



Cristina Kei Yamamoto de Oliveira

**Caracterização e Avaliação da Contaminação
das Águas Subterrâneas por Metais Pesados da
Área de Disposição de Resíduos de Resende, RJ**

Dissertação de Mestrado

Dissertação apresentada como requisito parcial
para obtenção do grau de Mestre pelo Programa de
Pós-Graduação em Engenharia Civil do
Departamento de Engenharia Civil e Ambiental da
PUC-Rio.

Orientadora: Prof^a. Raquel Quadros Velloso
Co-orientador: Dr. Antônio Roberto Martins Barbosa de Oliveira
Co-orientadora: Dra. Thaís Cristina Campos de Abreu

Rio de Janeiro
Maio de 2020



Cristina Kei Yamamoto de Oliveira

**Caracterização e Avaliação da Contaminação
das Águas Subterrâneas por Metais Pesados da
Área de Disposição de Resíduos de Resende, RJ**

Dissertação apresentada como requisito parcial para
obtenção do grau de Mestre pelo Programa de Pós-
Graduação em Engenharia Civil da PUC-Rio. Aprovada
pela Comissão Examinadora abaixo.

Prof^a. Raquel Quadros Velloso

Orientadora

Departamento de Engenharia Civil e Ambiental - PUC-Rio

Dr. Antônio Roberto Martins Barbosa de Oliveira

Co-Orientador

Departamento de Engenharia Civil e Ambiental - PUC-Rio

Dra. Thaís Cristina Campos de Abreu

Co-Orientadora

Departamento de Engenharia Civil e Ambiental - PUC-Rio

Prof. Eurípides do Amaral Vargas Jr

Departamento de Engenharia Civil e Ambiental - PUC-Rio

Prof^a. Maria Cláudia Barbosa

Departamento de Engenharia Civil - COPPE-UFRJ

Rio de Janeiro, 07 de maio de 2020

Todos os direitos reservados. É proibida a reprodução total ou parcial do trabalho sem autorização da autora, da orientadora e da universidade.

Cristina Kei Yamamoto de Oliveira

Graduou-se em Engenharia Civil com foco Ambiental em maio de 2016 pela University of British Columbia, onde trabalho em pesquisa na área de engenharia sanitária. Ingressou no mestrado em Engenharia Civil pela PUC-Rio em agosto de 2017, seguindo a linha de pesquisa de Geotecnia Ambiental.

Ficha Catalográfica

Oliveira, Cristina Kei Yamamoto de

Caracterização e avaliação da contaminação das águas subterrâneas por metais pesados da área de disposição de resíduos de Resende, RJ / Cristina Kei Yamamoto de Oliveira ; orientadora: Raquel Quadros Velloso ; co-orientador: Antônio Roberto Martins Barbosa de Oliveira ; co-orientadora: Thaís Cristina Campos de Abreu. – 2020.

177 f. : il. color. ; 30 cm

Dissertação (mestrado) – Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, 2020.

Inclui bibliografia

1. Engenharia Civil e Ambiental - Teses. 2. Investigação de área contaminada. 3. Contaminação de água subterrânea. 4. Metais pesados. 5. Resíduos sólidos. 6. MIKE SHE. I. Velloso, Raquel Quadros. II. Oliveira, Antônio Roberto Martins Barbosa de. III. Abreu, Thaís Cristina Campos de. IV. Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental. V. Título.

CDD: 624

Agradecimentos

Primeiramente, aos meus pais por me ensinarem a buscar e valorizar o conhecimento, e pelo apoio durante toda minha formação acadêmica. Agradeço também ao Paulo, Mara, Yuki, tios, primos e todos familiares que torcem por mim.

Ao Kevin, que sempre acreditou em mim e nunca me permitiu duvidar da minha própria capacidade.

Aos queridos “Geoamigos”- Gabriela, Rômulo, Marcela, Bia, Rafaella, Douglas, Pedro, e Jessica - pelos lanches, estudos, risadas e apoio constante – além de tantos outros que tive a oportunidade de conhecer neste mestrado.

Ao meu amigo e parceiro de laboratório, João, sem o qual provavelmente ainda estaria destorroando minhas amostras. Obrigada pela alegria e pelos cafezinhos.

Aos amigos de longa data espalhados pelo mundo, especialmente Laura, Daniel e Vivien que me acompanham com muito humor e amor.

Aos meus orientadores: Prof. Antônio Roberto pela oportunidade de realizar este trabalho, pelas experiências de campo e pelo aprendizado prático da engenharia; Prof^a. Raquel por todo conhecimento em aula e por sua tranquilidade, paciência e confiança; Thais por toda sua orientação, parceria, carinho e respeito. Seu apoio foi fundamental para a conclusão deste trabalho.

Aos professores do Departamento de Engenharia Civil e Ambiental pelos ensinamentos, e aos funcionários da Secretaria - Rita, Fátima, Luana, Jardel, e Marcel - pelo apoio.

Aos professores de outros departamentos e instituições que auxiliaram nos processos deste trabalho, Prof. Rafael Nunes, Prof. Godoy, Prof^a. Maria Isabel, Prof^a. Tatiana, Prof. Bertolino e Mestre Franklin.

Aos técnicos dos LGMA, LEM-DEC, LABSPECTRO, LAB-ÁGUAS, Laboratório de Catálise, e CETEM, especialmente ao Josué, Euclides, Rafael, Enrique, Diogo e Josimar pela ajuda, paciência e conhecimento.

À Secretaria de Meio Ambiente de Resende, em especial ao Wilson, Pedro e a equipe da área de disposição de resíduos pelo interesse e cooperação neste projeto.

À DHI pela licença acadêmica do software MIKE SHE.

À PUC-Rio pelos auxílios concedidos, sem os quais este trabalho não poderia ter sido realizado.

O presente trabalho foi realizado com de Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

Resumo

Oliveira, Cristina Kei Yamamoto de; Velloso, Raquel Quadros; Oliveira, Antônio Roberto Martins Barbosa de; Abreu, Thaís Cristina Campos. **Caracterização e Avaliação da Contaminação das Águas Subterrâneas por Metais Pesados da Área de Disposição de Resíduos de Resende, RJ.** Rio de Janeiro, 2020. 177p. Dissertação de Mestrado - Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro.

O objetivo deste trabalho é avaliar a contaminação da água subterrânea por metais pesados provenientes da Área de Disposição de Resíduos (ADR) do município de Resende, RJ. O escopo compreende um estudo preliminar com base em levantamento e mapeamento de dados espaciais; investigação *in situ* e em laboratório, incluindo a instalação de poços de monitoramento, amostragens e caracterização de solos, águas subterrâneas e chorume, ensaios de condutividade hidráulica, K; e modelagem da pluma de contaminação usando o programa MIKE SHE. Em geral, a caracterização apresentou argilas arenosas, siltes arenosos e, areias siltosas, cujos principais minerais foram quartzo, caulinita, e muscovita com presença de biotita e feldspato. Os valores de K variaram de 10^{-5} a 10^{-6} m/s; o pH entre 4,59 e 6,93 (água subterrânea) e 7,93 e 8,16 (chorume); a condutividade elétrica na água variou de 0,032 a 7,113 mS/cm, coerente com os sólidos totais dissolvidos e com maiores valores no chorume e no poço mais próximo a ADR. Análises detectaram 14 metais dissolvidos (Al, As, B, Ba, Cd, Co, Cr, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, Se e Zn) em concentrações acima do permissível por lei. A modelagem mostrou como a distribuição espacial e a anisotropia dos solos influenciam o fluxo e transporte do cloreto (advectivo) e do cromo (sorção). Quando são considerados solos anisotrópicos, a pluma de Cl⁻ atinge o Rio Paraíba do Sul, à 2,5 km de distância, em 43 anos enquanto a pluma do Cr dista apenas 55 m da fonte. Embora os resultados experimentais não tenham sido claros em determinar se todos os metais encontrados são necessariamente da fonte de contaminação da ADR ou de origens naturais, as simulações deste modelo indicaram baixo impacto ambiental dos metais para o rio.

Palavras-chave

Investigação de área contaminada; contaminação de água subterrânea; metais pesados; resíduos sólidos; MIKE SHE.

Abstract

Oliveira, Cristina Kei Yamamoto de; Velloso, Raquel Quadros (Advisor); Oliveira, Antonio Roberto Martins Barbosa de (Co-Advisor); Abreu, Thaís Cristina Campos (Co-Advisor). **Characterization and Evaluation of Groundwater Contamination due to Heavy Metals in a Waste Disposal Area in Resende, RJ.** Rio de Janeiro, 2020. 177p. Dissertação de Mestrado. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro.

The objective of this work is to evaluate the groundwater contamination due to heavy metals from the Waste Disposal Area (WDA) in the municipality of Resende, RJ. The scope consists of a preliminary assessment based on surveying and mapping spatial data; in situ and laboratory investigation, including the installation of monitoring wells, sampling and characterization of soils, groundwater and waste leachate, hydraulic conductivity tests, K; and contaminant plume modelling using the program MIKE SHE. Overall, the characterization revealed sandy clays, sandy silts and silty sands. The predominant minerals were quartz, kaolinite, and muscovite along with the presence of biotite and feldspar. The values of K varied from 10^{-5} to 10^{-6} m/s; the pH between 4.59 and 6.93 (groundwater) and 7.93 and 8.16 (leachate); the electrical conductivity in the water varied from 0.032 to 7.113 mS/cm, consistent with the total dissolved solids and with higher values attributed to the leachate and the well closest to the WDA. Analysis detected 14 dissolved metals (Al, As, B, Ba, Cd, Co, Cr, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, Se and Zn) with concentrations above the legal limit. The model illustrated how the soils' spatial distribution and anisotropy influence the flow and transport of chloride (advective) and chromium (sorption). When considering anisotropic soils, the Cl⁻ plume reached the Paraíba do Sul River, 2.5 km away, in 43 years while the Cr plume only moved 55 m from the source. Although the experimental results were not clear in determining whether all the metals found necessarily originated from the contaminant source from the WDA or from natural origins, the simulations of this model indicated a low environmental impact to the river.

Keywords

Contaminated site investigation; groundwater contamination; heavy metals; solid waste; MIKE SHE.

Sumário

1 . Introdução	17
1.1. Definição do Problema	17
1.2. Objetivos e Escopo	18
1.3. Organização e Metodologia	19
2 . Revisão Bibliográfica	21
2.1. Cenário das Áreas de Disposição de Resíduos no Brasil	21
2.2. Contaminação das Águas Subterrâneas por Resíduos Sólidos	22
2.3. Geoquímica dos Metais nas Águas Subterrâneas	25
2.3.1. Parâmetros das Águas Subterrâneas	25
2.3.2. Mobilidade dos Metais	27
2.3.3. Exemplos de Metais Tóxicos	30
2.4. Transporte em Meios Porosos Saturados	32
2.4.1. Processo de Advecção-Dispersão	32
2.4.2. Processo de Sorção	36
2.5. Modelos Numéricos	38
3 . Estudo Preliminar	42
3.1. Objetivos	42
3.2. Metodologia	42
3.2.1. Área de Estudo	43
3.2.2. Clima	43
3.2.3. Topografia	43
3.2.4. Geologia e Geomorfologia	44
3.2.5. Hidrogeologia	44
3.2.6. Uso e Cobertura do Solo	44
3.2.7. Histórico da ADR	44
3.3. Resultados	45
3.3.1. Área de Estudo	45
3.3.2. Clima	47
3.3.3. Topografia	48

3.3.4. Geologia e Geomorfologia	50
3.3.5. Hidrogeologia	56
3.3.6. Uso e Cobertura do Solo	58
3.3.7. Histórico da ADR	60
3.4. Conclusão	63
4 . Estudo de Campo e de Laboratório	65
4.1. Objetivos	65
4.2. Metodologia	65
4.2.1. Coleta de Campo	66
4.2.2. Caracterização dos Solos	70
4.2.3. Caracterização das Águas	85
4.3. Resultados	86
4.3.1. Coleta de Campo	87
4.3.2. Caracterização dos Solos	97
4.3.3. Caracterização das Águas	121
4.4. Conclusão	129
5 . Modelagem da Pluma de Contaminação	133
5.1. Objetivos	133
5.2. Metodologia	133
5.2.1. Módulos e Métodos de Cálculo	134
5.2.2. Domínio do Modelo	136
5.2.3. Fluxo Permanente	141
5.2.4. Transporte de contaminantes	144
5.3. Resultados	146
5.3.1. Fluxo Permanente	147
5.3.2. Transporte de Cloreto	152
5.3.3. Transporte de Cromo	155
5.4. Conclusão	158
6 . Considerações Finais	160
Referências	163

Apêndices	170
Apêndice A: Tabela da Umidade Natural e Teor de Matéria Orgânica	170
Apêndice B: Tabela da Distribuição Granulométrica	171
Apêndice C: Gráficos dos Resultados de DRX	172

Lista de Figuras

Figura 2-1 Quantidade de RSU Descartado por Tipo de Destinação	22
Figura 2-2 Geração Lixiviado Dentro de uma Pilha de Resíduos	23
Figura 2-3 Zonas de Redox da Pluma de Contaminação pelo Lixiviado	27
Figura 2-4 Distribuição de Concentração de uma Fonte Instantânea para Processos de Advecção e Dispersão	33
Figura 2-5 Dispersão Mecânica pelo Solo	34
Figura 2-6 Efeito da Dispersão no Transporte de Contaminantes	35
Figura 2-7 Efeito de Sorção no Transporte de Contaminantes	38
Figura 3-1 Mapa de Localização da Área de Estudo	46
Figura 3-2 Mapa Hipsométrico da Área de Estudo	49
Figura 3-3 Mapa Geológico da Bacia Sedimentar de Resende	50
Figura 3-4 Mapa Litológico da Área de Estudo	52
Figura 3-5 Mapa dos Litotipos da Área de Estudo	53
Figura 3-6 Mapa Geomorfológico da Área de Estudo	54
Figura 3-7 Mapa Pedológico da Área de Estudo	55
Figura 3-8 Solo Exposto nos Taludes que Contornam a ADR	56
Figura 3-9 Solo Exposto no Talude da Estrada de Bulhões	56
Figura 3-10 Mapa de Uso e Cobertura do Solo	59
Figura 3-11 Vista e Topo da Pilha de Resíduos	60
Figura 3-12 Disposição de Efluentes Domésticos, Óleos, Graxas e Gorduras	61
Figura 3-13 Antiga Lagoa de Chorume	62
Figura 3-14 Poças de Chorume, Presença de Aves e Falta de Recobrimento	62
Figura 4-1 Perfil Esquemático de um Poço de Monitoramento	67

