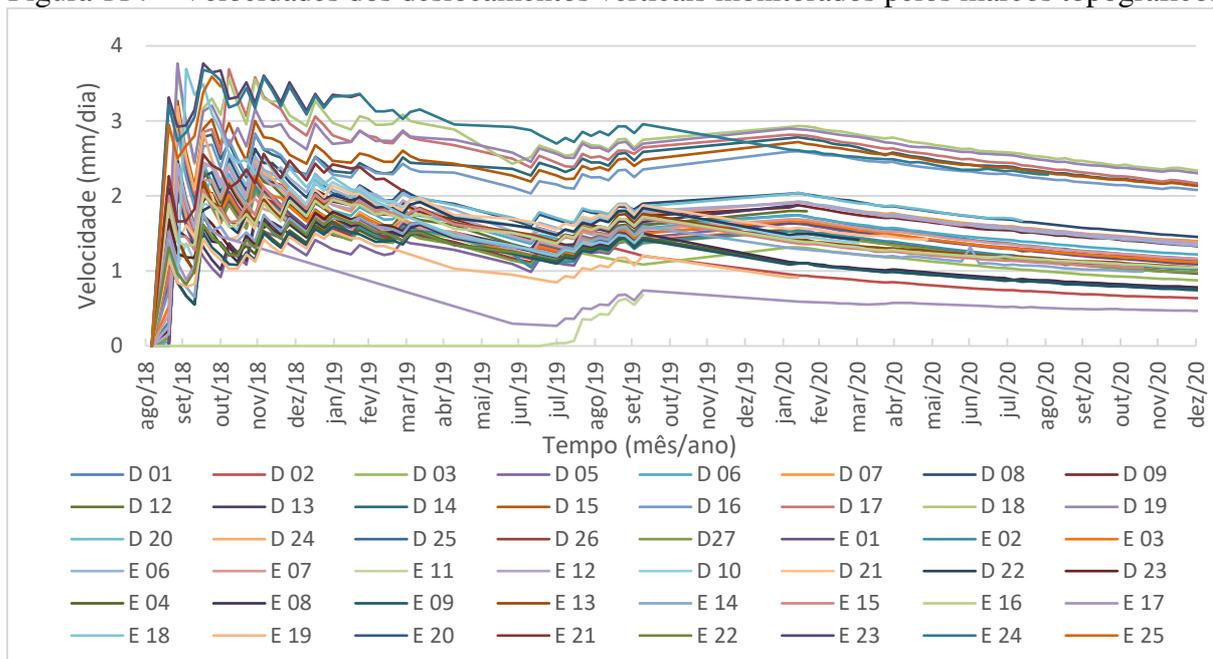


Figura 114 – Velocidades dos deslocamentos verticais monitorados pelos marcos topográficos



APÊNDICE C

Figura 115 - Superfície resposta para tensão cisalhante dos resíduos com 1 ano de idade para a condição não inundada (a) e inundada (b) em função da tensão normal e peso específico, com umidade fixada em 49,5%

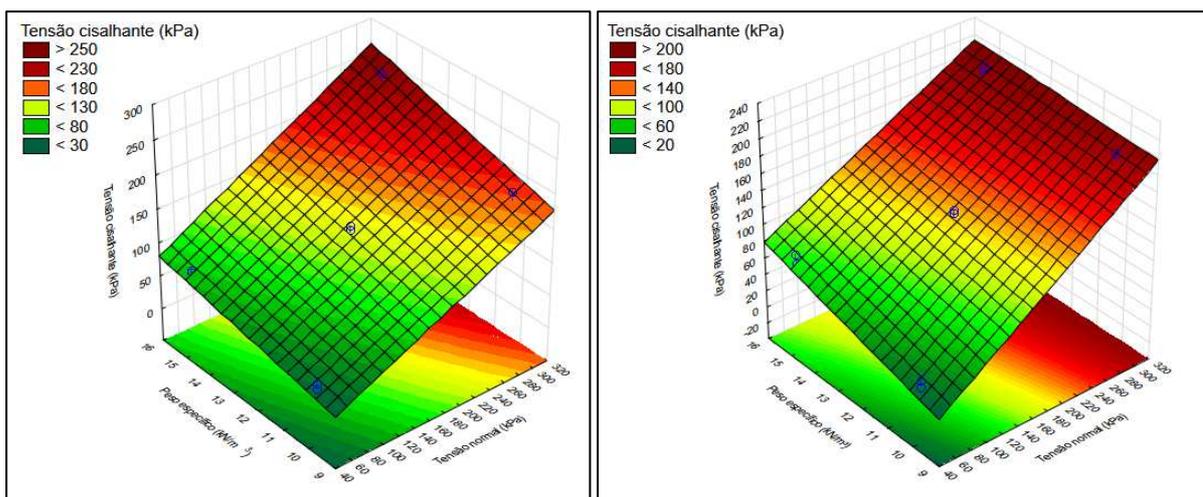


Figura 116 – Superfície resposta para tensão cisalhante dos resíduos com 1 ano de idade para a condição não inundada (a) e não inundada (b) em função da tensão normal e umidade, com peso específico fixado em 12,5 kN/m³

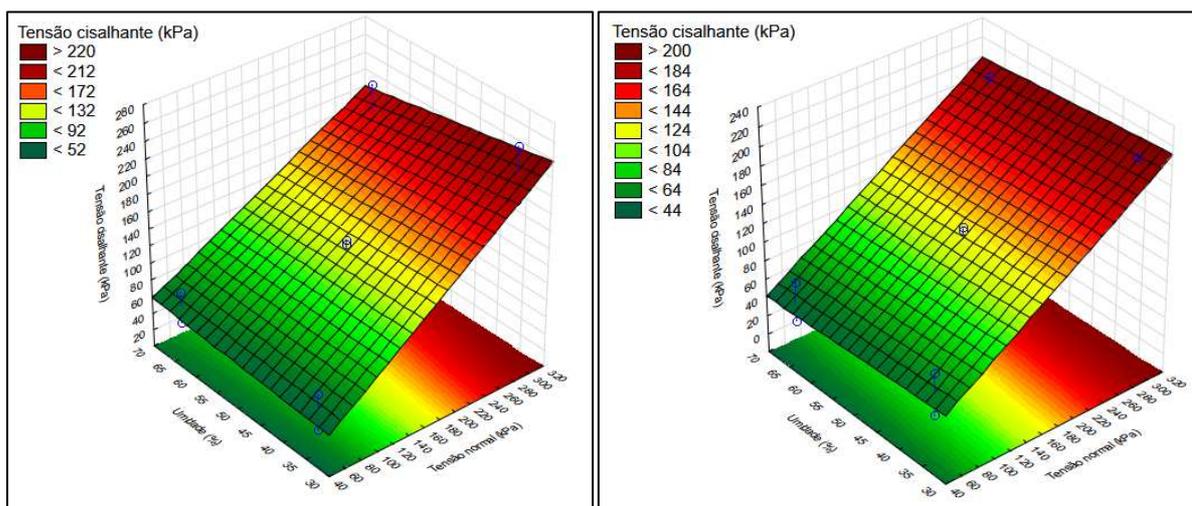


Figura 117 – Superfície resposta para tensão cisalhante dos resíduos com 1 ano de idade para a condição não inundada (a) e inundada (b) em função da umidade e peso específico, com tensão normal fixada em 175 kPa

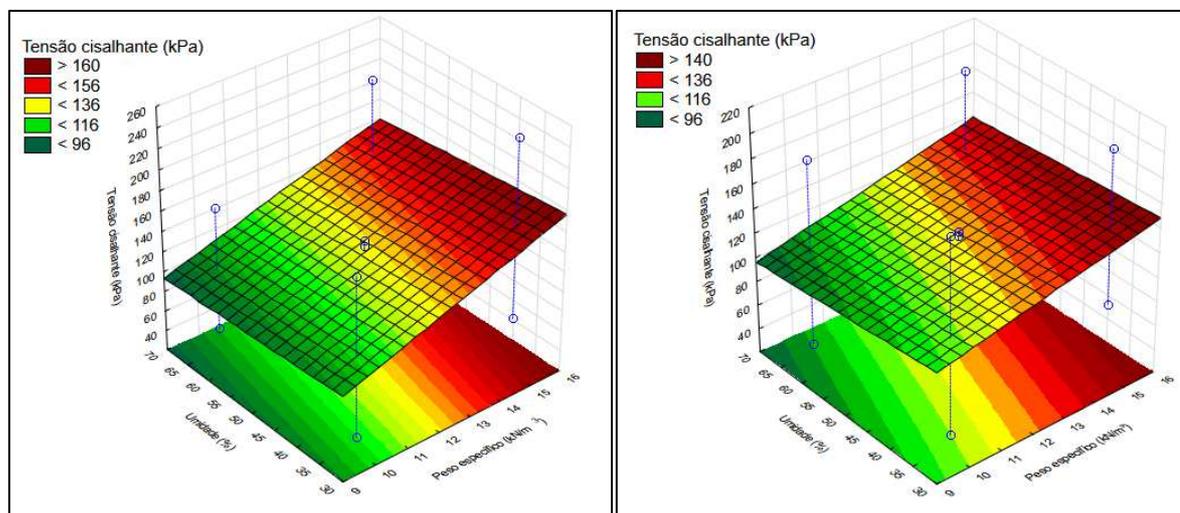


Figura 118 – Superfície resposta para tensão cisalhante dos resíduos com 2 anos de idade para a condição não inundada (a) e inundada (b) em função da tensão normal e peso específico, com umidade fixada em 49,5%