Figura 4-2 (a) Perfuração do Poço 2 com Trado Concha, (b) Preenchimento do Topo com Bentonita (direita)	68
Figura 4-3 (a) Medição do Nível D'água, (b) Esgotamento do Poço, (c) Amostragem com Bailer	69
Figura 4-4 Triplicatas do Ensaio de Densidade dos Grãos da Amostra P2-2m	71
Figura 4-5 (a) Sedimentação das Amostras P0-1m, P02m, P4-1m, P4-2m, (b) Material Seco Retido na Peneira #200 da Amostra P4-2m	71
Figura 4-6 Pulverizador com Recipiente e Bolas de Tungstênio	73
Figura 4-7 Utilização do (a) Quarteador CDC, (b), (c) Quarteador Quantachrome	74
Figura 4-8 (a) Alíquotas das Amostras de Solos, (b) Preparo do Disco para DRX	74
Figura 4-9 Separação da Fração Argila (a) Após Agitação, (b) Após 15 horas de Sedimentação, (c) Após Centrifugação	75
Figura 4-10 (a) Lâminas Circulares para Análise Natural e Glicolada, e Lâminas Quadradas para Calcinação a 550 °C, (b) Dessecador com as Lâminas Glicoladas	75
Figura 4-11 Diagrama de um Poço com (a) NA Estático, (b) Aumento do NA com Inserção do <i>Slug</i> , (c) Rebaixamento do NA com Remoção do <i>Slug</i> , (d) Re-estabilização do NA	77
Figura 4-12 Materiais e Realização do <i>Slug Test</i>	79
Figura 4-13 Diagrama dos Ensaio (a) <i>Slug-in</i> e (b) <i>Slug-out</i>	80
Figura 4-14 Exemplo Gráfico para Determinação do T_0	81
Figura 4-15 Diagrama Método de Bouwer & Rice	83
Figura 4-16 Curvas dos Coeficientes para o Método de Bouwer & Rice	84
Figura 4-17 Esquemática do Efeito " <i>Double Straight Line</i> "	84
Figura 4-18 Mapa da Localização dos Pontos de Coleta	89
Figura 4-19 Mapa das Micro-bacias	90
Figura 4-20 Amostras P0-1m e P0-2m	91

Figura 4-21 Amostras P1-1m, P1-2m, P1-3m	92
Figura 4-22 Amostras P2-1m, P2-2m , P2-3m e P2-4m em Laboratório	92
Figura 4-23 Amostra no Poço P2 com Pedacos Brancos/Amarelados	92
Figura 4-24 Amostras P3-1m, P3-1,3m, e P3-2m em Laboratório	93
Figura 4-25 Amostras P4-1m, P4-2m, P4-3m e P4-4m em Laboratório	93
Figura 4-26 (a) Amostra P4-2m Seca em Laboratório, (b) Amostra P4-4m em Campo	93
Figura 4-27 (a) Amostra P5-1m em campo, (b) Amostra P5-2m em Laboratório	94
Figura 4-28 Mapa Piezométrico (a) Área de Interesse; (b) Entre os Poços P1, P2, P3 e P4	96
Figura 4-29 Amostras P1, P2, P3, P4, P5 e Chorume da Terceira Coleta	96
Figura 4-30 Perfis dos Solos	107
Figura 4-31 Amostra P0-1m: (a) Fração A, (b) Fração B; Amostra P0-2m: (c) Fração A, (d) Fração B	108
Figura 4-32 Amostra P1-1m: (a) Fração A, (b) Fração B; Amostra P1-2m: (c) Fração A, (d) Fração B; Amostra P1-3m: (e) Fração A, (f) Fração B	108
Figura 4-33 Amostra P2-1m: (a) Fração A, (b) Fração B; Amostra P2-2m: (c) Fração A, (d) Fração B; Amostra P2-3m: (e) Fração A, (f) Fração B; Amostra P2-4m: (g) Fração A, (h) Fração B	109
Figura 4-34 Amostra P3-1m: (a) Fração A, (b) Fração B; Amostra P3-1,3m: (c) Fração A, (d) Fração B; Amostra P3-2m: (e) Fração A, (f) Fração B	110
Figura 4-35 Amostra P4-1m: (a) Fração A, (b) Fração B; Amostra P4-2m: (c) Fração A, (d) Fração B; Amostra P4-3m: (e) Fração A, (f) Fração B; Amostra P4-4m: (g) Fração A, (h) Fração B	111
Figura 4-36 Amostra P5-1m: (a) Fração A, (b) Fração B; Amostra P5-2m: (c) Fração A, (d) Fração B	112
Figura 5-1 Domínio Pequeno (a) Micro-bacias, (b) Condições de Contorno	137
Figura 5-2 Definição do Domínio de Acordo com as Micro-bacias	138

Figura 5-3 Condições de Contorno do Domínio	138
Figura 5-4 Topografia Interpolada do Domínio	139
Figura 5-5 Perfil da Malha entre a ADR e o Rio Paraíba do Sul	140
Figura 5-6 Definição da Zonas de Escoamento Superficial de Acordo com Declividade	142
Figura 5-7 Divisão do Domínio em Dois Solos	144
Figura 5-8 Área da Fonte de Contaminação	145
Figura 5-9 Ponto de Observação atingindo Nível d'Água Estático	147
Figura 5-10 Mapa das Áreas com Fluxo Para a Superfície (a) Caso 2, (b) Caso 4	148
Figura 5-11 Perfil da Topografia e Nível D'água da ADR até o Rio para o Caso 2	149
Figura 5-12 Mapa de Elevação do Nível d'Água (a) Um Solo Isotrópico, (b) Um Solo Anisotrópico, (c) Dois Solos Isotrópicos, (d) Dois Solos Anisotrópicos	150
Figura 5-13 Perfil do Nível d'Água entre a ADR e o Rio para (a) Um Solo Isotrópico, (b) Um Solo Anisotrópico, (c) Dois Solos Isotrópicos, (d) Dois Solos Anisotrópicos	151
Figura 5-14 Extensão da Pluma de Cloreto Após 30 anos para (a) Dois Solos Isotrópicos, (b) Dois Solos Anisotrópicos	153
Figura 5-15 Extensão da Pluma de Cloreto Após 100 anos para (a) Dois Solos Isotrópicos, (b) Dois Solos Anisotrópicos	153
Figura 5-16 Extensão da Pluma de Cloreto no (a) Tempo de Estabilização para Dois Solos Isotrópicos, (b) Tempo de Chegada para Dois Solos Anisotrópicos	154
Figura 5-17 Extensão da Pluma de Cromo Após 30 anos para (a) Dois Solos Isotrópicos, (b) Dois Solos Anisotrópicos	156
Figura 5-18 Extensão da Pluma de Cromo Após 42,7 anos para (a) Dois Solos Isotrópicos, (b) Dois Solos Anisotrópicos	156
Figura 5-19 Extensão da Pluma de Cromo Após 100 anos para (a) Dois Solos Isotrópicos, (b) Dois Solos Anisotrópicos	157
Figura 5-20 Extensão da Pluma de Cromo Após 300 anos para (a) Dois Solos Isotrópicos, (b) Dois Solos Anisotrópicos	157

Lista de Gráficos

Gráfico 3-1 Temperaturas Médias Mensais em Resende	47
Gráfico 3-2 Pluviometria e Média Mensal em Resende	48
Gráfico 4-1 Precipitação Diária Antes e Durante as Campanhas, Ano de 2019	87
Gráfico 4-2 Variação do Nível d'Água	95
Gráfico 4-3 Umidade Natural do Solo com Profundidade	97
Gráfico 4-4 Teor de Matéria Orgânica do Solo com Profundidade	98
Gráfico 4-5 Curvas Granulométricas do Ponto P0	101
Gráfico 4-6 Curvas Granulométricas do Poço P1	101
Gráfico 4-7 Curvas Granulométricas do Poço P2	102
Gráfico 4-8 Curvas Granulométricas do Poço P3	103
Gráfico 4-9 Curvas Granulométricas do Poço P4	103
Gráfico 4-10 Curvas Granulométricas do Poço P5	104
Gráfico 4-11 Carta de Plasticidade	105
Gráfico 4-12 <i>Slug Test</i> Poço P1	119
Gráfico 4-13 <i>Slug Test</i> Poço P2	119
Gráfico 4-14 <i>Slug Test</i> Poço P3	120
Gráfico 4-15 <i>Slug Test</i> Poço P4	120
Gráfico 4-16 <i>Slug Test</i> Poço P5	120

Lista de Tabelas

Tabela 2-1 Fontes de Alguns Metais Pesados nos Resíduos Sólidos	23
Tabela 2-2 Características Típicas do Lixiviado dos Aterros Brasileiros	24
Tabela 2-3 Exemplos de Metais Tóxicos Normalmente Adsorvido ou Precipitado com Minerais Secundários ou Materiais Amorfos	28
Tabela 2-4 CTC para Alguns Argilominerais	28
Tabela 2-5 Módulos e Métodos de Cálculos no MIKE SHE	41
Tabela 4-1 Datas e Tarefas Realizadas nas Campanhas de Campo	87
Tabela 4-2 Cadastro dos Poços e Pontos de Coleta	88
Tabela 4-3 Identificação das Amostras	91
Tabela 4-4 Datas e Dados das Amostragens de Águas	95
Tabela 4-5 Resultados de pH das Amostras de Solo	99
Tabela 4-6 Massa Específica dos Grãos	100
Tabela 4-7 Resultados dos Limites de Consistência	105
Tabela 4-8 Classificação dos Solos SUCS	106
Tabela 4-9 Minerais Detectados nas Análises de DRX	114
Tabela 4-10 Elementos dos Solos Mais Relevantes por FRX	115
Tabela 4-11 Óxidos dos Solos Mais Relevantes por FRX	116
Tabela 4-12 Constantes para Cálculos de Condutividade Hidráulica	118
Tabela 4-13 Resultados de Condutividade Hidráulica e Velocidade	118
Tabela 4-14 Resultados dos Parâmetros Medidos em Campo	122
Tabela 4-15 Resultado de DQO das Águas Subterrâneas e do Chorume	123
Tabela 4-16 Concentrações de Íons Maiores nas Águas Subterrâneas	124
Tabela 4-17 Concentrações de Metais Dissolvidos nas Águas Subterrâneas	126

Tabela 5-1 Valores de Manning para Diferentes Coberturas	135
Tabela 5-2 Cotas de NA de Campo Ajustadas	140
Tabela 5-3 Parâmetros Climáticas para Fluxo Permanente	141
Tabela 5-4 Parâmetros de Escoamento Superficial para Dois Casos	142
Tabela 5-5 Condutividades Hidráulicas para Cada Caso (m/s)	143
Tabela 5-6 Parâmetros de Solo e da Fonte de Contaminação	146
Tabela 5-7 Resultado do Erro do Balanço Hídrico (mm)	147
Tabela 5-8 Resultado das Cotas de Nível d'Água em Fluxo Permanente (m)	149
Tabela 5-9 Resultados Transporte de Cloreto	152
Tabela 5-10 Resultado Transporte de Cromo	155

1. Introdução

1.1. Definição do Problema

A preocupação com a contaminação das águas subterrâneas foi despertada nos EUA na década de 70, com a expansão das cidades para áreas previamente industriais, onde ocorriam descartes inapropriados de resíduos tóxicos. Desastres ambientais como o caso de *Love Canal*, NY, entre outros, demonstraram a importante ligação entre problemas de saúde e concentrações tóxicas de compostos orgânicos e inorgânicos presentes nas águas subterrâneas e no solo (FITTS, 2013). No caso de metais, as formas e os níveis tóxicos são associados a alterações no sistema nervoso central entre outros problemas fisiológicos em animais. Diferente dos contaminantes orgânicos, os metais não são degradáveis, podendo fixar-se em solos e sedimentos, e serem transportados pelas águas (BAIRD, 2002).

Uma das fontes de contaminação por metais vem do descarte inapropriado de resíduos sólidos urbanos (RSU). Os aterros de lixo impróprios (tais como lixão e aterros controlados) não contam com impermeabilização na base, cobertura das pilhas ou coleta e tratamento do chorume. Portanto, permanecem sujeitos a lixiviação dos metais pela percolação da água de chuva, atingindo o lençol freático. O chorume gerado neste processo pode conter metais como cobre, níquel, zinco, chumbo, cádmio, cromo, arsênio e mercúrio entre muitos outros dependendo da composição dos resíduos descartados (FREEZE & CHERRY, 1979).

Em 2018, a produção total de RSU no Brasil foi de 79 milhões de toneladas, equivalente a 380 kg/ano por pessoa. Entre os resíduos sólidos coletados, 40,5 % foram descartados em lixões ou aterros controlados distribuídos entre 3.001 municípios (ABRELPE, 2018). Um destes municípios é o município de Resende, no estado do Rio de Janeiro. Neste município, a Área de Disposição de Resíduos (ADR) opera desde de 1991 como um aterro controlado, atendendo o próprio município e, por vezes, municípios vizinhos. Mas o local é ambientalmente e legalmente inadequado, operando sem licença ambiental. Falta infraestrutura de

drenagem para a coleta e tratamento do chorume e, por muito tempo, as pilhas de resíduo permaneceram expostas. Em meados de 2019, observou-se o recobrimento das pilhas e a diminuição da entrada de resíduos como parte do processo de descomissionamento da área pelo município.

Porém, mesmo sem a entrada de novos resíduos sólidos nos anos a virem, a ADR continua representando uma potencial fonte de contaminação, a poucos quilômetros do Rio Paraíba do Sul. Apesar de não haver residências e comércios na região a jusante da ADR, esta área fica próxima ao centro urbano e pode futuramente ser alvo do crescimento populacional da cidade. Contudo, há áreas de agricultura familiar, com criação de animais bovinos, indicando o uso do leite para consumo. A potencial contaminação para o Rio Paraíba do Sul também apresenta uma preocupação considerando sua importância no abastecimento hídrico de municípios ao longo da bacia, sendo que o rio já traz uma alta carga de constituintes inorgânicos (CEIVAP, 2006). Portanto, há uma necessidade de estudar e monitorar a área para diagnosticar uma possível contaminação e, caso houver, avaliar sua extensão e comportamento.

1.2. Objetivos e Escopo

O objetivo principal deste trabalho é avaliar a contaminação da Área de Disposição de Resíduos do município de Resende (RJ), com foco na contaminação por metais pesados nas águas subterrâneas provenientes dos resíduos sólidos urbanos. Os objetivos específicos incluem:

- (i) Definir a sub-bacia onde a ADR está localizada e avaliar a região de forma preliminar caracterizando o meio físico de acordo com o clima, a topografia, a geologia, a hidrogeologia, o uso e a cobertura do solo, e o histórico do aterro. Com este levantamento será possível ter um conhecimento geral da área e base para os estudos seguintes;
- (ii) Realizar um estudo de campo e de laboratório para caracterizar o solo, chorume, e as águas subterrâneas entre a ADR e o Rio Paraíba do Sul, buscando diagnosticar a contaminação por metais pesados de acordo com as diretrizes do CONAMA;

- (iii) Utilizar os dados levantados e determinados para criar um modelo hidrogeológico simplificado da região para simular o transporte de contaminantes com comportamentos distintos e analisar o a pluma de contaminação em diferentes condições físicas.

Deste modo, o escopo deste trabalho compreende o levantamento e mapeamento de dados espaciais, instalação de poços de monitoramento, amostragens e ensaios de campo, caracterização em laboratório, e modelagem da pluma de contaminantes através do uso do MIKE SHE.

1.3. Organização e Metodologia

Para atender os objetivos mencionados, este trabalho foi organizado em seis capítulos: Introdução (capítulo 1), Revisão Bibliográfica (capítulo 2), Estudo Preliminar (capítulo 3), Estudo de Campo e de Laboratório (capítulo 4), Modelagem da Pluma de Contaminação (capítulo 5) e Considerações Finais (capítulo 6). Os capítulos 3, 4 e 5 retratam três estudos distintos, cada um apresentando seus objetivos específicos, sua metodologia detalhada, seus resultados e suas conclusões.

O Estudo Preliminar (capítulo 3) conta com uma metodologia baseada em levantamento e mapeamentos de dados obtidos através de trabalhos acadêmicos, relatórios do município de Resende, e estudos e bancos de dados governamentais como o *Alaska Satellite Facility Distributed Active Archive Center* (ASF DAAC), o Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), o Instituto Nacional do Ambiente (INEA), o Comitê de Integração da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul (CEIVAP), a Associação Pró-Gestão das Águas da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul (AGEVAP), e o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). O geoprocessamento dos dados foi realizado no programa ArcGIS 10.5, com o sistema de coordenadas e projeção *Universal Transverse Mercator* (UTM) Zona 23K e o datum SIRGAS 2000. O estudo preliminar também abrangeu uma primeira visita à ADR para observar a fonte de contaminação, possíveis trajetórias de transporte e identificar receptores desta contaminação como corpos hídricos ou consumo humano das águas subterrâneas.

O Estudo de Campo e de Laboratório (capítulo 4) baseia-se em metodologias e normas da ABNT NBR, ASTM, EMBRAPA, e padrões de laboratórios como os

do Laboratório de Geotecnia e Meio Ambiente (LGMA), do Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, da PUC-Rio, Centro de Tecnologia Mineral (CETEM), e os laboratórios do Departamento de Química da PUC-Rio: Laboratório de Catálise, LAB-ÁGUAS e LABSPECTRO. A coleta de campo incorporou a construção dos poços, amostragem de solos, e amostragens de água subterrânea e chorume. A caracterização dos solos inclui a determinação da umidade natural e matéria orgânica, massa específica dos grãos, pH do solo, análise granulométrica, limites de Atterberg, classificação dos solos, análise por microscópio, fluorescência de raios-X, difração de raios-X, e condutividade hidráulica por *slug test*. As águas são caracterizadas baseadas em medição dos parâmetros físico-químicos em campo, e análises químicas da qualidade das águas como DQO e concentrações inorgânicas por cromatografia de íons e espectrômetro de massa (ICP-MS).

Por fim, a Modelagem da Pluma de Contaminação (capítulo 5) foi realizada no programa MIKE SHE, com apoio do ArcGIS para a geração dos dados de entrada. Os módulos dos processos hidrológicos utilizados foram o escoamento superficial, pelo método simplificado de encaminamento de fluxo superficial, a zona saturada, pelo método de diferenças finitas, e a qualidade de água, também pelo método de diferenças finitas. Foram feitas simulações em regime permanente considerando duas condições para o escoamento superficial e quatro condições de solos baseados nos resultados dos estudos anteriores para analisar o efeito de anisotropia e heterogeneidade no fluxo e no transporte de cloreto e de cromo. O cloreto e cromo foram escolhidos para ilustrar o efeito e a diferença entre um transporte advectivo e um transporte com retardamento por sorção. Foram comparadas as extensões das plumas e tempos de chegada entre os dois tipos de transporte e entre solos isotrópicos e anisotrópicos.

2. Revisão Bibliográfica

2.1. Cenário das Áreas de Disposição de Resíduos no Brasil

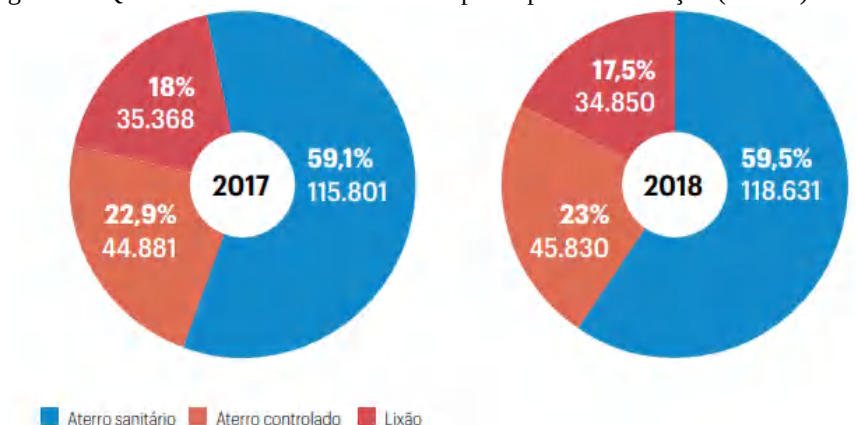
No Brasil, as áreas de disposição de resíduos sólidos urbanos (RSU) são classificadas entre três configurações: (1) Aterro Sanitário, (2) Aterro Controlado, e (3) Lixão ou Vazadouro. Segundo a NBR 8419 (1996), no aterro sanitário a disposição de resíduos segue técnicas de engenharia para minimizar os impactos ambientais e não causar riscos à saúde pública. Inclui-se projeto de impermeabilização da base, sistema de drenagem e tratamento do chorume e do gás, assim como cobertura e compactação das pilhas na conclusão de cada jornada de trabalho. Em um aterro controlado, a disposição de resíduos conta com cobertura e compactação das pilhas, mas não contém sistema de impermeabilização da base e drenagem do chorume. Por último, o lixão representa áreas de disposição de resíduos a céu aberto e em terreno natural, não fornecendo qualquer tratamento adequado.

Conforme as pesquisas anuais da Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduo Especiais (ABRELPE), o Brasil produziu 79 milhões de toneladas de RSU em 2018. Deste total, 92 % foi coletado, e deste montante 59,5 % foram destinadas para aterros sanitários enquanto 23 % foram para aterros controlados e 17,5 % para lixões, visto na Figura 2-1. Desta forma, as 82.680 toneladas por dia destinadas para aterros controlados e lixões representam um grande potencial de contaminação das águas subterrâneas e superficiais.

Mas, diante da Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei 12.305/10), municípios vem transacionando de lixões e aterros controlados para descartes em aterros sanitários. Houve um aumento de 351 municípios com processos de disposição final em aterros sanitários entre 2017 e 2018 (ABRELPE, 2018). A preocupação com os impactos ambientais dos resíduos sólidos também pode ser vista pela quantidade de publicações na área. Dentro da coleção principal da base *Web of Science*, por exemplo, há um total de 11.013 artigos para a busca *Landfill*

onde 355 são do Brasil e destes 326 abordam a lixiviação ou contaminação dos aterros. Pode-se observar uma tendência crescente de artigos desde 2014 mostrando um interesse e preocupação com o tema.

Figura 2-1 Quantidade de RSU Descartados por Tipo de Destinação (ton/dia)



Fonte: ABRELPE, (2018)

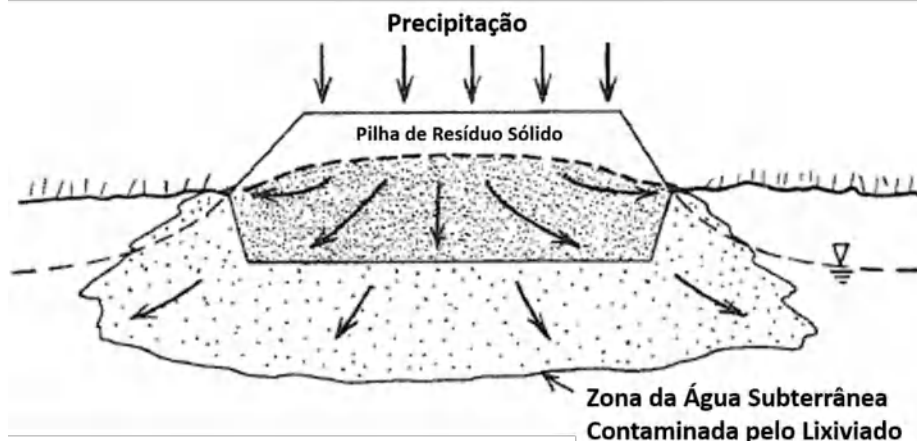
2.2. Contaminação das Águas Subterrâneas por Resíduos Sólidos

As contaminações das águas subterrâneas ocorrem quando as concentrações de solutos dissolvidos na água estão em concentrações que impõem um risco para a saúde humana ou para a saúde de um ecossistema. Isto pode ocorrer de forma pontual ou de forma distribuída por uma área, em uma variedade de formas e magnitudes (FITTs, 2013). Algumas das possíveis fontes incluem: disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos e resíduos industriais, aplicação de pesticidas, herbicidas e fertilizantes em áreas agrícolas, atividades industriais, postos de gasolina, vazamento de depósitos químicos e tubulações, e fossas sépticas entre outras.

No caso dos lixões e aterros controlados, a contaminação das águas subterrâneas decorre pela percolação de água nos resíduos devido a água já presente e a precipitação, dissolvendo e mobilizando constituintes pelo seu caminho. Segundo Fitts (2013) estes lixiviado, ou chorume, que percola da base das pilhas de resíduos, tende a ter uma alta concentração de sólidos dissolvidos, carga orgânica e constituintes inorgânicos. Quando ele não é coletado e tratado, acaba infiltrando no solo e atingindo o lençol freático. Um exemplo deste processo é ilustrado por Freeze & Cherry (1979), onde a precipitação cria um nível d'água elevado dentro da pilha

de resíduos, facilitando que o lixiviado se espalhe com o fluxo das águas subterrâneas, na Figura 2-2.

Figura 2-2 Geração de Lixiviado dentro de uma Pilha de Resíduos



Adaptado de: FREEZE & CHERRY, (1979)

A composição do chorume e as concentrações dos metais são extremamente variáveis, dependendo de uma série de fatores incluindo a quantidade e tipos de materiais presentes, as condições bioquímicas no aterro, e as condições climáticas de região. O chorume gerado em um aterro de resíduos sólidos pode conter metais como As, Cd, Hg, Pb, e Zn entre outros, dependendo dos materiais presente no resíduo sólido. Algumas fontes principais destes metais incluem baterias, lâmpadas, sucata, tintas, latas, embalagens, e equipamentos eletroeletrônicos, resumidos na Tabela 2-1 (BAIRD, 2002; USEPA, 1999; FETTER, 1999; SEIGEL, 2002; WHO, 2011).

Tabela 2-1 Fontes de Alguns Metais Pesados nos Resíduos Sólidos

Metal	Fonte
As	Pigmentação, inseticida, herbicidas, ligas de metais, conservante de madeira
Cd	Anticorrosivo em aços, tintura de plásticos, baterias, componentes elétricos, células fotovoltaicas, monitores de televisão
Cr	Pigmentação, curtimento de têxteis e couro, produtos para tratamento de madeiras, resíduos fabricação de ligas de aço
Hg	Baterias, lâmpadas, fungicidas, resíduos de plantas cloro-soda, farmacêuticos, eletrodos, tubos de raio-X
Pb	Tubulações antigas, metais de estruturas, isolamento acústico, telhas, soldas, tintas e pigmentações, pesticidas, eletroeletrônicos
Zn	Resíduos metalúrgicos, anticorrosivos, pigmentos, baterias, latas

Os equipamentos eletroeletrônicos, segundo Afonso (2018), apresentam um desafio crescente para a disposição de resíduos sólidos. Estes equipamentos podem

ser fontes de Cd, presente nos monitores, pigmentos e plastificantes, Hg, presente em pilhas, baterias e plastificantes, Cr, presente também em pigmentos e plastificantes, além de Pb, As, Se, Co em componentes de computadores.