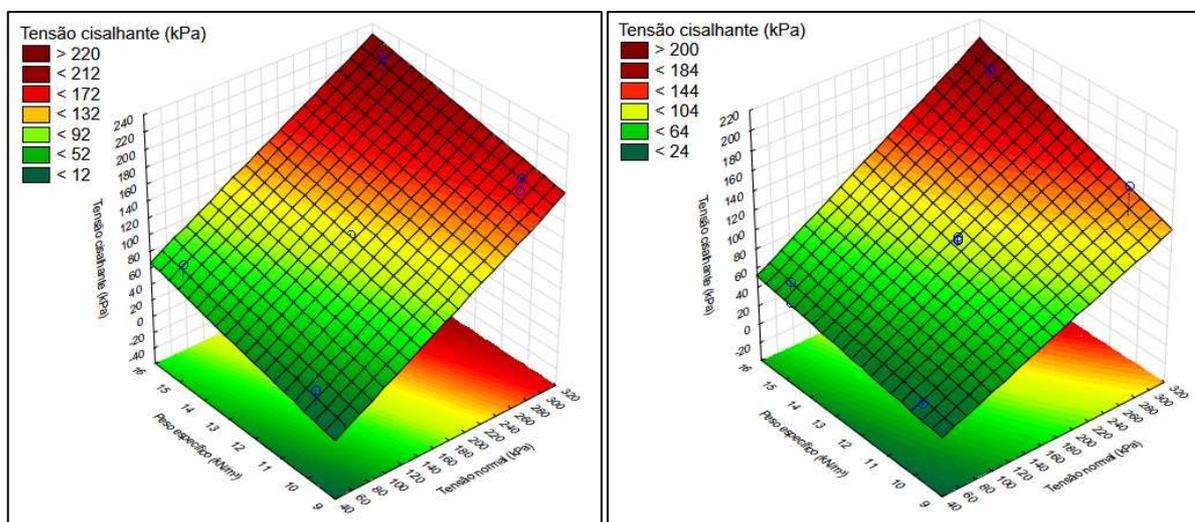


Figura 119 – Superfície resposta para tensão cisalhante dos resíduos com 2 anos de idade para a condição não inundada (a) e não inundada (b) em função da tensão normal e umidade, com peso específico fixado em $12,5 \text{ kN/m}^3$

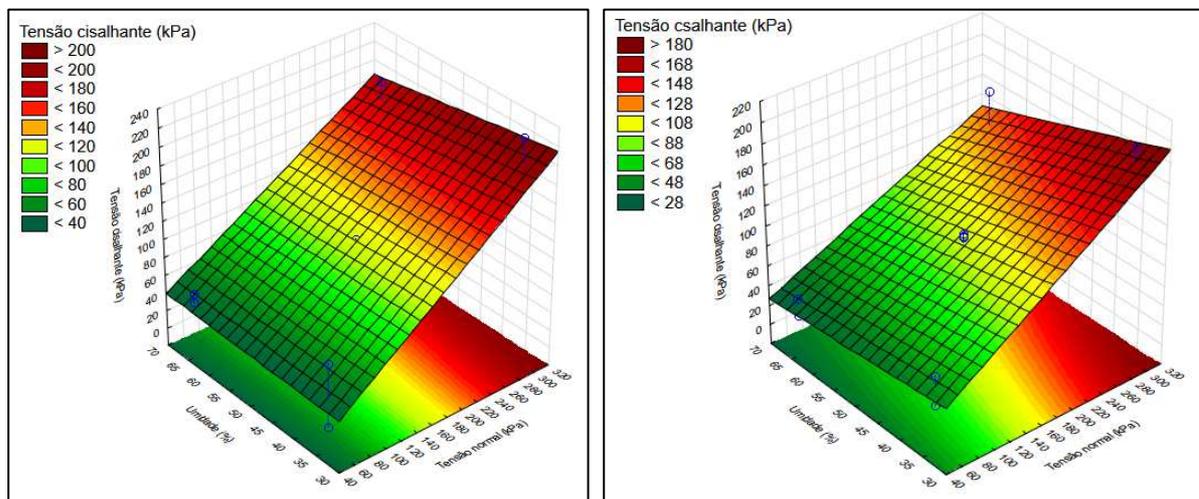
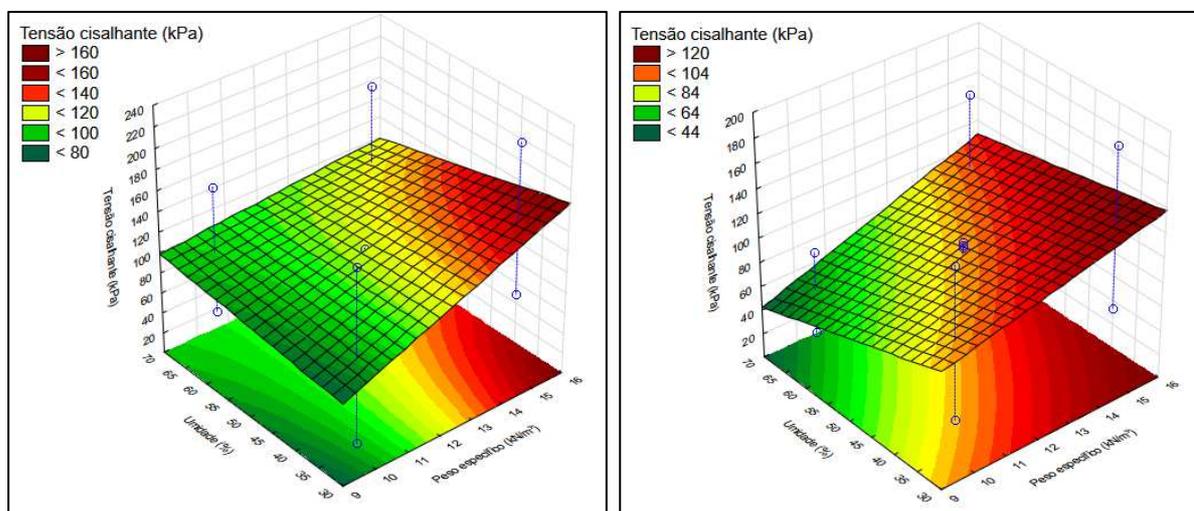


Figura 120 – Superfície resposta para tensão cisalhante dos resíduos com 2 anos de idade para a condição não inundada (a) e inundada (b) em função da umidade e peso específico, com tensão normal fixada em 175 kPa



APÊNDICE D

Tabela 34 – Coeficiente de regressão para determinação da tensão cisalhante dos resíduos recém aterrados para condição inundada

Fatores	Coeficiente de regressão	Erro puro	t Calc 2 gl	p-valor	Estimativa por intervalo (95%)	
					Lim. inf	Lim. Sup
Média	-80,8064	199,91	-0,4042	0,725180	-940,94	779,3275
Tensão normal	0,4534	0,5058	0,89632	0,464670	-1,723	2,6298
Peso específico	5,9665	15,2488	0,39128	0,733344	-59,644	71,5769
Umidade	1,9325	3,5851	0,53903	0,643844	-13,493	17,3581
Tensão normal com peso específico	0,0179	0,0336	0,53263	0,647543	-0,127	0,1626
Tensão normal com umidade	-0,0058	0,0054	-1,0648	0,398510	-0,029	0,0176
Peso específico com umidade	-0,1290	0,2712	-0,4758	0,681138	-1,296	1,0379

Tabela 35 - Coeficiente de regressão para determinação da tensão cisalhante dos resíduos com 1 ano aterrados para condição não inundada