As fases de degradação dos resíduos refletem nas condições químicas do chorume gerado. Durante o estágio de acidogênese, o pH tende a ser mais baixo por conta da produção de ácidos enquanto a demanda química de oxigênio tende a ser alta pela grande quantidade de compostos orgânicos. Na fase metanogênica o pH tende a aumentar com o consumo dos ácidos voláteis (VASCONCELOS, 2014). Mesmo então, um aterro antigo, que continua recebendo resíduos sólidos, este pode apresentar fases diferentes ocorrendo simultaneamente em áreas diferentes.

A quantidade de chorume produzido também depende da quantidade de água que percola pela pilha e, portanto, regiões com altos níveis de precipitação tendem a gerar mais chorume (FETTER, 2001). Uma grande parte das tabelas de referência das características do chorume baseiam-se em aterros de países com clima temperado, e podem divergir das condições dos aterros brasileiros. Com isto em mente, um estudo por Souto e Povinelli (2011) analisou e compilou dados de 40 aterros pelo Brasil. Mostrou-se que para os metais, as concentrações na fase metanogênica são maiores que previstas em tabelas de literatura internacional. Uma adaptação das tabelas de Souto e Povinelli pode ser vista na Tabela 2-1 apresentando os valores típicos para lixiviados de aterros brasileiros.

Tabela 2-2 Características Típicas do Lixiviado dos Aterros Brasileiros

Variável	Fase Acidogênica		Fase Metanogênica	
	Min	Max	Min	Max
pH	4,4	8,4	5,9	9,2
Alcalinidade Total (mg/L de CaCO ₃)	170	32000	125	20200
Turbidez (NTU)	100	540	0,02	620
Condutividade (µS/cm)	230	45000	100	45000
DQO (mg/L)	90	10000	20	35000
Cloreto (mg/L)	275	4700	20	6900
Fe total (mg/L)	nd	1400	0,01	720
Cd total (mg/L)	nd	0,1	nd	0,6
Cu (mg/L)	nd	0,8	nd	2,9
Cr (mg/L)	nd	1,2	nd	1,0
Mn (mg/L)	nd	115	nd	30
Ni (mg/L)	nd	6,5	nd	1,4
Zn (mg/L)	nd	27	nd	35

nd = abaixo do limite de detecção

Adaptado de: SOUTO & POVINELLI, (2011)

2.3.

Geoquímica dos Metais nas Águas Subterrâneas

2.3.1.

Parâmetros das Águas Subterrâneas

A distribuição das formas dos metais entre diferentes especiações dependerá em parte da característica do metal e em parte das concentrações de cátions e ânions primários, condições químicas como pH, potencial redox, e presença de matéria orgânica. Alguns dos parâmetros principais nas análises de águas subterrâneas incluem concentrações de sólidos totais dissolvidos, condutividade elétrica, pH, e potencial redox.

Sólidos totais dissolvidos é um parâmetro básico de qualidade de água que indica a quantidade de sólidos que permanece quando a amostra de água passante por um filtro é evaporada, indicando a quantidade de substâncias orgânicas e inorgânicas solúveis. A água subterrânea é um solvente em constante contato com solos e rochas, portanto, naturalmente contem ânions e cátions dissolvidos assim como material inorgânico não iônico. De acordo com Fetter (2001) mais de 90 % dos sólidos dissolvidos em águas subterrâneas podem ser atribuídos aos íons de Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^- , e CO_3^{2-} , normalmente presentes em concentrações acima de 1 mg/L. Os íons hidrogenocarbonatos são os principais responsáveis pela alcalinidade e importantes por formarem complexos com Ca, Mg, Na, Fe, Mn e metais pesados como Pb, Zn, Cu, precipitando-os (BABROSA & OTERO, 2000).

Segundo Freeze & Cherry (1979), raramente as concentrações de metais traços são grandes suficientes para compreender um percentual significativo dos sólidos totais dissolvidos, mas são relevantes para compreensão da qualidade da água, podendo estarem acima das concentrações máximas permissíveis. As medições de condutividade elétrica também são indicativos da quantidade de íons e sais dissolvidos na água. Em geral, os dois parâmetros tendem a ter uma correlação linear (PARISOT *et al.*, 1985).

O pH das águas subterrâneas é um importante parâmetro para compreender a mobilidade dos metais, pois alguns metais são mobilizados por condições ácidas, enquanto outros, por condições básicas (SEIGEL, 2002). Um estudo elaborado por Scokart *et al.* (1983) mostrou um aumento de mobilidade do Cd para pH abaixo de

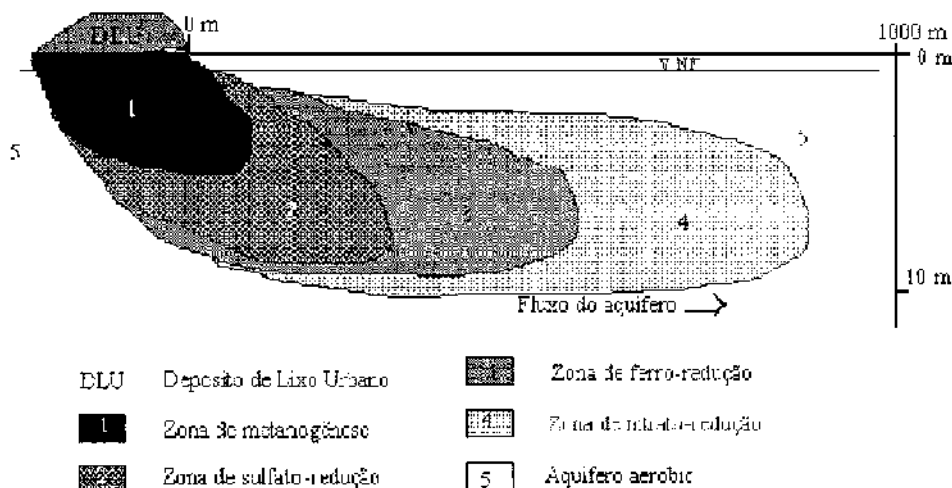
6, e um aumento de mobilidade para Zn para pH abaixo de 5. Para condições de pH acima de 6, constataram que o Cd e Zn se mantiveram adsorvido na argila e óxidos livres da camada superior dos solos.

Enquanto o pH descreve o número de prótons presentes, o potencial redox (Eh) está relacionado ao número de elétrons. Valores de Eh mais altos (positivos) indicam que o ambiente é oxidante, tendendo a se reduzir e ganhar elétrons pela oxidação de novos compostos introduzidos. Valores mais baixos (negativos) indicam um ambiente redutor onde há presença de elétrons facilmente disponíveis, e, portanto, tende a se oxidar e perder elétrons pela redução de novos compostos introduzidos no ambiente. As reações de oxidação e redução podem ser catalisadas por micro-organismos presentes nos solos para produção de energia. Em condições oxidantes, o oxigênio serve como acceptor de elétron e em condições redutoras o nitrato, sulfato e dióxido de carbono servem como aceptores de elétron (FETTER, 1999).

Em aquíferos profundos, o Eh é tipicamente baixo, sendo uma condição redutora. Aquíferos mais rasos, em áreas de recarga, tipicamente tem alguma concentração de oxigênio dissolvido e, portanto, condições oxidantes. Mas, segundo Fetter (2001), caso a água de chuva percolante atravessasse uma camada rica em matéria orgânica, o oxigênio dissolvido pode ser consumido antes de alcançar o lençol freático. De certa maneira, isto que ocorre no caso dos aterros de resíduos sólidos e do chorume.

A introdução do chorume, substância rica em matéria orgânica e forte redutora, nas águas subterrâneas desencadeia processos de dissolução, precipitação, biodegradação, complexação, troca de íons, sorção e oxi-redução. Um estudo feito por Babrosa & Otero (2000) mostra como as condições químicas ao longo de uma pluma podem ser separadas em zonas de redox. A zona mais próxima a fonte exibe ambiente anaeróbico, com produção de metano e amônia pela decomposição de matéria orgânica por micro-organismos. Em geral, as zonas, ilustradas na Figura 2-3, são separadas em zonas de redução de sulfato, ferro e manganês, e nitrato até atingir uma zona aeróbica oxidante. Mas, nem sempre estas zonas ocorrem desta forma sistemática. Sua extensão e distribuição depende das condições locais.

Figura 2-3 Zonas de Redox da Pluma de Contaminação pelo Lixiviado



Fonte: BABROSA & OTERO, (2000)

Similarmente e de forma acoplada ao pH, o potencial redox (Eh) das águas subterrâneas afeta a mobilidade dos metais. A mobilidade de Cd, Hg, e Pb por exemplo, aumenta em ambientes ácidos e oxidantes, enquanto o As é mais móvel em ambientes ácidos e redutores (SIEGEL, 2002). A relação Eh-pH é particularmente útil na forma de diagramas para representar os campos de estabilidade das espécies dos metais em ambiente aquoso para as faixas de pH entre 0 e 14, e em geral para faixas de Eh entre -1,0 e +1,4 V.

2.3.2. Mobilidade dos Metais

Diferente de compostos orgânicos, os metais não são degradáveis e, portanto, podem estar presentes em condições moveis, dissolvidos, ou podem ser retidos no meio. De acordo com Baird (2002), as três principais vias de retenção dos metais pesados incluem: (1) sorção, (2) complexação, e (3) precipitação.

O termo sorção engloba todos os processos de transferência de um soluto em fase líquida para uma superfície sólida. Desta maneira a sorção pode incluir processos físico-químicos de absorção, definido pela assimilação de uma substância pela outra, e da adsorção que é um processo apenas de superfície (BABROSA & OTERO, 2000).

Íons adsorvidos em uma superfície sólida podem ser trocadas por outros íons da mesma carga encontrados em solução. Este processo reversível é conhecido como troca iônica, podendo ocorrer entre cátions ou entre ânions, mas nos solos

dominam as trocas catiônicas (FETTER, 2001). Os cátions têm maiores afinidades por sítios eletronegativos como as argilas, matéria orgânica, óxidos de ferro, de manganês, de alumínio e de silício. Seigel (2000) apresenta um resumo dos óxidos e argilominerais geralmente associados a sorção e precipitação de diferentes metais tóxicos, ilustrado na Tabela 2-3.

Tabela 2-3 Exemplos de Metais Tóxicos Normalmente Adsorvido ou Precipitado com Minerais Secundários ou Materiais Amorfos

Mineral	Metal Adsorvido ou Precipitado
Óxido de Fe	V, Mn, Ni, Cu, Zn, Mo, As
Óxido de Mn	Fe, Co, Ni, Zn, Pb
Argilominerais:	
Esmectita / Montmorilonita	Ti, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Pb
Ilita	V, Ni, Co, Cr, Zn, Cu, Pb
Vermiculita	Ti, Mn, Fe

Adaptado de: SIEGEL, (2002)

Apesar destas trocas ocorrem principalmente em argilas e solos com alto teor de matéria orgânica, todos os solos e sedimentos apresentam alguma capacidade de troca iônica. O termo Capacidade de Troca Catiônica (CTC) é utilizado para indicar esta capacidade de um solo adsorver cátions, medido em meq/100 g de solo. Segundo Barbosa (2011), os fatores mais relevantes que influenciam a troca iônica no solo são: tipo de mineral, grau de cristalização e tamanho das partículas, e o recobrimento das posições de troca na superfície. As faixas de CTC para alguns argilominerais são apresentadas na Tabela 2-4.

Tabela 2-4 CTC para Alguns Argilominerais

Argilomineral	Capacidade de Troca Catiônica (meq/100g)
Caulinita	3-15
Esmectita / Montmorilonita	80-150
Ilita	10-40
Vermiculita	100-150

Adaptado de: GRIM, (1968)

A formação de complexos envolve o equilíbrio dos compostos iônicos e das condições de oxidação-redução. Ânions inorgânicos como HCO_3^- , CO_3^- , SO_4^- , Cl^- , F^- e NO_3^- presentes nas águas subterrâneas podem ligar-se aos metais para formar compostos ou complexos iônicos (FETTER, 1999). A presença de complexo orgânicos também pode ser relevante pois, materiais húmicos presentes em matéria orgânica tem grande afinidade pelos cátions dos metais pesados (BAIRD, 2002). Portanto, os tipos de complexos como também a mobilidade dos metais dependerá

da presença e concentrações dos ânions e dos ligantes orgânicos, além da faixa de pH-Eh.

O produto de solubilidade e, portanto, a precipitação dos metais nas águas subterrâneas, também ocorre em função das concentrações, especiação e condições de pH-Eh. Segundo Babroza & Otero (2000), as reações de precipitação se desenvolvem lentamente e seus equilíbrios são difíceis de prever. Mas, consta-se que a presença de sulfetos e carbonatos, podem limitar a solubilidade de metais como Cd, Cu Pb, Ni e Zn. Uma quantidade pequena de sulfetos é capaz de precipitar todos metais pesados com exceção do Cr, apontando sua importância nas zonas redox.

O processo de sorção como um todo pode ser compreendido pela distribuição do soluto entre a fase sólida e a solução, dado pelo coeficiente K_d . Este coeficiente, conhecido como coeficiente de partição ou distribuição, é um dos parâmetros mais importantes para compreender e estimar a capacidade de mobilização dos metais pelo processo de sorção. De forma geral, ele é definido como a razão entre a concentração do contaminante associado aos sólidos e a concentração do contaminante na solução aquosa quando o sistema se encontra em equilíbrio, sendo diferente para cada metal e condição ambiental (USEPA, 1999).

O K_d é utilizado para calcular o fator de retardamento do processo de transporte, R_f , descrevendo a interação química entre o material geológico e o contaminante. O USEPA (1999) recomenda sempre determinar o coeficiente K_d para cada situação e área de estudo pois, tende a ser específico às condições geoquímicas locais. Mas, sem estes dados específicos, utilizam-se valores padrões conservativos, pressupondo que o meio poroso contém baixa capacidade de retardar o transporte do contaminante.

Para o caso onde o processo de sorção é rápido em relação a velocidade do fluxo, o soluto entrará em equilíbrio com a fase adsorvida podendo ser descrita como uma isoterma de equilíbrio. Para relações lineares entre a quantidade de soluto adsorvido no sólido, S , e a concentração do soluto, C , a isoterma de equilíbrio linear é dada por:

$$S = \frac{K_d}{C} \quad (2.1)$$

Uma das limitações do modelo linear é que não há limite para a quantidade de soluto que pode ser sorvido no sólido. Além disso, casos não lineares podem ser mal interpretados como lineares se há poucos pontos para traçar a curva ou pontos apenas para concentrações baixas. Existem outros modelos de isotermas que descrevem o comportamento de sorção para casos onde a relação descrita é não linear, ou para casos onde a sorção é lenta em relação a velocidade do fluxo e o processo não entra em equilíbrio.

2.3.3. Exemplos de Metais Tóxicos

Alguns dos metais tóxicos presentes nas contaminações das águas subterrâneas por resíduos sólidos incluem o arsênio (As), o cádmio (Cd), o cromo (Cr), o mercúrio (Hg) e o chumbo (Pb).

O arsênio é um metal pesado carcinogênico tanto por inalação como ingestão. O As iônico ocorre em quatro estados de oxidação, +V, +III, 0 e -III onde o estado -III é estável apenas em baixos valores de Eh. O As (III) inorgânico é mais tóxico que As (V), mas dentro do corpo humano, o As (V) é reduzido para As (III) (BAIRD, 2002). Na faixa de pH típica de águas subterrâneas, as formas sólidas estáveis são $\text{As}_2\text{O}_5(\text{s})$ e $\text{As}_2\text{O}_3(\text{s})$ que são solúveis suficientes para que espécies dissolvidas existam em concentrações acima do permissível (FREEZE & CHERRY, 1979). O fato que as espécies dissolvidas dominantes não têm cargas ou tem cargas negativas sugere que a adsorção e troca iônica causará pouca retardação no transporte do soluto.

O cádmio tem baixa concentração permissível em água potável pela sua toxicidade. Contaminação de Cd em produtos agrícolas no Japão, relatadas por Fetter (1999), geraram doenças ósseas, *itai-itai*, na população. Concentrações naturais do Cd podem ser encontradas e variam dependendo da composição mineralógica das rochas (DEMUELENAERE, 2004). Em solução aquosa, o Cd existe no estado de oxidação (II) e tende a se combinar facilmente em solução com espécies doadoras de elétrons para formar complexos estáveis. De acordo com a EPA (1999), em ambientes de alta concentração de Cd dissolvido, a troca iônica ou precipitação são mais prováveis de controlar seu retardamento. Sendo a precipitação com carbonatos, sulfetos e fosfatos mais importante em pH maior que

7-8 e a troca iônica mais relevante em ambientes com pH mais baixos (BAIRD, 2002; USEPA, 1999). Mas, o Cd em suspensão ou adsorvido em sedimentos podem ser dissolvidos com um aumento de acidez (WHO, 2011). Além do mais, a presença de outros metais como Cu, Pb e Zn e cátions alcalinos como Ca, e Mg competem e reduzem a adsorção do Cd nos solos. Em ambientes de pH baixo, a sequência que demonstra a propensão dos elementos em adsorver na matriz sólida é: $Pb > Cr > Zn > Cd$ (USEPA, 1999).

O cromo pode ser encontrado em dois estados de oxidação na sub-superfície: o cromo trivalente, Cr (III), e o cromo hexavalente e Cr (VI). O Cr (III) é relativamente não tóxico enquanto o Cr (VI) é considerado carcinogênico para humanos. Após absorvido pelo corpo, o Cr (VI) rapidamente penetra as membranas celulares, se acumulando em nódulos linfáticos, pulmões, baço, fígado e rins (WHO, 2003). Nas águas subterrâneas, o Cr (III) tende a precipitar e formar espécies catiônicas. Em geral, é encontrado na forma de $Cr(OH)_3$ ou Cr(III) precipitado com óxidos de ferro (USEPA, 1999). O Cr (VI) tende a ser solúvel, formar espécies aniônicas dissolvidas, exibindo maior mobilidade em ambientes de pH neutro e básico. Em ambientes ácidos pode ser adsorvido por óxidos de ferro e alumínio, tendo um K_d mais alto com diminuição de pH. A redução de VI para III por ferro, matéria orgânica, ou microrganismos é geralmente rápido enquanto a oxidação de III para VI por óxidos de manganês, ou oxigênio dissolvido é cineticamente mais devagar (Ipud).

Entre os metais pesados, o mercúrio tem a concentração máxima permissível para consumo mais baixa por conta da sua alta toxicidade. O Hg tem a capacidade de concentra-se nos lipídios dos animais e se magnificar pela cadeia alimentar (BAIRD, 2002). Os compostos inorgânicos de Hg tendem a ter baixa solubilidade na maioria das condições naturais. Mas, segundo Fetter (1999), bactérias geradoras de metano são capazes de converter o Hg metálico em formas orgânicas como o metilmercúrio, solúvel em água, e o dimetilmercúrio, volátil, que são as formas mais tóxicas do metal. Nas águas subterrâneas, a forma iônica mais comum é o Hg (II), e tende a se precipitar na presença de íons sulfeto.

Em comparação ao mercúrio, o chumbo não é tão perigoso em nível químico. Mas, a população em geral é mais exposta ao Pb tendo uma imensa variedade de fontes, e normalmente com concentrações maiores que o mercúrio (BAIRD, 2002). Da mesma forma, o Pb é mais tóxico em sua forma orgânica do que em forma como

cátion inorgânico simples. O Pb está presente em ambientes aquosos no estado de oxidação (II) e em hidróxidos, podendo formar sulfetos iônicos similarmente ao cádmio e mercúrio. Os sulfetos, PbS, e carbonatos, PbCO₃, são altamente insolúveis em água, mas sua solubilidade aumentada em águas ácidas. Segundo Fetter (1999), solos com alta CTC tendem a ter uma alta afinidade por Pb, podendo ser um contaminante de baixa mobilidade que se acumula na superfície. O processo de sorção é maior para pH acima de 4,6-5. Desta forma, a mobilidade dos compostos de Pb depende muito da faixa de pH-Eh e CTC do solo.

2.4.

Transporte em Meios Porosos Saturados

A descrição matemática do transporte de solutos em um meio poroso saturado se inicia com a conservação de massa dentro de um volume de controle elementar, apresentada por Freeze & Cherry (1979) como:

$$\left[\begin{array}{l} \text{A taxa de variação} \\ \text{da mudança de massa} \\ \text{do soluto dentro do} \\ \text{elemento} \end{array} \right] = \left[\begin{array}{l} \text{fluxo do soluto} \\ \text{para fora} \\ \text{do elemento} \end{array} \right] - \left[\begin{array}{l} \text{Fluxo do soluto} \\ \text{para dentro} \\ \text{do elemento} \end{array} \right] \pm \left[\begin{array}{l} \text{perda ou ganho} \\ \text{de massa do soluto} \\ \text{por reações} \end{array} \right]$$

Os processos que controlam o fluxo para dentro e para fora do volume elementar são os processos físicos de advecção e dispersão, assim como processos reativos que geram as perdas ou ganhos de massa por reações no meio poroso. Estes processos podem incluir sorção, biodegradação ou decaimento radioativo.

2.4.1.

Processo de Advecção-Dispersão

A advecção é o componente do movimento do soluto dado pelo fluxo da água subterrânea. Deste modo a taxa de transporte segue a velocidade de percolação média, $\bar{v}_x$, onde a velocidade de percolação é definida pela velocidade de Darcy, v , dividido pela porosidade do solo, n , como:

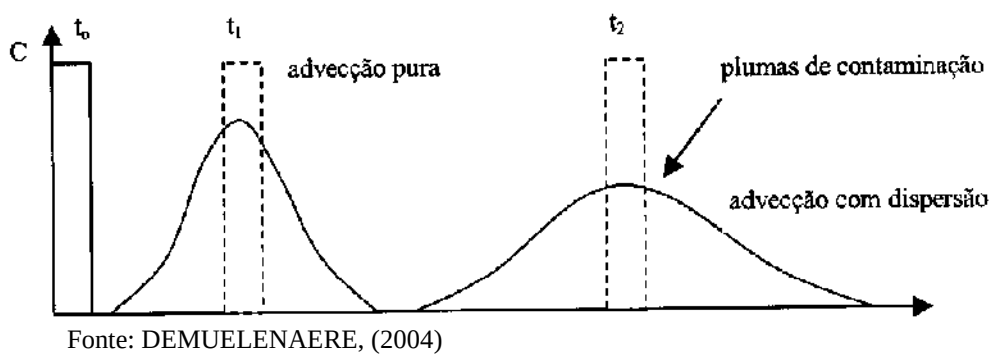
$$\bar{v}_x = \frac{v}{n} = \frac{Ki}{n} \quad (2.2)$$

Onde K é a condutividade hidráulica do solo $[L/T]$, e i o gradiente hidráulico. Portanto, o fluxo de massa do soluto por uma área, F_x , $[M/TL^2]$ é dado por:

$$F_x = \bar{v}_x n C \quad (2.3)$$

O segundo processo físico, ou seja, a dispersão, representa ambos os processos de dispersão mecânica e de difusão molecular. Estes processos causam o espalhamento do soluto e alongamento da pluma nas direções transversais e longitudinais ao fluxo, reduzindo a concentração no centro da pluma, ilustrado na Figura 2-4.

Figura 2-4 Distribuição da Concentração de uma Fonte Instantânea para Processos de Advecção e Dispersão



A difusão molecular ocorre devido ao gradiente de concentração do soluto nas águas subterrâneas com seu entorno, tendendo a se distribuir mais uniformemente pelo espaço. Este processo não consegue transportar o soluto em grandes distâncias, mas suaviza o gradiente de concentração nos contornos das plumas. Este comportamento segue a Lei de Fick, onde o fluxo de massa por uma área, ocorre na direção do gradiente de concentração do soluto, sendo negativo pelo movimento de massa de uma concentração alta para baixa.

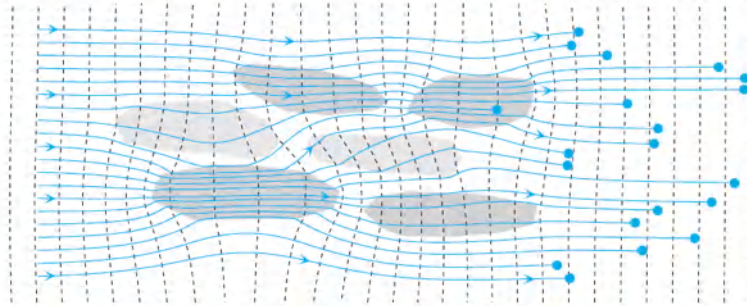
$$F_x = -D^* \frac{\partial C}{\partial x} \quad (2.4)$$

O coeficiente D^* , $[L^2/T]$, representa o coeficiente de difusão, valor obtido em laboratório que varia com temperatura, propriedades do fluido e do soluto. Temperaturas mais altas aumentam o movimento molecular e a presença de fluidos

viscosos dificultam a dispersão. Segundo Fitts (2013), para maioria dos solutos em águas de 20 °C o coeficiente de difusão encontra-se na faixa de 10^{-6} a 10^{-5} cm²/s. Os valores baixos do coeficiente de difusão indicam que o processo ocorre de forma muito lenta.

A dispersão mecânica ocorre devido a variações irregulares da velocidade do fluxo entre as partículas do solo e a tortuosidade do meio, ilustrado na Figura 2-5.