Fatores	Coeficiente de regressão	Erro puro	t Calc 2 gl	p-valor	Estimativa por intervalo (95%)	
					Lim. inf	Lim. Sup
Média	-90,1534	48,19560	-1,8706	0,202316	-297,52	117,2155
Tensão normal	0,5860	0,12195	4,80536	0,040682	0,061	1,1107
Peso específico	7,9495	3,67632	2,16234	0,163097	-7,868	23,7674
Umidade	0,6724	0,86434	0,77796	0,518014	-3,047	4,3914
Tensão normal com peso específico	0,0175	0,00811	2,16091	0,163262	-0,017	0,0524
Tensão normal com umidade	-0,0042	0,00131	-3,2414	0,083440	-0,010	0,0014
Peso específico com umidade	-0,0215	0,06538	-0,3286	0,773689	-0,303	0,2598

Tabela 36 – Coeficiente de regressão para determinação da tensão cisalhante dos resíduos com 1 ano aterrados para condição inundada

Fatores	Coeficiente de regressão	Erro puro	t Calc 2 gl	p-valor	Estimativa por intervalo (95%)	
					Lim. inf	Lim. Sup
Média	-73,6594	62,91719	-1,1707	0,362319	-344,37	197,0514
Tensão normal	0,8610	0,15920	5,40822	0,032530	0,176	1,5460

Peso específico	8,9845	4,79928	1,87205	0,202087	-11,665	29,6341
Umidade	-0,4950	1,12835	-0,4387	0,703751	-5,350	4,3600
Tensão normal com peso específico	-0,0231	0,01058	-2,178	0,161299	-0,069	0,0225
Tensão normal com umidade	-0,0002	0,00171	-0,0903	0,936262	-0,007	0,0072
Peso específico com umidade	0,0169	0,08536	0,19765	0,861584	-0,350	0,3841

Tabela 37 – Coeficiente de regressão para determinação da tensão cisalhante dos resíduos com 2 anos aterrados para condição não inundada

Fatores	Coeficiente de regressão	Erro puro	t Calc 2 gl	p-valor	Estimativa por intervalo (95%)	
					Lim. inf	Lim. Sup
Média	-239,117	36,37192	-6,5742	0,022364	-395,61	-82,6210
Tensão normal	0,728	0,09203	7,90731	0,015620	0,332	1,1237
Peso específico	19,695	2,77442	7,09885	0,019272	7,758	31,6326
Umidade	3,135	0,65229	4,80571	0,040676	0,328	5,9413
Tensão normal com peso específico	0,000	0,00612	-0,0373	0,973660	-0,027	0,0261
Tensão normal com umidade	-0,003	0,00099	-3,0131	0,094752	-0,007	0,0013
Peso específico com umidade	-0,238	0,04934	-4,8187	0,040470	-0,450	-0,0255

Tabela 38 – Coeficiente de regressão para determinação da tensão cisalhante dos resíduos com 2 anos aterrados para condição inundada

Fatores	Coeficiente de regressão	Erro puro	t Calc 2 gl	p-valor	Estimativa por intervalo (95%)	
					Lim. inf	Lim. Sup
Média	46,42549	12,94390	3,5867	0,069705	-9,2676	102,1186
Tensão normal	0,32646	0,03275	9,9675	0,009916	0,18554	0,4674
Peso específico	-0,96380	0,98735	-0,9761	0,431942	-5,2120	3,2844
Umidade	-1,39469	0,23214	-6,0081	0,026602	-2,3935	-0,3959
Tensão normal com peso específico	0,02552	0,00218	11,7218	0,007199	0,01616	0,0349
Tensão normal com umidade	-0,00406	0,00035	-11,549	0,007414	-0,0056	-0,0025
Peso específico com umidade	0,08603	0,01756	4,8992	0,039227	0,01048	0,1616

APÊNDICE E

Quadro 12 – Resumo das RNA modeladas para predição da tensão cisalhante dos RSU aterrados

Algoritmo	Código	Feed forward BP		Coeficiente de correlação			Checagens de validação	Status do treinamento			
		Arquitetura (Entrada-Oculto-Saída)	Função de adaptação (Oculto-Saída)	Treinamento	Teste	Validação		Performance (MSE)	Gradiente	Épocas	Mu
Trainbr	1	4-5-1	Logsig-Logsig	0,855	0,848	-	-	1,58E+03	0,55	495	5,00E+10
	2	4-5-1	PureLin-Logsig	0,759	0,745	-	-	1,76E+03	0,9	44	5,00E+10
	3	4-5-1	Tansig-Logsig	0,851	0,869	-	-	1,62E+03	1,06	231	5,00E+10
	4	4-5-1	Logsig-Purelin	1	1	-	-	3,46E-04	0,113	1000	5,00E+01
	5	4-5-1	PureLin-Purelin	0,928	0,931	-	-	3,07E+02	141	1000	5,00E-10
	6	4-5-1	Tansig-Purelin	1	1	-	-	1,30E-02	0,0095	1000	5,00E+01
	7	4-5-1	Logsig-Tansig	0,999	0,999	-	-	1,65E+00	0,000105	743	5,00E+10
	8	4-5-1	PureLin-Tansig	0,928	0,928	-	-	3,09E+02	0,62	1000	5,00E-08
	9	4-5-1	Tansig-Tansig	0,999	0,999	-	-	1,20E+00	0,0000975	1000	5,00E-03
Trainln	10	4-5-1	Logsig-Logsig	0,82	0,811	0,804	0	1,60E+03	0,246	1000	5,00E-05
	11	4-5-1	PureLin-Logsig	0,755	0,749	0,748	10	1,79E+03	0,00181	18	1,00E+01
	12	4-5-1	Tansig-Logsig	0,849	0,861 1	0,859	10	1,61E+03	0,144	455	1,00E-02
	13	4-5-1	Logsig-Purelin	1	1	1	0	4,10E-03	0,0116	1000	1,00E-03
	14	4-5-1	PureLin-Purelin	0,929	0,932	0,926	0	3,05E+02	0,0000627	9	1,00E-10
	15	4-5-1	Tansig-Purelin	1	1	1	0	3,89E-03	4,64	1000	1,00E-04
	16	4-5-1	Logsig-Tansig	0,998	0,998	0,998	10	7,58E+00	1,15	104	1,00E-01
	17	4-5-1	PureLin-Tansig	0,929	0,929	0,924	2	3,06E+02	0,000107	9	1,00E-10
	18	4-5-1	Tansig-Tansig	0,999	0,999	0,999	0	2,25E+00	2,18	1000	1,00E-05

Trainbr	19	4-10-1	Logsig-Logsig	0,854	0,857	-	-	1,61E+03	0,723	1000	5,00E-02
	20	4-10-1	PureLin-Logsig	0,757	0,769	-	-	1,78E+03	0,92	93	5,00E+10
	21	4-10-1	Tansig-Logsig	0,855	0,847	-	-	1,57E+03	1,23	303	5,00E+10
	22	4-10-1	Logsig-Purelin	1	1	-	-	8,29E-06	0,00303	1000	5,00E+02
	23	4-10-1	PureLin-Purelin	0,929	0,929	-	-	5,35E+02	267000	1000	5,00E-09
	24	4-10-1	Tansig-Purelin	1	1	-	-	8,87E-06	0,000298	1000	5,00E+04
	25	4-10-1	Logsig-Tansig	1	1	-	-	7,07E-03	0,202	1000	5,00E+00
	26	4-10-1	PureLin-Tansig	0,928	0,928	-	-	3,09E+02	0,587	1000	5,00E-09
	27	4-10-1	Tansig-Tansig	1	1	-	-	7,54E-03	0,0255	1000	5,00E+02
Trainlm	28	4-10-1	Logsig-Logsig	0,85	0,858	0,857	0	1,60E+03	0,00805	1000	1,00E-05
	29	4-10-1	PureLin-Logsig	0,748	0,749	0,768	10	1,77E+03	7,16	36	1,00E+00
	30	4-10-1	Tansig-Logsig	0,461	0,447	0,464	10	2,05E+03	12,6	307	1,00E-01
	31	4-10-1	Logsig-Purelin	1	1	1	0	9,72E-06	0,000771	1000	1,00E-04
	32	4-10-1	PureLin-Purelin	0,929	0,929	0,926	0	3,04E+02	6,56E-08	4	1,00E-07
	33	4-10-1	Tansig-Purelin	1	1	1	10	9,47E-06	0,00267	1000	1,00E-04
	34	4-10-1	Logsig-Tansig	1	1	0,999	0	1,68E-02	0,135	1000	1,00E-04
	35	4-10-1	PureLin-Tansig	0,929	0,923	0,93	9	3,08E+02	0,00000127	14	1,00E+10
	36	4-10-1	Tansig-Tansig	0,999	0,999	0,999	5	8,04E-01	18,1	1000	1,00E-04
Trainbr	37	4-15-1	Logsig-Logsig	0,855	0,846	-	-	1,58E+03	0,702	865	5,00E+10
	38	4-15-1	PureLin-Logsig	0,758	0,764	-	-	1,80E+03	0,926	55	5,00E+10
	39	4-15-1	Tansig-Logsig	0,854	0,854	-	-	1,60E+03	1,29	445	5,00E+10
	40	4-15-1	Logsig-Purelin	1	1	-	-	8,29E-06	0,00862	1000	5,00E+02
	41	4-15-1	PureLin-Purelin	0,928	0,934	-	-	3,06E+02	1,28	1000	5,00E-08
	42	4-15-1	Tansig-Purelin	1	1	-	-	8,73E-06	0,000176	1000	5,00E+04

	43	4-15-1	Logsig-Tansig	1	1	-	-	1,89E-02	11,3	1000	5,00E+01
	44	4-15-1	PureLin-Tansig	0,929	0,927	-	-	3,04E+02	27,4	1000	5,00E-09
	45	4-15-1	Tansig-Tansig	1	1	-	-	1,51E-02	0,0521	1000	5,00E+02
TrainIn	46	4-15-1	Logsig-Logsig	0	0	0	0	2,35E+03	4,98E-08	2	1,00E-03
	47	4-15-1	PureLin-Logsig	0,761	0,755	0,737	10	1,78E+03	0,005	22	1,00E+01
	48	4-15-1	Tansig-Logsig	0,856	0,854	0,844	10	1,59E+03	0,342	448	1,00E-03
	49	4-15-1	Logsig-Purelin	1	1	1	0	8,54E-06	0,000443	1000	1,00E-05
	50	4-15-1	PureLin-Purelin	0,928	0,933	0,929	2	3,11E+02	0,00000002	3	1,00E-06
	51	4-15-1	Tansig-Purelin	1	1	1	0	8,13E-06	0,000216	1000	1,00E-05
	52	4-15-1	Logsig-Tansig	1	1	1	0	4,95E-03	1,12	1000	1,00E-04
	53	4-15-1	PureLin-Tansig	0,929	0,923	0,929	8	3,01E+02	0,00000030 7	12	1E-10
54	4-15-1	Tansig-Tansig	1	1	1	0	3,32E-03	0,0183	1000	1,00E-03	

Quadro 13 – Resumo das RNA modeladas para predição do intercepto coesivo dos RSU aterrados

Algoritmo	Código	Feed forward BP		Coeficiente de correlação			Checagens de validação	Status do treinamento			
		Arquitetura (Entrada-Oculto-Saída)	Função de adaptação (Oculto-Saída)	Treinamento	Teste	Validação		Performance (MSE)	Gradiente	Épocas	Mu
Trainbr	1	4-5-1	Logsig-Logsig	0,822	0,7465	-	-	158	2,6	876	5,00E+10
	2	4-5-1	PureLin-Logsig	0,571	0,5	-	-	170	3,57	113	5,00E+10
	3	4-5-1	Tansig-Logsig	0,829	0,75	-	-	171	6,43	325	5,00E+10
	4	4-5-1	Logsig-Purelin	0,998	0,998	-	-	0,411	0,0182	212	5,00E+10
	5	4-5-1	PureLin-Purelin	0,717	0,633	-	-	82,6	8,9	1000	5,00E-04
	6	4-5-1	Tansig-Purelin	0,998	0,996	-	-	0,734	0,0611	203	5,00E+10
	7	4-5-1	Logsig-Tansig	0,997	0,978	-	-	1,13	0,051	214	5,00E+10
	8	4-5-1	PureLin-Tansig	0,718	0,0674	-	-	88,5	92,7	1000	5,00E-06
	9	4-5-1	Tansig-Tansig	0,991	0,979	-	-	2,88	0,23	130	5,00E+10
Trainlm	10	4-5-1	Logsig-Logsig	0,72	0,3	0,618	6	167	0,029	18	1,00E-03
	11	4-5-1	PureLin-Logsig	0,572	0,811	0,355	6	180	1,44	7	1,44E+00
	12	4-5-1	Tansig-Logsig	0,375	0,429	0,716	6	222	0,0000463	7	6,00E+00
	13	4-5-1	Logsig-Purelin	0,904	0,921	0,878	6	9,84	15,8	13	1,00E-02
	14	4-5-1	PureLin-Purelin	0,64	0,701	0,89	2	87,5	5,28E-13	4	1,00E-07
	15	4-5-1	Tansig-Purelin	0,992	0,981	0,994	10	1,86	2,94	30	1,00E-01
	16	4-5-1	Logsig-Tansig	0,979	0,958	0,958	10	5,56	0,87	23	1,00E-01
	17	4-5-1	PureLin-Tansig	0,724	0,646	0,751	8	74,8	0,000000214	11	1,00E-10
	18	4-5-1	Tansig-Tansig	0,991	0,985	0,99	10	2,03	4,24	36	1,00E-01
Trainbr	19	4-10-1	Logsig-Logsig	0,81	0,83	-	-	160	2,82	939	5,00E+10
	20	4-10-1	PureLin-Logsig	0,588	0,472	-	-	183	4,73	297	5,00E+10
	21	4-10-1	Tansig-Logsig	0,827	0,674	-	-	169	5,63	594	5,00E+10

	22	4-10-1	Logsig-Purelin	1	0,999	-	-	0,0000686	0,000927	1000	5,00E+00
	23	4-10-1	PureLin-Purelin	0,685	0,771	-	-	85,1	10,5	1000	5,00E-04
	24	4-10-1	Tansig-Purelin	1	0,999	-	-	0,000182	0,00363	1000	5,00E+01
	25	4-10-1	Logsig-Tansig	0,998	0,993	-	-	0,533	0,0787	293	5,00E+10
	26	4-10-1	PureLin-Tansig	0,711	0,723	-	-	97,6	103	1000	5,00E-05
	27	4-10-1	Tansig-Tansig	0,687	0,772	-	-	162	226	10000	0,00E+00
	Trainlm	28	4-10-1	Logsig-Logsig	0,078	0	0	10	184	1,1E-15	6
29		4-10-1	PureLin-Logsig	0,602	0,484	0,466	10	173	0,379	15	1,00E-01
30		4-10-1	Tansig-Logsig	0,107	0	0,379	10	209	0,589	12	1,00E-01
31		4-10-1	Logsig-Purelin	0,998	0,994	0,992	10	0,546	0,411	56	1,00E-02
32		4-10-1	PureLin-Purelin	0,679	0,606	0,78	0	77,1	0,00000363	5	1,00E+10
33		4-10-1	Tansig-Purelin	0,992	0,974	0,976	10	1,88	5,55	33	1,00E-01
34		4-10-1	Logsig-Tansig	0,979	0,972	0,927	10	2,44	0,153	21	1,00E-02
35		4-10-1	PureLin-Tansig	0,558	0,559	0,477	10	84,9	0,00000027	12	1,00E-10
36		4-10-1	Tansig-Tansig	0,999	0,964	0,953	10	0,237	0,626	43	1,00E-02
Trainbr	37	4-15-1	Logsig-Logsig	0,85	0,732	-	-	140	2,65	641	5,00E+10
	38	4-15-1	PureLin-Logsig	0,622	0,547	-	-	486	5,08	41	5,00E+10
	39	4-15-1	Tansig-Logsig	0,85	0,766	-	-	165	6,09	468	5,00E+10
	40	4-15-1	Logsig-Purelin	1	1	-	-	0,00000686	0,000605	1000	5,00E+00
	41	4-15-1	PureLin-Purelin	0,724	0,751	-	-	84,7	8,19	1000	5,00E-04
	42	4-15-1	Tansig-Purelin	1	1	-	-	0,00000368	0,00276	1000	5,00E+01
	43	4-15-1	Logsig-Tansig	0,999	0,998	-	-	0,331	0,0711	516	5,00E+10
	44	4-15-1	PureLin-Tansig	0,71	0,727	-	-	86,2	9,83	1000	5,00E-04
	45	4-15-1	Tansig-Tansig	0,999	0,994	-	-	0,167	0,0874	818	5,00E+10
Trainlm	46	4-15-1	Logsig-Logsig	0	0	0	0	192	4E-21	6	1,00E-05