Figura 2-5 Dispersão Mecânica pelo Solo



Fonte: FITTS, (2013)

Apesar do modelo de Fick não descreve o processo físico da dispersão mecânica, ele pode ser utilizado por representar o efeito e consequência do processo na distribuição da concentração do soluto. Diferente da difusão, a dispersão mecânica não ocorre de forma uniforme nas direções principais, x, y e z. Desta forma, o fluxo de massa para o processo de dispersão mecânica é dado por:

$$F_x = -D_L \frac{\partial C}{\partial x} \quad (2.5)$$

$$F_y = -D_{Th} \frac{\partial C}{\partial y} \quad (2.6)$$

$$F_z = -D_{Tv} \frac{\partial C}{\partial z} \quad (2.7)$$

Os coeficientes de dispersividade longitudinal, D_L , dispersividade transversal horizontal, D_{Th} , e dispersividade transversal vertical, D_{Tv} , são dados pelo produto da dispersividade, α , com a velocidade de percolação média. Nota-se que o tensor de dispersividade é dependente da direção, definido da seguinte forma para a condição de fluxo paralelo ao eixo x:

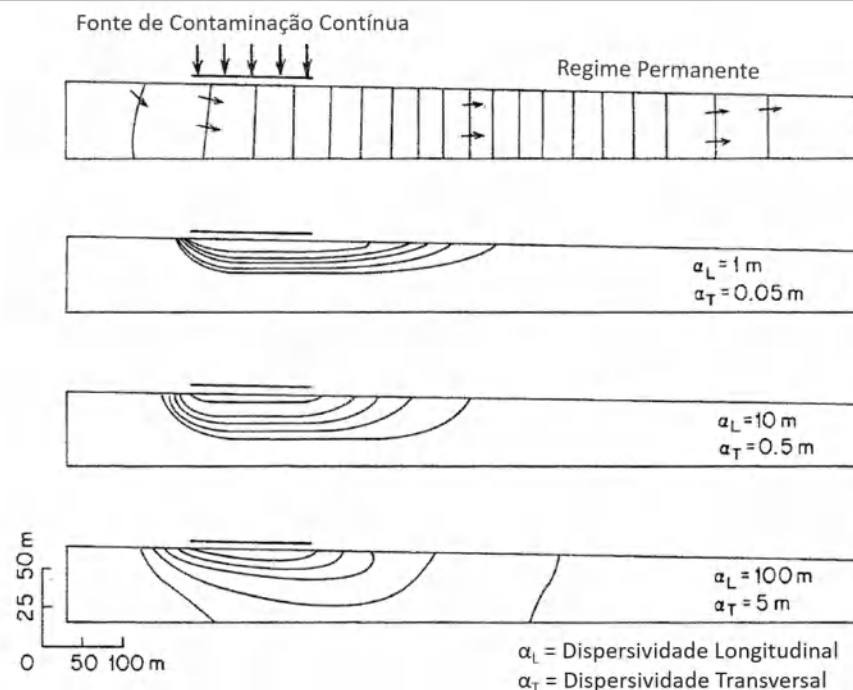
$$D_L = \alpha_L |\overline{v_x}| \quad (2.8)$$

$$D_{Th} = \alpha_{Th} |\overline{v_x}| \quad (2.9)$$

$$D_{Tv} = \alpha_{Tv} |\overline{v_x}| \quad (2.10)$$

Segundo Freeze & Cherry (1979), valores típicos de dispersividade longitudinal, α_L , estão entre 0,1 a 10 mm, e valores de dispersividade transversal horizontal, α_{Th} , são menores por um fator de 5-20. Valores de dispersividade transversal vertical, α_{Tv} , tendem a ser 10 vezes menores que horizontal e 100 vezes menores que longitudinal. Os autores constam que os valores de dispersividade em campo são significativamente maiores do que valores obtidos em laboratório indicando um grande fator de escala na estimação do parâmetro. O efeito da dispersividade pode ser visto na Figura 2-6, demonstrando como a distribuição do contaminante aumenta significativamente com coeficientes 10 a 100 vezes maiores.

Figura 2-6 Efeito da Dispersão no Transporte de Contaminantes



Fonte: FREEZE & CHERRY, (1979)

Como os comportamentos dos processos de difusão molecular e dispersão mecânica podem ser descritos pela Lei de Fick, os coeficientes de dispersividade e

de difusão podem ser somados em um único coeficiente de dispersão, D_x , [L^2/T], dado por:

$$D_x = D^* + \alpha_L |\bar{v}| \quad (2.11)$$

Em baixas velocidades, a difusão torna-se o contribuidor relevante de dispersão e, portanto, o coeficiente de dispersão pode ser considerado igual ao coeficiente de difusão. Em velocidade alta, a dispersão mecânica torna-se o processo predominante, e o coeficiente de dispersão pode ser considerado igual a $\alpha_L \bar{v}$.

Considerando o volume de controle e balanço de massa para os processos de advecção e dispersão, a equação 1D do transporte do soluto em meio saturado, homogêneo e isotrópico, em condições de fluxo permanente torna-se:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - \bar{v}_x \frac{\partial C}{\partial x} \quad (2.12)$$

Considerando a advecção em 1D e o efeito da dispersão em 3D a equação pode ser escrita como:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + D_y \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} + D_z \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - \bar{v}_x \frac{\partial C}{\partial x} \quad (2.13)$$

2.4.2. Processo de Sorção

Quando o processo de sorção é considerado no transporte de contaminantes, a equação que descreve a mudança de concentração com tempo passa a incluir um termo a mais, tal como:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - \bar{v}_x \frac{\partial C}{\partial x} - \frac{\rho_b}{\theta} \frac{\partial S}{\partial t} \quad (2.14)$$

onde ρ_b é a massa específica seca, ou *bulk density*, θ é a porosidade do meio, e $\frac{\partial S}{\partial t}$ representa a taxa em que o soluto está sendo adsorvido. Considerando uma isoterma de equilíbrio linear, a equação 1D pode ser re-escrita como:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - \bar{v}_x \frac{\partial C}{\partial x} - \frac{\rho_b}{\theta} \frac{\partial(K_d C)}{\partial t} \quad (2.15)$$

E, reorganizada a equação tem-se:

$$\frac{\partial C}{\partial t} \left(1 + \frac{\rho_b}{\theta} K_d \right) = D_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - \bar{v}_x \frac{\partial C}{\partial x} \quad (2.16)$$

Deste modo, o fator de retardamento, R_f , é dado por:

$$R_f = \left(1 + \frac{\rho_b}{\theta} K_d \right) \quad (2.17)$$

O fator de retardamento, sempre ≥ 1 , permite uma comparação clara da velocidade do contaminante sofrendo processo de sorção, v_c , com a velocidade de percolação média, $\bar{v}_x$, sendo expressa como:

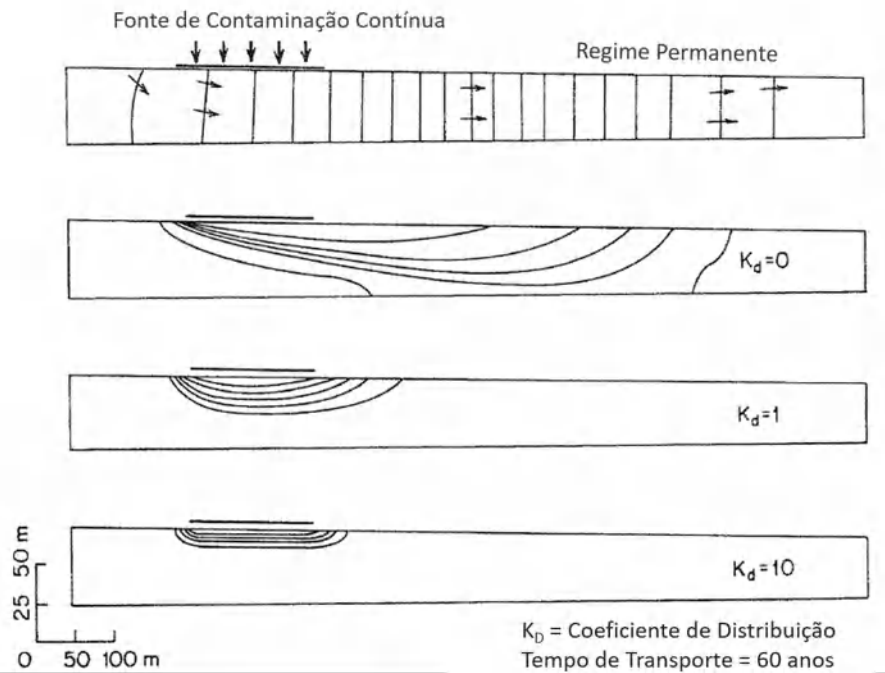
$$v_c = \frac{\bar{v}_x}{R_f} \quad (2.18)$$

Reescrevendo a equação 2.15 com o fator de retardamento, o efeito da sorção na diminuição da influência da dispersão e da advecção fica mais nítido, tem-se portanto, a equação seguinte.

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{D_x}{R_f} \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - \frac{\bar{v}_x}{R_f} \frac{\partial C}{\partial x} \quad (2.19)$$

O efeito do retardamento do fluxo do contaminante em função da variação do valor do K_d pode ser visto na Figura 2-7, onde um K_d igual 0 implica num transporte sem efeito de sorção.

Figura 2-7 Efeito de Sorção no Transporte de Contaminantes



Adaptado de: FREEZE & CHERRY, (1979)

2.5. Modelos Numéricos

Os modelos numéricos são ferramentas úteis para representar o fluxo e transporte de contaminantes nas águas subterrâneas. As modelagens permitem estimar a extensão, tempo de chegada, fonte de contaminação, simular condições diferentes de fluxo ou de parâmetros do contaminante, para auxiliar nas investigações, avaliações, e gestão das áreas contaminadas. Uma das grandes vantagens dos modelos numéricos é a velocidade computacional de resolver equações parciais diferenciais e não lineares. Os dois métodos dominantes aplicados a modelos hidrogeológicos são os métodos de elementos finitos (FEM) e o método de diferenças finitas (FDM).

No método de elementos finitos a área da modelagem é discretizada em pequenos elementos onde cada um possui nós nos seus contornos que são compartilhados entre elementos adjacentes. Os elementos podem ser triangulares ou quadráticos com diferentes números de nós. A formulação do problema de valor de contorno resulta em um sistema de equações algébricas, que são resolvidas por métodos iterativos para cada nó. Segundo Fouad & Hussein, (2018), o método de elementos finito tem uma maior flexibilidade sobre a malha do domínio, permitindo

aproximações precisas de contornos irregulares e condições das estruturas hidrogeológicas.

O programa mais utilizado baseado neste método é o FEFLOW, que começou a ser desenvolvido em 1979 pelo instituto *WASY GmbH* na Alemanha (TREFRY & MUFFELS, 2007). A partir de 2007, o programa faz parte do portfólio do grupo DHI. O FEFLOW modela fluxo nas águas subterrâneas em 2D ou 3D, em regime permanente ou transiente, além de simular transferência de massa e de calor. O programa resolve a equação de fluxo para a zona saturada e a zona vadosa, assim como para meios porosos e fraturados. Outros programas de elementos finitos incluem HYDRUS 2D/3D, Aqua3D, e Hydrogeosphere.

No método de diferenças finitas a aproximação das derivadas, por diferenças finitas, é utilizada para resolver as equações de fluxo como equações lineares em um espaço discretizado. O domínio da modelagem é subdividido em células onde as propriedades médias são assumidas. Os parâmetros, cálculos e resultados são atribuídos ao nó localizado no centro das células. Segundo Zdechlik (2016), uma das vantagens do método é a simplicidade da construção da malha e a boa convergência por métodos iterativos. A desvantagem está na dificuldade de representar contornos irregulares, como também na necessidade de um grande número de células para casos onde é necessário um mapeamento preciso da estrutura hidrogeológica.

Entre os programas disponíveis, o MODFLOW é reconhecido como o software líder em modelagem por método de diferenças finitas. Originalmente publicado em 1984 pelo *U.S. Geological Survey*, hoje conta com a versão MODFLOW-2005 (ZDECHLIK, 2016). Sua estrutura modular permite o adição de novos pacotes destinados a resolverem problemas específicos de fluxo e transporte, como o MODFLOWSURFACT, MODPATH, entre outros. O programa simula fluxo permanente e fluxo transiente em aquíferos confinados, não confinados e mistos. No modelo é possível incorporar a recarga, evapotranspiração e fluxo para rios, lagos, drenos e poços. Os parâmetros hidráulicos podem variar espacialmente e serem definidos como anisotrópicos. A partir da versão MODFLOW 6, o método utilizado passa a ser considerado o método de diferenças finitas baseado em volumes de controle (CVFDM), (USGS, 2019).

O programa MIKE SHE, também do grupo DHI, também permite a utilização método de diferenças finitas para cálculo de fluxo das águas subterrâneas e do

transporte de contaminantes. Mas, o programa em si é considerado um modelo hidrológico integrado e as condições das águas subterrâneas não precisam ser necessariamente resolvidas pelo método de diferenças finitas (DHI, 2017a). O MIKE SHE originou em meados de 1980, baseado no *Système Hydrologique Européen*. O programa continuou a ser desenvolvido para incluir módulos de qualidade de águas e integração das águas superficiais com subterrâneas. Seu objetivo principal é ser uma ferramenta de gestão de recursos hídricos a nível de bacia, considerando as mudanças e consequências do manejo da área (DHI, 2017a).

Diante deste objetivo, o programa tem sido aplicado para estudos a nível de bacias para uma gama de temas, citadas por Graham & Butts (2005) como: gestão de recursos hídricos, irrigação e drenagem, interação das águas superficiais e águas subterrâneas, avaliações ecológicas, gestão de águas subterrâneas, contaminação de águas subterrâneas, mapeamento de vulnerabilidade de aquíferos, impacto de uso e cobertura do solo e estudos de inundações.

O programa MIKE SHE apresenta-se como uma ferramenta avançada e flexível, permitindo modelar processos hidrológicos integrados a nível de bacia em uma variedade de escalas espaciais. Sua formulação é considerada um modelo distribuído, determinístico, baseada em processos físicos pois resolve as equações diferenciais parciais que descrevem o fluxo de massa e transferência de momento.

O programa baseia-se em cinco módulos de fluxo: (1) Escoamento Superficial, (2) Rios e Lagos, (3) Zona Não Saturada, (4) Zona Saturada, e (5) Evapotranspiração. Caso algum módulo não seja ativado, um parâmetro que simplifica a relação entre os processos ocorridos neste é exigido para manter a integração dos processos hidrológicos na bacia.

Além dos módulos de fluxo, o programa também inclui opções de qualidade de água, utilizando diferenças finitas para concentração de contaminantes ou o método de *random walks* para a trajetória de partículas. Dentro da opção de diferença finitas, os processos de sorção e decaimento também podem ser inclusos. Para a sorção, diferentes isotermas podem ser escolhidas e várias espécies podem ser simuladas simultaneamente.

Cada módulo pode ser representado por níveis diferentes de complexidade, métodos de cálculos distintos, distribuições espaciais e temporais variáveis, de acordo com a disponibilidade de dados e o escopo do trabalho. Os módulos com seus tipos de cálculo e alguns dos parâmetros principais estão apresentados na

Tabela 2-5. Outros dados de entrada básicos incluem: área do domínio, topografia, precipitação, delimitação das sub-bacias, rede hidrográfica, uso e cobertura dos solos e distribuição dos tipos de solos.