	47	4-15-1	PureLin-Logsig	0,585	0,507	0,628	10	183	0,946	10	1,00E-07
	48	4-15-1	Tansig-Logsig	0	0	0	0	249	1,05E-11	3	1,00E-06
	49	4-15-1	Logsig-Purelin	1	0,999	0,999	0	0,000000581	0,000103	1000	1,00E-06
	50	4-15-1	PureLin-Purelin	0,734	0,678	0,553	2	76,8	1,87E-10	3	1,00E-06
	51	4-15-1	Tansig-Purelin	0,999	0,989	0,998	10	0,0212	0,267	64	1,00E-02
	52	4-15-1	Logsig-Tansig	0,999	0,985	0,995	10	0,119	0,918	29	1,00E-03
	53	4-15-1	PureLin-Tansig	0,733	0,737	0,63	10	79,5	0,000000326	12	1,00E-10
	54	4-15-1	Tansig-Tansig	0,999	0,967	0,983	10	0,16	0,184	20	1,00E-02

Quadro 14 – Resumo das RNA modeladas para predição do ângulo de atrito dos RSU aterrados

Algoritmo	Código	Feed forward BP		Coeficiente de correlação			Checagens de validação	Status do treinamento			
		Arquitetura (Entrada-Oculto-Saída)	Função de adaptação (Oculto-Saída)	Treinamento	Teste	Validação		Performance (MSE)	Gradiente	Épocas	Mu
Trainbr	1	4-5-1	Logsig-Logsig	0,855	0,925	-	-	6,65	0,197	334	5,00E+10
	2	4-5-1	PureLin-Logsig	0,709	0,687	-	-	10,5	0,494	1000	5,00E+06
	3	4-5-1	Tansig-Logsig	0,728	0,626	-	-	9,49	0,587	322	5,00E+10
	4	4-5-1	Logsig-Purelin	1	0,999	-	-	0,000128	0,00000269	591	5,00E+10
	5	4-5-1	PureLin-Purelin	0,762	0,85	-	-	8,1	1,3	1000	5,00E-04
	6	4-5-1	Tansig-Purelin	1	1	-	-	0,000154	0,00000598	751	5,00E+10
	7	4-5-1	Logsig-Tansig	0,999	0,998	-	-	0,0441	0,00197	128	5,00E+10
	8	4-5-1	PureLin-Tansig	0,728	0,975	-	-	7,94	1,18	1000	5,00E-05
	9	4-5-1	Tansig-Tansig	0,999	0,999	-	-	0,0288	0,00243	357	5,00E+10
Trainlm	10	4-5-1	Logsig-Logsig	0,446	0,413	0,537	10	23,9	0,00041	11	1,00E-05
	11	4-5-1	PureLin-Logsig	0,589	0,565	0,63	10	9,2	0,0104	14	1,00E-11
	12	4-5-1	Tansig-Logsig	0,886	0,907	0,92	10	6,68	0,304	35	1,00E-03
	13	4-5-1	Logsig-Purelin	0,999	0,999	0,999	10	0,001	0,311	200	1,00E-05
	14	4-5-1	PureLin-Purelin	0,828	0,706	0,486	0	6,76	1,48E-14	5	1,00E-08
	15	4-5-1	Tansig-Purelin	0,999	0,999	0,999	10	0,0174	0,102	52	1,00E-03
	16	4-5-1	Logsig-Tansig	0,999	0,998	0,999	10	0,0184	0,0951	52	1,00E-04
	17	4-5-1	PureLin-Tansig	0,797	0,752	0,681	7	7,32	0,000000071	10	1,00E-08
	18	4-5-1	Tansig-Tansig	0,998	0,994	0,998	10	0,0894	0,0767	77	1,00E-04
Trainbr	19	4-10-1	Logsig-Logsig	0,884	0,946	-	-	6,92	0,2	1000	6,60E+00
	20	4-10-1	PureLin-Logsig	0,71	0,673	-	-	10	0,447	1000	3,99E+01
	21	4-10-1	Tansig-Logsig	0,705	0,771	-	-	8,91	0,515	191	9,91E-01

	22	4-10-1	Logsig-Purelin	1	1	-	-	0,00000134	0,000517	1000	2,57E+00
	23	4-10-1	PureLin-Purelin	0,832	0,483	-	-	6,81	12,9	1000	1,24E-01
	24	4-10-1	Tansig-Purelin	1	1	-	-	0,000000936	0,00141	1000	6,84E+00
	25	4-10-1	Logsig-Tansig	0,7805	0,766	-	-	7,52	0,391	157	5,00E+10
	26	4-10-1	PureLin-Tansig	0,806	0,386	-	-	7,55	1,57	1000	5,00E-05
	27	4-10-1	Tansig-Tansig	0,799	0,679	-	-	6,98	91	1000	5,00E+10
	Trainlm	28	4-10-1	Logsig-Logsig	0,903	0,797	0,938	10	7,22	0,00181	24
29		4-10-1	PureLin-Logsig	0,671	0,809	0,779	10	8,5	0,0000443	15	1,00E-14
30		4-10-1	Tansig-Logsig	0,642	0,65	0,416	10	13,6	0,0755	27	1,00E-03
31		4-10-1	Logsig-Purelin	0,998	0,998	0,99	10	0,0238	0,342	60	1,00E-04
32		4-10-1	PureLin-Purelin	0,793	0,86	0,495	2	7,36	1,98E-10	4	1,00E-07
33		4-10-1	Tansig-Purelin	1	1	1	10	0,00000114	0,000135	1000	1,00E-06
34		4-10-1	Logsig-Tansig	0,999	0,993	0,996	10	0,0202	0,0577	24	1,00E-04
35		4-10-1	PureLin-Tansig	0,795	0,68	0,682	8	7,79	4,43E-09	10	1,00E-02
36		4-10-1	Tansig-Tansig	0,999	0,999	0,999	10	0,00163	0,0333	176	1,00E-04
Trainbr	37	4-15-1	Logsig-Logsig	0,876	859	-	-	7,44	0,202	1000	5,00E-01
	38	4-15-1	PureLin-Logsig	0,713	0,732	-	-	9,3	1,62	1000	5,00E+06
	39	4-15-1	Tansig-Logsig	0,74	0,553	-	-	9,84	0,528	100	5,00E+10
	40	4-15-1	Logsig-Purelin	0,764	0,832	-	-	7,97	0,45	240	5,00E+10
	41	4-15-1	PureLin-Purelin	0,765	0,819	-	-	6,99	1,86	1000	5,00E-04
	42	4-15-1	Tansig-Purelin	0,738	0,967	-	-	8,05	0,994	193	5,00E+10
	43	4-15-1	Logsig-Tansig	0,796	0,633	-	-	7,42	0,379	124	5,00E+10
	44	4-15-1	PureLin-Tansig	0,785	0,74	-	-	7,51	2,61	1000	5,00E-04
	45	4-15-1	Tansig-Tansig	0,775	0,792	-	-	7,44	0,767	138	5,00E+10
Trainlm	46	4-15-1	Logsig-Logsig	0,905	0,895	0,925	10	6,65	0,00308	33	1,00E-04

	47	4-15-1	PureLin-Logsig	0,68	0,786	0,792	10	9,65	0,000116	16	1,00E-14
	48	4-15-1	Tansig-Logsig	0,903	0,941	0,946	10	7,67	0,00158	31	1,00E-04
	49	4-15-1	Logsig-Purelin	0,999	0,999	0,999	10	0,000282	0,00929	10	1,00E-04
	50	4-15-1	PureLin-Purelin	0,803	0,686	0,605	2	7,86	8,56E-10	3	1,00E-06
	51	4-15-1	Tansig-Purelin	0,999	0,994	0,999	10	0,00169	0,0243	16	1,00E-03
	52	4-15-1	Logsig-Tansig	0,999	0,999	0,999	10	0,00576	0,0358	49	1,00E-04
	53	4-15-1	PureLin-Tansig	0,813	0,706	0,772	7	2,8	0,000000127	10	1,00E-10
	54	4-15-1	Tansig-Tansig	0,999	0,998	0,999	10	0,00383	0,0165	22	1,00E-03

Quadro 15 – Resumo das RNA modeladas para predição do intercepto coesivo e do ângulo de atrito de forma simultânea dos RSU aterrados