Tabela 2-5 Módulos e Métodos de Cálculos no MIKE SHE

Módulo de Fluxo	Métodos de Cálculo	Dados/Parâmetros Principais
Escoamento Superficial	Diferenças Finitas	Rugosidade da superfície, armazenamento, declividades
	Micro-Bacias	
Rios e Lagos	Manning, Darcy-Weisbach, Chezy	Rede fluvial e perfis transversais, reservatórios e estruturas, resistência do leito, cotas
Zona Não Saturada	Diferenças Finitas	Condutividade hidráulica saturada, umidade saturada, umidade residual, curva característica ou parâmetros de Van Genuchten
	Fluxo por Gravidade	
	Duas Camadas	
Evapotranspiração	Arelado ao módulo ZNS	Dados e distribuição da evapotranspiração, Índice de área foliar, profundidade das raízes
Zona Saturada	Diferenças Finitas	Camadas Geológicas, espessura do aquífero, condutividade hidráulica horizontal e vertical, armazenamento específico
	Reservatório Linear	
Qualidade de água	Diferenças finitas	Fonte de contaminação, concentração inicial, porosidade, massa específica seca, parâmetros de sorção e decaimento.
	Trajectoria de Partículas	Fonte de contaminação, concentração inicial, número de partículas, porosidade, massa específica seca

Há algumas limitações perante modelos de processos físicos, especialmente com este nível de robustez, pois necessitam uma grande quantidade de dados e parâmetros, assim como tempo e esforço computacional das execuções das simulações. Portanto é mais prático e aconselhável a utilização de sistemas simplificados, com foco nos processos hidrológicos principais que governam o comportamento da bacia de estudo perante os objetivos. Assim, é raramente necessária uma descrição refinada de todos os processos hidrológicos.

3. Estudo Preliminar

3.1. Objetivos

O estudo preliminar tem o objetivo de fornecer uma compreensão inicial das características do meio-físico da área de estudo a fim de avaliar a possibilidade de uma contaminação oriunda da área de disposição de resíduos (ADR) de Resende. Visa-se caracterizar a área de estudo de acordo com seu clima, sua topografia, sua geologia e geomorfologia, sua hidrogeologia, seu uso e cobertura do solo, e seu histórico através de levantamento de dados e uma visita de reconhecimento. Assim, será possível identificar fontes de contaminantes atuantes, receptores finais, o possível trajeto de contaminação e a área afetada. Essencialmente, o estudo preliminar permite contextualizar e informar o escopo e os detalhes das investigações subsequentes.

3.2. Metodologia

A metodologia deste estudo preliminar baseia-se em levantamento de dados, mapeamento de dados e uma visita de reconhecimento. Deste modo, dados foram coletados através de trabalhos acadêmicos, relatórios do município de Resende, e estudos e bancos de dados governamentais. Uma série de mapas foi produzida utilizando o programa de geoprocessamento ArcGIS 10.5, com o sistema de coordenadas e projeção *Universal Transverse Mercator* (UTM) Zona 23K e o datum SIRGAS 2000. Uma vista preliminar da ADR também foi realizada para observar o meio físico e a fonte de contaminação, assim como conversar com gestores da área. Esta avaliação preliminar divide-se pelos seguintes tópicos: (1) área de estudo, (2) clima, (3) topografia, (4) geologia e geomorfologia, (5) hidrogeologia, (6) uso e cobertura de solo e (7) histórico do aterro.

3.2.1. Área de Estudo

Para realizar uma análise hidrológica integrada, é necessário considerar a escala do problema a nível de bacia e não apenas o local da fonte de contaminação pois tudo que estiver presente a montante da ADR pode afetar as condições da contaminação. Deste modo, para o estudo preliminar, foi definida como a área de estudo a sub-bacia onde a ADR do município de Resende está alocada, dentro da bacia hidrográfica do Rio Paraíba do Sul.

Uma imagem do tipo Modelo Digital de Elevação (MDE) (*Digital Elevation Model*) foi adquirida pelo Vertex, um portal de dados de imagens de satélites da *Alaska Satellite Facility Distributed Active Archive Center* (ASF DAAC) para poder delinear a sub-bacia de interesse. A imagem utilizada, ALPSRP270296730, foi obtida pelo satélite e sensor ALOS PALSAR em 20 de fevereiro de 2011. Aplicando as ferramentas de análise espacial do ArcGIS 10.5, foi possível delinear a sub-bacia de estudo.

3.2.2. Clima

Dados de temperatura e precipitação mensal entre 1968 a 2018 foram obtidos pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, 1968; 2018), referente a estação 83738, localizada nas coordenadas 557620 m E, 7517255 m S na zona 23 K, com altitude de 440 metros. Esta estação fica 5 km ao noroeste da ADR. Constatou-se haver uma lacuna de dados para alguns meses e em certos anos. As médias mensais dos dados disponíveis foram calculadas e plotadas junto com seus respectivos desvios padrões. Os padrões de precipitação foram comparados com as variações fluviométricas do Rio Paraíba do Sul, de acordo com os dados obtidos pela Agência Nacional de Águas (ANA, 2000; 2016) da estação 58250000 localizada nas coordenadas 557068.00 m E, 7515408.85 m S na zona 23 K.

3.2.3. Topografia

Dados topográficos e curvas de níveis para cada 5 metros foram obtidas com o mesmo MDE que foi trabalhado para determinar a área de estudo. Aplicando as

ferramentas do ArcGIS 10.5, uma superfície morfológica vetorial foi gerada para mapear as variações hipsométricas.

3.2.4. Geologia e Geomorfologia

A caracterização preliminar da geologia e geomorfologia foi principalmente elaborada através das teses de doutorado de Castro (2000) e Ramos (2003) sobre a Bacia Sedimentar de Resende, e o artigo de Barboza *et al.* (2008). Dados espaciais geológicos disponibilizados pela INEA (2010) na escala de 250.000 e pela CEIVAP (2007) na escala de 1.000.000 também foram utilizados para geração de mapas.

3.2.5. Hidrogeologia

A tese de doutorado de Castro (2000) e o artigo de Castro *et al.* (2000) foram fundamentais para a caracterização preliminar da hidrogeologia da área de estudo.

3.2.6. Uso e Cobertura do Solo

A descrição do uso e cobertura do solo contou com a base de dados disponíveis pela INEA (2010) na escala de 250.000 para a criação de um mapa. Os dados brutos foram manuseados no ArcGIS com o uso de imagens de satélites para incluírem novas áreas de reflorestamento.

3.2.7. Histórico da ADR

O levantamento do histórico da ADR teve como base o Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos do Município de Resende/RJ disponibilizado abertamente pela Prefeitura de Resende (2018) e o Plano de Recursos Hídricos da Bacia Paraíba do Sul apresentado pela CEIVAP (2006). Além disso, muita informação foi adquirida através das conversas com a Secretaria do Meio Ambiente (SMA) de Resende, que aceitou colaborar com este projeto. A SMA também forneceu materiais referentes à história inicial da área. Uma primeira visita da ADR foi feita em novembro 2018 como parte deste estudo preliminar.

3.3. Resultados

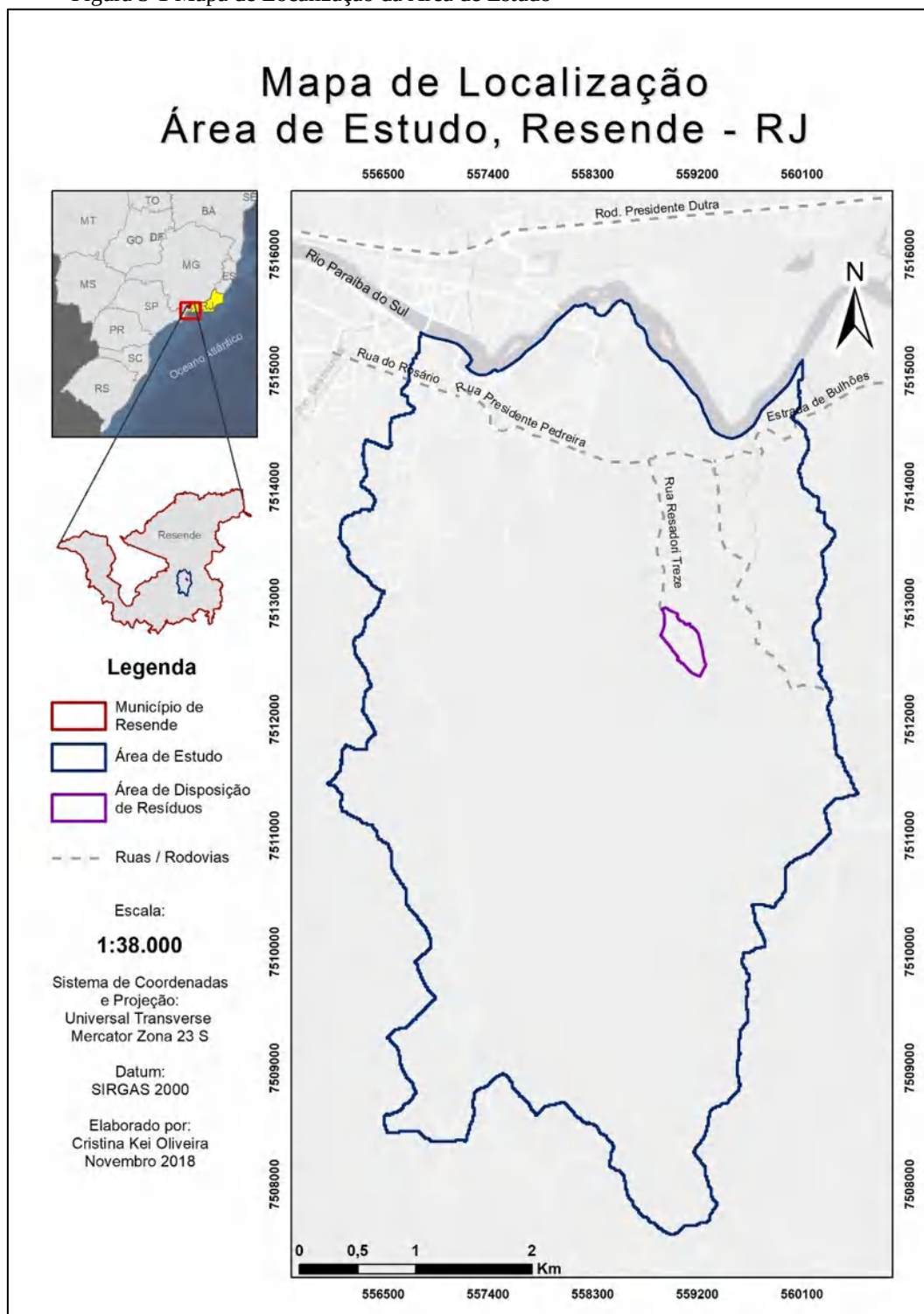
Os resultados do levantamento e mapeamento de dados, assim como as observações da visita preliminar da ADR estão apresentados a seguir, separados entre área de estudo, clima, topografia, geologia e geomorfologia, hidrogeologia, uso e cobertura de solo e histórico do aterro.

3.3.1. Área de Estudo

A área de estudo foi definida como a sub-bacia onde a ADR do município de Resende está alocada, dentro de um trecho da grande bacia hidrográfica do Rio Paraíba do Sul. A sub-bacia está localizada no meio do município de Resende, no estado do Rio de Janeiro. Um mapa que define a sub-bacia e que também mostra a localização da área pode ser visto na Figura 3-1. O centro da ADR está localizado nas coordenadas 559100 E, 7512650 S em UTM 23 K, e fica 4,4 km do centro do município. Seu acesso é dado pela Rua Resadori Treze, que encontra a Estrada de Bulhões e a Rua Presidente Pedreira vindo do Bairro Novo Surubi, Resende. A área total da sub-bacia e da ADR é de 2.384 ha e 11,8 ha respectivamente.

O contorno superior da área de estudo, sentido norte do mapa, segue o Rio Paraíba do Sul, e a ADR encontra-se aproximadamente a 2 km deste rio. Em termos de fluxo, este é considerado uma condição de contorno de carga constante. Os demais contornos têm condições de fluxo nulo. Desta forma, a drenagem inteira da área de estudo ocorre de sul para norte, em direção ao Rio Paraíba do Sul, de acordo com a topografia, tipo de solo e cobertura da área.

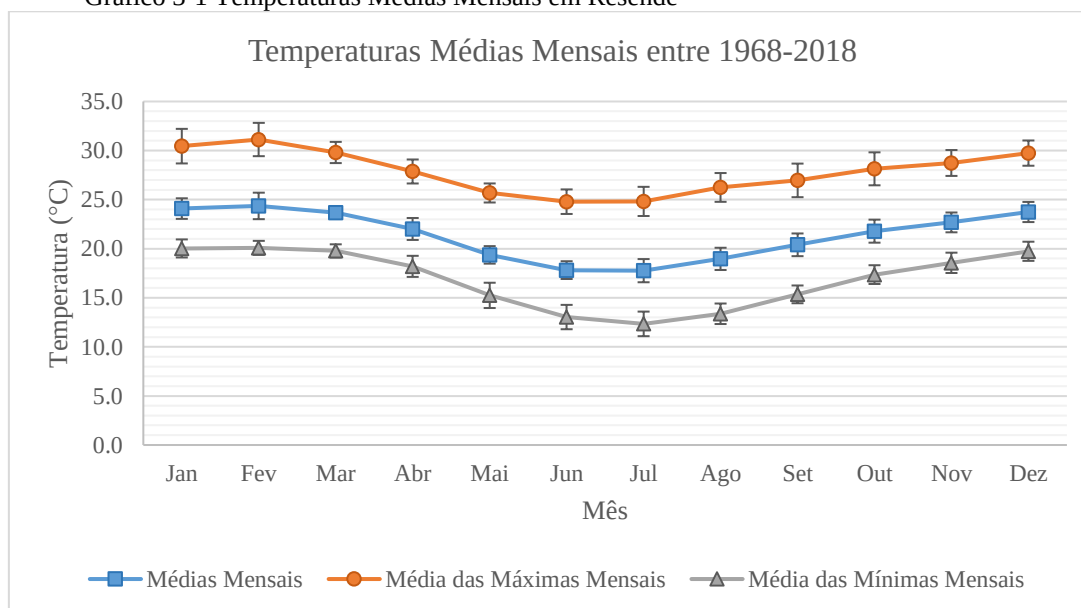
Figura 3-1 Mapa de Localização da Área de Estudo



3.3.2. Clima

O clima de Resende é do tipo tropical Aw, segundo a classificação *Köppen-Geiger*, caracterizado por um verão quente, úmido e chuvoso e um inverno correspondente a época de seca (RAMOS, 2003). Este comportamento pode ser detectado através dos dados climáticos mensais. As variações mensais de temperatura podem ser vistas no Gráfico 3-1, tendo uma temperatura média máxima anual de 27,8 °C e uma média mínima anual de 16,8 °C. Durante o mês mais quente, ou seja, no mês de fevereiro, a temperatura máxima média é de 31,1 °C e, em julho, o mês mais frio, temperaturas podem baixar para 12,3 °C. Mas, em termos das média mensais, há apenas uma diferença de 6,6 °C entre estes meses, exibindo temperaturas amenas.