Algoritmo	Código	Feed forward BP		Coeficiente de correlação			Checagens de validação	Status do treinamento			
		Arquitetura (Entrada-Oculto-Saída)	Função de adaptação (Oculto-Saída)	Treinamento	Teste	Validação		Performance (MSE)	Gradiente	Épocas	Mu
Trainbr	1	4-5-2	Logsig-Logsig	0,672	0,733	-	-	83,5	1,24	1000	5,00E-01
	2	4-5-2	PureLin-Logsig	0,527	0,336	-	-	89,2	1,91	53	5,00E+10
	3	4-5-2	Tansig-Logsig	0,704	0,682	-	-	84,2	2,29	267	5,00E+10
	4	4-5-2	Logsig-Purelin	0,992	0,986	-	-	1,6	0,0272	121	5,00E+10
	5	4-5-2	PureLin-Purelin	0,76	0,635	-	-	44,6	3,58	1000	5,00E-04
	6	4-5-2	Tansig-Purelin	0,989	0,97	-	-	2,21	0,0905	120	5,00E+10
	7	4-5-2	Logsig-Tansig	0,988	0,971	-	-	2,66	0,622	207	5,00E+10
	8	4-5-2	PureLin-Tansig	0,715	0,842	-	-	56,4	62,6	1000	5,00E-05
	9	4-5-2	Tansig-Tansig	0,984	0,975	-	-	3,38	0,176	1000	5,00E-01
Trainlm	10	4-5-2	Logsig-Logsig	0,471	0,337	0,456	10	96,6	0,0411	34	1,00E-02
	11	4-5-2	PureLin-Logsig	0,439	0,233	0,608	10	106	17,8	12	1,00E+00
	12	4-5-2	Tansig-Logsig	0,731	0,602	0,774	10	85,3	0,436	36	1,00E-03
	13	4-5-2	Logsig-Purelin	0,963	0,948	0,968	10	6,64	3,11	10	1,00E-03
	14	4-5-2	PureLin-Purelin	0,753	0,655	0,763	2	44,8	1,48E-10	5	1,00E-08
	15	4-5-2	Tansig-Purelin	0,918	0,948	0,864	10	10,2	65,7	17	1,00E-02
	16	4-5-2	Logsig-Tansig	0,747	0,6	0,695	10	115	0,138	47	1,00E-02
	17	4-5-2	PureLin-Tansig	0,777	0,662	0,709	7	41,1	1,49E-08	11	1,00E-01
	18	4-5-2	Tansig-Tansig	0,983	0,921	0,969	10	2,87	5,17	55	1,00E-01
Trainbr	19	4-10-2	Logsig-Logsig	0,699	0,664	-	-	78,3	1,11	1000	5,00E-02
	20	4-10-2	PureLin-Logsig	0,512	0,437	-	-	97,8	2,14	1000	5,00E+10
	21	4-10-2	Tansig-Logsig	0,689	0,742	-	-	87,9	2,38	594	5,00E+10

	22	4-10-2	Logsig-Purelin	0,999	0,999	-	-	0,0162	0,000435	267	5,00E+10
	23	4-10-2	PureLin-Purelin	0,753	0,671	-	-	45,5	5,06	1000	5,00E-06
	24	4-10-2	Tansig-Purelin	0,999	0,999	-	-	0,00278	0,118	1000	5,00E+00
	25	4-10-2	Logsig-Tansig	0,998	0,989	-	-	0,402	0,018	157	5,00E+10
	26	4-10-2	PureLin-Tansig	0,764	0,725	-	-	44,1	3,45	1000	5,00E-04
	27	4-10-2	Tansig-Tansig	0,998	0,992	-	-	0,355	0,0291	1000	5,00E+10
	Trainlm	28	4-10-2	Logsig-Logsig	0,609	0,589	0,684	10	79,5	0,398	13
29		4-10-2	PureLin-Logsig	0	0	0	0	466	6,06E-39	1	1,00E-04
30		4-10-2	Tansig-Logsig	0,264	0,197	0,157	10	104	0,00112	59	1,00E-05
31		4-10-2	Logsig-Purelin	0,999	0,974	0,993	10	0,185	0,791	50	1,00E-03
32		4-10-2	PureLin-Purelin	0,738	0,697	0,798	2	45,3	6,5E-11	4	1,00E-07
33		4-10-2	Tansig-Purelin	0,999	0,999	0,999	10	0,0425	0,0989	132	1,00E-03
34		4-10-2	Logsig-Tansig	0,622	0,291	0,454	10	153	12,9	61	1,00E-04
35		4-10-2	PureLin-Tansig	0,34	0,235	0,229	10	290	0,0000104	36	1,00E-07
36		4-10-2	Tansig-Tansig	0,325	0,259	0,43	10	334	35,7	26	1,00E-03
Trainbr	37	4-15-2	Logsig-Logsig	0,658	0,791	-	-	87,9	1,17	1000	5,00E-02
	38	4-15-2	PureLin-Logsig	0,529	0,442	-	-	94,8	2,07	49	5,00E+10
	39	4-15-2	Tansig-Logsig	0,72	0,731	-	-	76,9	2,27	1000	5,00E-01
	40	4-15-2	Logsig-Purelin	1	1	-	-	0,0000117	0,00866	1000	5,00E+00
	41	4-15-2	PureLin-Purelin	0,74	0,741	-	-	46,2	7,78	1000	5,00E-06
	42	4-15-2	Tansig-Purelin	1	1	-	-	0,0000273	0,0000795	1000	5,00E-01
	43	4-15-2	Logsig-Tansig	0	0	-	-	386	7,63E-14	2	5,00E-05
	44	4-15-2	PureLin-Tansig	0,765	0,655	-	-	43	3,28	1000	5,00E-04
	45	4-15-2	Tansig-Tansig	0,999	0,989	-	-	0,124	0,0193	415	5,00E+10
Trainlm	46	4-15-2	Logsig-Logsig	0,675	683	0,48	10	80,6	0,256	23	1,00E-04

	47	4-15-2	PureLin-Logsig	0,298	0,28	0	0	122	-	4	1,00E-07
	48	4-15-2	Tansig-Logsig	0,154	0,106	0,238	10	109	0,000775	20	1,00E-05
	49	4-15-2	Logsig-Purelin	0,999	0,998	0,992	10	0,0387	0,287	36	1,00E-03
	50	4-15-2	PureLin-Purelin	0,741	0,764	0,737	0	44,8	2,03E-13	4	1,00E-07
	51	4-15-2	Tansig-Purelin	0,999	0,999	0,999	10	0,0114	1,8	88	1,00E-03
	52	4-15-2	Logsig-Tansig	0,356	0,315	0,571	10	306	0,0291	81	1,00E-05
	53	4-15-2	PureLin-Tansig	0,749	0,696	0,763	9	47,2	0,00000267	13	1,00E-10
	54	4-15-2	Tansig-Tansig	0,998	0,982	0,993	10	0,39	0,373	25	1,00E-02

Quadro 16 – Desempenho das RNA com uma saída

Código	Tensão cisalhante					Intercepto coesivo					Ângulo de atrito				
	MSE	RMSE	MAE	R ²	E	MSE	RMSE	MAE	R ²	E	MSE	RMSE	MAE	R ²	E
1	1590,2	39,8779	27,382	0,7296	0,2843	161,394	12,7041	10,1073	0,6545	0,0361	6,6428	2,5774	1,4008	0,795	0,6552
2	1783,8	42,2347	34,0215	0,5725	0,1973	185,5016	13,6199	11,4347	0,3035	- 0,1078	10,409	3,2263	2,3573	0,4985	0,4596
3	1590	39,8754	27,294	0,7289	0,2844	164,233	12,8153	10,4903	0,6617	0,0192	10,3101	3,2109	2,3095	0,5048	0,4648
4	0,00034981	0,0187	0,0142	1	1	0,3935	0,6273	0,4989	0,9977	0,9976	0,00014585	0,0121	0,0092	1	1
5	305,7919	17,4869	13,5241	0,8626	0,8624	85,3137	9,2365	7,5118	0,4919	0,4905	7,7133	2,7773	2,0626	0,6007	0,5996
6	0,0127	0,1128	0,076	1	1	0,8552	0,9247	0,616	0,9949	0,9949	0,00016236	0,0127	0,0089	1	1
7	1,6388	1,2802	0,8089	0,9993	0,9993	1,7458	1,3213	0,9915	0,9897	0,9896	0,0477	0,2185	0,1434	0,9976	0,9975
8	307,4141	17,5332	13,599	0,8617	0,8617	93,7074	9,6803	7,8649	0,5003	0,4404	7,7979	2,7925	2,0709	0,6072	0,5952
9	1,2081	1,0991	0,7735	0,9995	0,9995	4,0037	2,0009	1,4894	0,9767	0,9761	0,0288	0,1697	0,113	0,9985	0,9985
10	1615,9	40,1981	28,0379	0,6668	0,2728	171,8691	13,1099	10,6996	0,4309	- 0,0264	30,0899	5,4854	4,7111	0,1982	-0,5621
11	1783,9	42,2367	33,9927	0,5668	0,1972	215,3792	14,6758	12,4482	0,2977	- 0,2863	12,3551	3,515	2,9018	0,3591	0,3586
12	1588,5	39,8566	27,1708	0,7274	0,2851	248,1327	15,7522	13,5942	0,1784	- 0,4819	6,2306	2,4961	1,23	0,7964	0,6766
13	0,004	0,0633	0,0404	1	1	31,189	5,5847	4,7227	0,8158	0,8137	0,0014	0,0374	0,0254	0,9999	0,9999
14	305,3425	17,4741	13,6607	0,8626	0,8626	85,7161	9,2583	7,543	0,4932	0,4881	7,8413	2,8002	2,0162	0,5992	0,5929
15	0,0038	0,0619	0,0441	1	1	3,1951	1,7875	1,276	0,9813	0,9809	0,0228	0,151	0,0901	0,9988	0,9988
16	7,3515	2,7114	1,9864	0,9967	0,9967	9,2479	3,041	2,342	0,9465	0,9448	0,0384	0,1959	0,119	0,9981	0,998
17	307,4309	17,5337	13,5976	0,8617	0,8616	83,2515	9,1242	7,4699	0,5038	0,5028	7,5779	2,7528	1,9983	0,6067	0,6066
18	2,2284	1,4928	0,9633	0,999	0,999	3,4492	1,8572	1,3298	0,98	0,9794	0,0964	0,3104	0,2287	0,995	0,995
19	1589,4	39,8673	27,2809	0,7302	0,2847	163,003	12,7673	10,4037	0,6544	0,0265	6,5956	2,5682	1,393	0,7996	0,6576

20	1783,8	42,2348	34,046	0,5762	0,1972	187,3558	13,6878	11,6254	0,3229	- 0,1189	10,421	3,2282	2,3577	0,498	0,459
21	1589,2	39,865	27,1127	0,7301	0,2848	163,606	12,7909	10,4038	0,6311	0,0229	10,3883	3,2231	2,33	0,5112	0,4607
22	8,4157E-06	0,0029	0,0025	1	1	0,0012	0,0353	0,0133	1	1	1,9718E-06	0,0014	0,0011	1	1
23	531,1589	23,0469	18,9445	0,8626	0,761	86,3787	9,294	7,5522	0,4896	0,4841	7,9781	2,8245	2,1054	0,6008	0,5858
24	8,9454E-06	0,003	0,0025	1	1	0,0018	0,0428	0,0195	1	1	2,0442E-06	0,0014	0,001	1	1
25	0,0075	0,0866	0,049	1	1	0,7711	0,8781	0,6141	0,9954	0,9954	7,5958	2,756	2,012	0,6061	0,6057
26	307,3994	17,5328	13,5391	0,8617	0,8617	92,9865	9,643	7,7827	0,5013	0,4447	7,5697	2,7513	2,0178	0,6071	0,607
27	0,0071	0,0844	0,0488	1	1	163,4919	12,7864	10,6649	0,4914	0,0236	7,6869	2,7725	1,9194	0,6031	0,6009
28	1587,8	39,8468	26,8376	0,7291	0,2855	202,7744	14,2399	12,1583	2,7647E-06	-0,211	6,3406	2,518	1,1991	0,7991	0,6708
29	1784,1	42,2383	33,9955	0,5649	0,1971	187,341	13,6873	11,6192	0,294	- 0,1188	10,4215	3,2282	2,3598	0,502	0,459
30	2040,4	45,1709	37,4279	0,2112	0,0818	457,5392	21,3902	18,0602	0,0164	- 1,7324	14,2586	3,7761	2,931	0,3725	0,2598
31	0,00000974	0,0031	0,0026	1	1	1,0162	1,0081	0,7355	0,994	0,9939	0,0975	0,3122	0,2435	0,9954	0,9949
32	305,2535	17,4715	13,6412	0,8626	0,8626	87,7454	9,3673	7,4747	0,478	0,476	7,6929	2,7736	2,0492	0,6014	0,6006
33	9,6412E-06	0,0031	0,0026	1	1	4,0053	2,0013	1,3736	0,9761	0,9761	7,1043E-06	0,0027	0,0016	1	1
34	0,0185	0,1359	0,081	1	1	8,7914	2,965	2,2536	0,9496	0,9475	0,0707	0,2658	0,1668	0,9965	0,9963
35	307,4436	17,5341	13,5237	0,8617	0,8616	131,3032	11,4588	9,0661	0,3123	0,2159	8,0921	2,8447	2,0179	0,5952	0,5799
36	0,8156	0,9031	0,641	0,9996	0,9996	3,6978	1,923	0,998	0,9785	0,9779	0,005	0,0709	0,0401	0,9997	0,9997
37	1589,7	39,871	27,239	0,7289	0,2846	160,6562	12,675	10,1828	0,6994	0,0406	6,9706	2,6402	1,5036	0,7575	0,6381
38	1783,8	42,2354	34,0806	0,5755	0,1972	188,4906	13,7292	11,7581	0,3735	- 0,1257	10,5469	3,2476	2,3626	0,5125	0,4525
39	1589,5	39,8688	27,1852	0,7298	0,2847	161,3617	12,7028	10,2345	0,7069	0,0363	10,3128	3,2114	2,3327	0,4982	0,4646
40	8,2851E-06	0,0029	0,0025	1	1	0,000029117	0,0054	0,002	1	1	7,7031	2,7754	2,0284	0,6013	0,6001
41	305,349	17,4742	13,5958	0,8626	0,8626	86,5704	9,3043	7,563	0,4911	0,483	7,8741	2,8061	2,0821	0,5974	0,5912

42	8,7141E-06	0,003	0,0025	1	1	0,000037007	0,0061	0,0023	1	1	7,7869	2,7905	2,0977	0,6037	0,5958
43	0,0179	0,1338	0,0684	1	1	0,4025	0,6344	0,4331	0,9977	0,9976	7,5912	2,7552	2,0343	0,6062	0,6059
44	307,4892	17,5354	13,4881	0,8618	0,8616	83,161	9,1193	7,5575	0,5049	0,5034	7,5876	2,7546	2,0144	0,6075	0,6061
45	0,0154	0,124	0,0626	1	1	0,5376	0,7332	0,4231	0,9969	0,9968	7,599	2,7566	1,9887	0,6063	0,6055
46	2372,3	48,7068	41,3812	0,00074921	- 0,0676	202,3876	14,2263	12,1476	0,0291	- 0,2087	6,0812	2,466	1,1247	0,8158	0,6843
47	1783,8	42,2349	34,0078	0,5721	0,1972	192,3518	13,8691	11,8618	0,3193	- 0,1487	10,4314	3,2298	2,3582	0,5028	0,4585
48	1587,8	39,8475	26,9105	0,7291	0,2854	239,2714	15,4684	12,7834	0,0149	- 0,4289	6,0662	2,463	1,1037	0,8228	0,6851
49	8,6226E-06	0,0029	0,0025	1	1	0,0131	0,1144	0,0462	0,9999	0,9999	0,0018	0,0429	0,027	0,9999	0,9999
50	305,284	17,4724	13,5433	0,8626	0,8626	86,5264	9,302	7,6545	0,4912	0,4833	8,1657	2,8576	2,1292	0,5938	0,5761
51	8,2132E-06	0,0029	0,0025	1	1	0,7906	0,8891	0,392	0,9954	0,9953	0,0704	0,2654	0,181	0,9965	0,9963
52	0,0044	0,0665	0,0349	1	1	1,3132	1,146	0,6916	0,9927	0,9922	0,0312	0,1766	0,1083	0,9984	0,9984
53	307,4602	17,5345	13,5094	0,8617	0,8616	83,4001	9,1324	7,549	0,5043	0,5019	7,6373	2,7636	2,0093	0,6039	0,6035
54	0,0038	0,062	0,0329	1	1	1,9966	1,413	0,9125	0,9883	0,9881	0,0236	0,1535	0,0901	0,9988	0,9988

Quadro 17 – Desempenho da RNA com duas saídas

Código	Desempenho da RNA para saída do intercepto coesivo					Desempenho da RNA para saída do ângulo de atrito				
	MSE	RMSE	MAE	R ²	E	MSE	RMSE	MAE	R ²	E
1	159,7705	12,64	10,0931	0,6815	0,0458	10,6354	3,2612	2,2299	0,5186	0,4479
2	186,548	13,6583	11,47	0,317	-0,1141	10,4721	3,2361	2,362	0,4944	0,4564
3	161,6066	12,7125	10,1218	0,6538	0,0349	10,2694	3,2046	2,1119	0,6307	0,4669
4	2,2695	1,5065	1,1294	0,9866	0,9864	1,2579	1,1215	0,825	0,935	0,9347
5	85,2082	9,2308	7,578	0,4933	0,4911	7,7661	2,7868	2,0432	0,5979	0,5968
6	3,7675	1,941	1,1792	0,9778	0,9775	2,5955	1,6111	1,2382	0,8656	0,8653
7	3,8114	1,9523	1,4705	0,9776	0,9772	2,2727	1,5075	1,1705	0,8845	0,882
8	95,1535	9,7547	7,8202	0,4963	0,4317	8,5881	2,9306	2,1704	0,5985	0,5542
9	3,6965	1,9226	1,5055	0,9785	0,9779	3,6926	1,9216	1,4216	0,8087	0,8083
10	188,8129	13,7409	11,464	0,2102	-0,1276	9,6532	3,107	2,0939	0,5304	0,4989
11	198,7894	14,0993	11,8802	0,3016	-0,1872	10,4395	3,231	2,392	0,486	0,4581
12	154,6828	12,4372	9,5109	0,6594	0,0762	6,7116	2,5907	1,5304	0,7704	0,6516
13	6,5275	2,5549	1,8698	0,9618	0,961	8,8226	2,9703	2,3271	0,543	0,542
14	85,8266	9,2643	7,492	0,4914	0,4874	7,7597	2,7856	2,1204	0,6003	0,5972
15	28,9388	5,3795	4,0872	0,8467	0,8272	6,8469	2,6167	2,0066	0,653	0,6446
16	189,7671	13,7756	10,634	0,6117	-0,1333	71,6432	8,4642	6,9631	0,0085	-2,7192
17	83,7432	9,1511	7,4061	0,5026	0,4999	7,8601	2,8036	2,0999	0,5972	0,592
18	6,4798	2,5456	1,9533	0,9615	0,9613	4,3669	2,0897	1,6072	0,7789	0,7733
19	157,8392	12,5634	9,9242	0,7095	0,0574	10,1048	3,1788	2,152	0,5354	0,4754
20	186,0588	13,6403	11,5094	0,3203	-0,1111	10,7238	3,2747	2,3644	0,5096	0,4433
21	159,8475	12,6431	10,1577	0,6888	0,0454	10,0577	3,1714	2,1508	0,5654	0,4779
22	0,0127	0,1129	0,0867	0,9999	0,9999	0,0446	0,2111	0,1362	0,9977	0,9977

23	85,0768	9,2237	7,5426	0,4923	0,4919	7,7637	2,7863	2,0724	0,6017	0,597
24	0,0025	0,0496	0,0386	1	1	0,0034	0,0584	0,0483	0,9998	0,9998
25	1,0937	1,0458	0,6478	0,9937	0,9935	0,146	0,3821	0,2917	0,9926	0,9924
26	83,718	9,1498	7,4759	0,5061	0,5	7,748	2,7835	1,9566	0,6028	0,5978
27	0,8104	0,9002	0,5286	0,9953	0,9952	0,2631	0,5129	0,3703	0,9864	0,9863
28	167,0934	12,9265	10,6486	0,5359	0,0021	11,0786	3,3284	2,4573	0,4495	0,4249
29	831,5222	28,8361	24,2526	0,046	-3,9659	85,2118	9,231	8,1431	0,3644	-3,4236
30	202,7744	14,2399	12,1583	1,5935E-31	-0,211	14,4063	3,7956	2,9811	0,3374	0,2521
31	2,1678	1,4724	0,7173	0,988	0,9871	0,3781	0,6149	0,4018	0,9808	0,9804
32	85,6381	9,2541	7,5915	0,492	0,4886	8,3342	2,8869	2,1468	0,5985	0,5673
33	0,0902	0,3004	0,2101	0,9995	0,9995	0,0706	0,2657	0,1918	0,9964	0,9963
34	341,2261	18,4723	12,5998	0,181	-1,0378	22,1562	4,707	3,3898	0,6594	-0,1502
35	658,0516	25,6525	20,0726	0,0354	-2,9299	96,9469	9,8462	2,1709	0,6098	-4,0328
36	571,2603	23,9011	20,1473	0,007	-2,4116	73,6706	8,5832	6,9302	0,0635	-2,8244
37	158,4409	12,5873	10,0114	0,6915	0,0538	9,9673	3,1571	2,1485	0,5455	0,4826
38	186,1086	13,6422	11,4967	0,3188	-0,1114	10,6614	3,2652	2,363	0,5124	0,4465
39	158,4826	12,589	9,9464	0,6956	0,0535	9,1137	3,0189	2,0338	0,6882	0,5269
40	0,000067739	0,0082	0,0044	1	1	0,000012735	0,0036	0,0025	1	1
41	85,7065	9,2578	7,5449	0,4887	0,4882	8,1008	2,8462	2,1002	0,5986	0,5795
42	0,000076632	0,0088	0,0056	1	1	0,00003305	0,0057	0,0044	1	1
43	500,1667	22,3644	18,3293	0,0119	-1,987	158,6851	12,597	11,8432	0,0259	-7,2378
44	83,2382	9,1235	7,4776	0,5031	0,5029	7,6049	2,7577	1,9875	0,606	0,6052
45	0,7159	0,8461	0,4901	0,9957	0,9957	0,063	0,251	0,1528	0,9967	0,9967
46	154,1917	12,4174	9,3976	0,6744	0,0792	10,6489	3,2633	2,152	0,4476	0,4472

47	205,8045	14,3459	12,2319	0,1936	-0,2291	24,564	4,9562	4,3731	0,003	-0,2752
48	202,7744	14,2399	12,1583	1,5935E-31	-0,211	14,8228	3,85	3,0707	0,2919	0,2305
49	0,7859	0,8865	0,4393	0,9955	0,9953	0,0996	0,3156	0,2273	0,995	0,9948
50	85,5643	9,2501	7,5081	0,4924	0,489	7,7003	2,7749	2,0544	0,6004	0,6003
51	0,0712	0,2668	0,1717	0,9996	0,9996	0,016	0,1266	0,092	0,9992	0,9992
52	579,9563	24,0823	20,3103	2,4435E-31	-2,4635	1,3597	1,1661	0,4494	0,9531	0,9294
53	85,5801	9,251	7,6896	0,4903	0,4889	7,6238	2,7611	1,9916	0,6042	0,6042
54	1,8511	1,3605	0,9496	0,9889	0,9889	0,1743	0,4175	0,3107	0,991	0,991

ANEXO I

ATECEL [®]		PERFIL DE SONDAGEM A PERCUSSÃO (SPT)										
Obra/Item Saneário			FURO DE SONDAGEM Nº: SPT P13									
Local: Fazenda Logradouro 02 - Campina Grande -PB			Revestimento: Diâmetro Interno: 2 1/2"									
Interessado: ECOSOLO- Gestão ambiental de resíduos LTDA			Amostrador: Diâmetro Interno: 1 3/8" Diâmetro Externo: 2"									
Nível [⁺ Água (m)]	Cores/Tipos [Sólidos]	Prof. da Camada (m)	Peneiramento (Golpes/30cm)									
			1ª e 2ª Peneiragens		2ª e 3ª Peneiragens							
			Nº de Golpes		Distância: Regatância e Penetração							
			1ª e 2ª	2ª e 3ª	0	10	20	30	40	50	Classificação do Material	
		0,50										Solo arenoso, pedregulhoso, de cor clara.
		0,80										Roche decomposta de cor escura.
												Impenetrável ao Trípene a 0,90 m
PIB=	Outro=	Descrição:	Início:	13/06/2010	Observações: x=628364.6361 y=6104403.1165							
Costa em relação ao RB=	Linha		Término:	13/06/2010								
Relatório Nº: 193/2010	Escala:		Empº Responsável:									
		Data:	13/06/2010									

ATECEL®		PERFIL DE SONDAGEM A PERCUSSÃO (SPT)									
Obra: Aterro Sanitário					FURO DE SONDAGEM Nº: SPT P19						
Local: Fazenda Logradouro 02 - Campina Grande - PB					Revestimento: Diâmetro Interno: 2 1/2"						
Interessado: ECOSOLO- Gestão ambiental de resíduos LTDA					Anelador: Diâmetro Interno: 1 3/8"						
Nível D'Água (m)	Convergência Gráfica	Prof. da Camada (m)	Percussões (Golpes/30cm)								
			1ª e 2ª Percussões				2ª e 3ª Percussões				
			Golpes: Regularidade e Paralelismo								
			Nº de Golpes								
			1ª e 2ª	2ª e 3ª	0	10	20	30	40	50	
		0,40									
					Solo arenoso, pedregulhoso, de cor clara						
					Impenetrável ao Trépano a 0,40 m						
RN=	Coord=	Coordenada:	Lado		Início: 13/05/2010	Observação:					
Coord. em relação ao RN=					Término: 13/08/2010	x=828579,5654 y=8194249,8782					
Resistência Nº: 1032010		Exec.:			Engº Responsável:						
		Data: 13/08/2010									