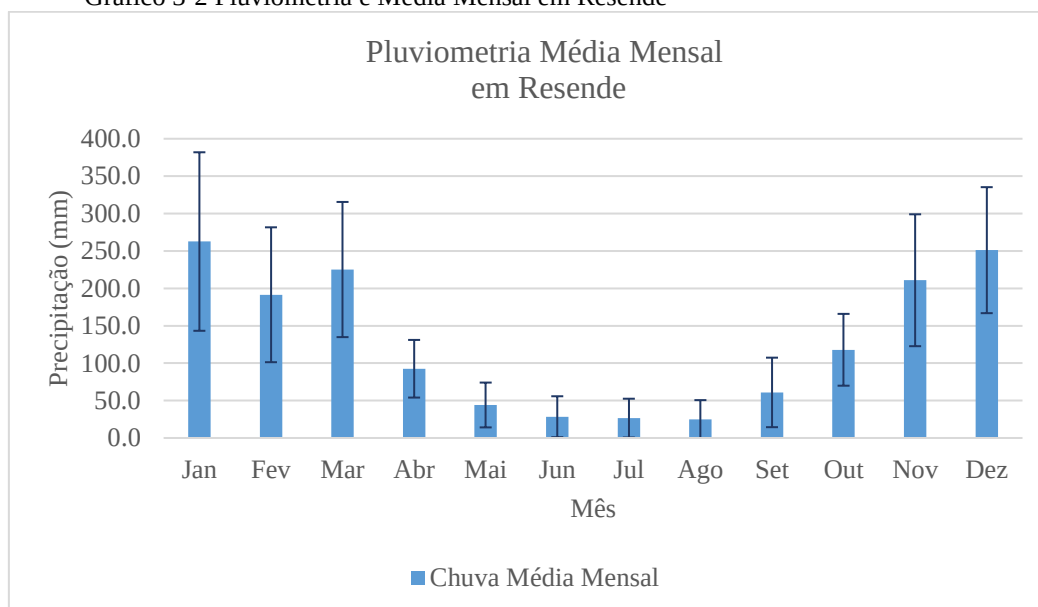
Gráfico 3-1 Temperaturas Médias Mensais em Resende



O ano hidrológico em Resende começa em setembro e termina em agosto, demonstrando uma estação de chuva durante o período do verão e estação de estiagem durante o inverno. Como pode ser visto no Gráfico 3-2, janeiro é o mês de maior intensidade, tendo uma precipitação média de 262,6 mm com um alto desvio padrão de 119,3 mm. A precipitação anual média é de 1.542 mm tendo um desvio padrão de 290 mm. Consequentemente, a área de estudo e a ADR recebem em torno de $3,68 \times 10^7 \text{ m}^3$ e $1,82 \times 10^5 \text{ m}^3$ de chuva por ano, respectivamente. Cerca

de 75% da chuva anual ocorre entre os meses de novembro a março. Deste modo, a precipitação, especialmente durante o verão, é um fator importante para o transporte e para a diluição dos contaminantes oriundos da ADR, tanto por escoamento superficial quanto por recarga das águas subterrâneas.

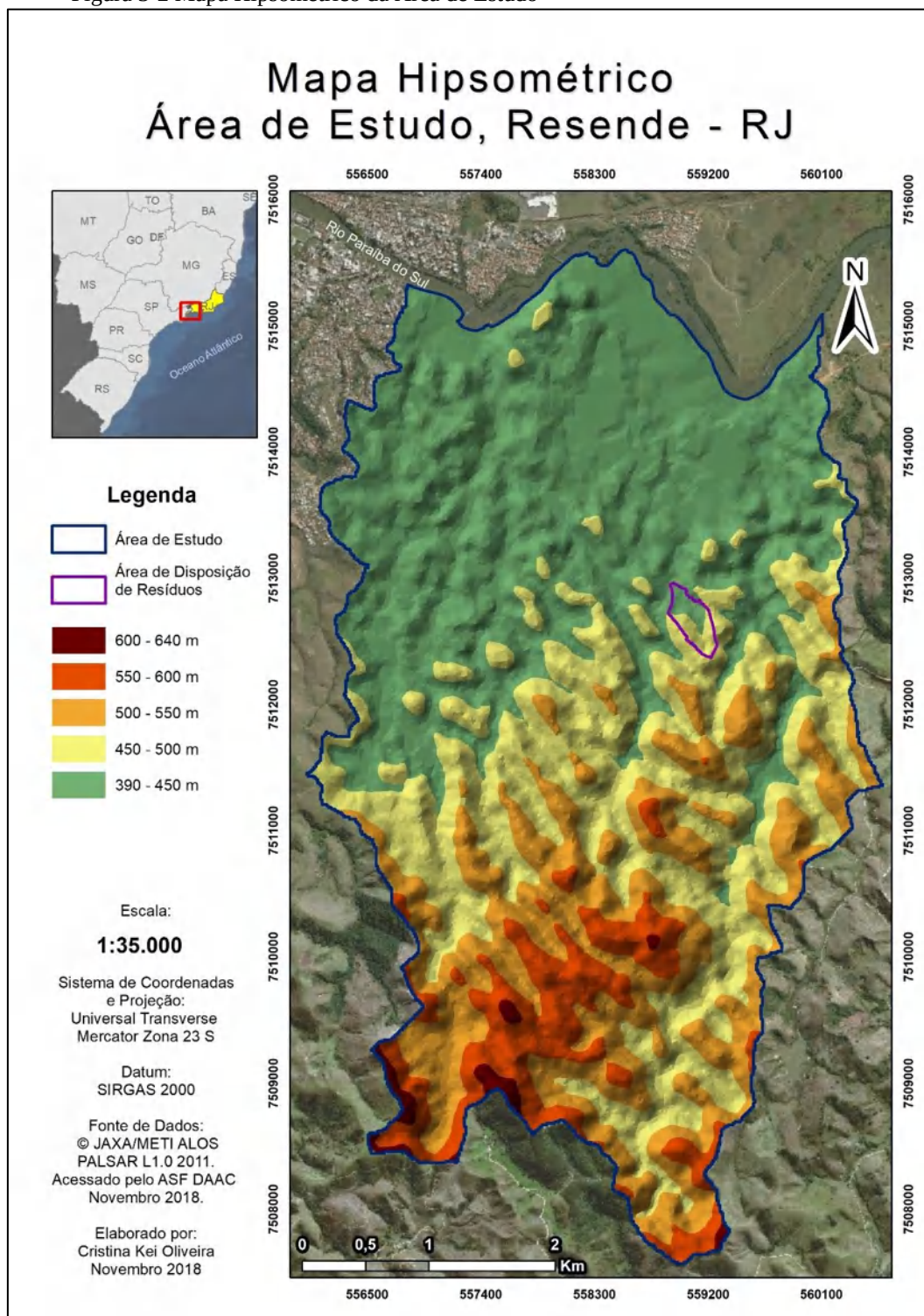
Gráfico 3-2 Pluviometria e Média Mensal em Resende



3.3.3. Topografia

O mapa hipsométrico, na Figura 3-2, ilustra as variações de altitudes na área de estudo, tendo uma altitude máxima de 640 metros no contorno inferior. No contorno superior, a altitude mínima é de 390 metros, referente à elevação média do Rio Paraíba do Sul. Assim, a drenagem superficial ocorre de sul para norte, em direção ao Rio Paraíba do Sul. A ADR situa-se em um ponto rodeado por um relevo local mais elevado tendo uma declividade média em torno de 0,116 com altitudes máximas e mínimas de 490 e 420 metros. O relevo e declividade da ADR propiciam um acúmulo de água e drenagem pela sua entrada, seguindo em direção ao rio em uma região mais plana.

Figura 3-2 Mapa Hipsométrico da Área de Estudo

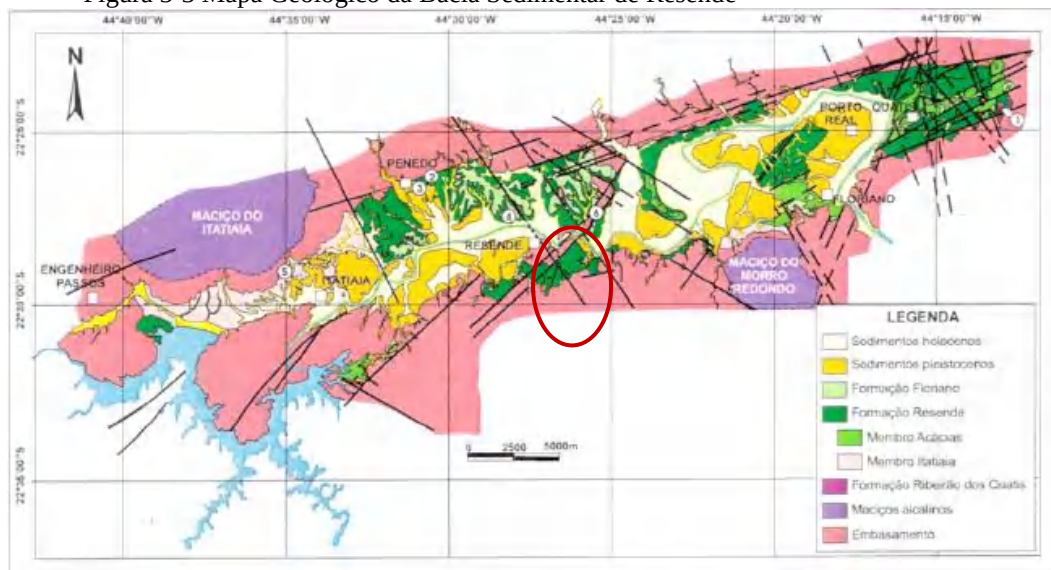


3.3.4. Geologia e Geomorfologia

A área de estudo está localizada dentro da Bacia Sedimentar de Resende, que abrange os municípios de Resende, Itatiaia, Porto Real e Quatis, exibida na Figura 3-3. Esta bacia é composta por sedimentos terciários e quaternários que preencheram uma depressão tectônica situada entre a Serra da Mantiqueira e a Serra do Mar, no domínio morfo-estrutural do médio Vale do Paraíba do Sul (CASTRO, 2000). Esta faz parte de um conjunto de bacias continentais associadas a abertura do Oceano Atlântico e a formação do “Rift Continental do Sudeste do Brasil” (BARBOZA *et al.*, 2008).

A geomorfologia da Bacia Sedimentar de Resende consiste especialmente de colinas cristalinas de rochas proterozóicas alteradas e cobertas por solos areno-argilos do tipo latossolo vermelho-amarelo. Nas colinas de altitude mais elevadas, encontram-se rochas metamórficas pré-cambrianas e rochas intrusivas magmáticas mesozoicas a terciárias (RAMOS, 2003). Nas altitudes mais baixas de 400-460 metros, encontram-se colinas sedimentares terciárias e planícies fluviais quaternárias. Os latossolos e podzólicos são os solos predominantes da Bacia Sedimentar de Resende, abrangendo a maior parte do município de Resende. Também são comuns os solos aluviais e litossolos nesta região (CASTRO, 2000).

Figura 3-3 Mapa Geológico da Bacia Sedimentar de Resende



Fonte: RAMOS *et al.*, (2005)

A área de estudo, destacada em vermelho na Figura 3-3, situa-se parcialmente sobre a Formação Resende e em sua maior parte sobre um embasamento de rochas ígneas e metamórficas. Portanto não é definida integralmente por características sedimentares, com exceção de um trecho mais próximo ao Rio Paraíba do Sul.

Observando os dados litológicos do INEA RJ (2010) e da CEIVAP (2007), mapeados e destacados na Figura 3-4 e Figura 3-5, confirmamos o mesmo padrão dentro da área de estudo. Há uma presença dominante de rochas pré-cambrianas, tanto graníticas (pCgr) e quanto metamórficas (pClrf e pClti), e uma presença menor de rochas quaternárias nas altitudes mais baixas. A feição litológica Qtr, Bacia Sedimentar de Resende, ocupa uma área no norte da área de estudo, enquanto um pequeno trecho ao longo do Rio Paraíba do Sul é composto por sedimentos fluviais, de forma similar ao que foi visto na Figura 3-3. Em geral, a área de estudo é composta principalmente por embasamento de rochas metamórficas e ígneas. Destaca-se a presença de mica xisto / quartzo xisto nas altitudes médias a baixa, região a jusante da ADR. Os dados geomorfológicos da INEA RJ (2010), Figura 3-6, ilustram a distribuição das feições geomorfológicas na área de estudo. Observa-se uma predominância de colinas e uma região de planície próxima ao Rio Paraíba do Sul, coerente com os dados topográficos.

No mapeamento pedológico dos dados da CEIVAP (2007), na Figura 3-7, vemos que na área de estudo os latossolos vermelho-amarelo predominam a região a montante da ADR. Em seguida são os argissolos vermelho-amarelo, incorporando a ADR e uma região a jusante. Nas altitudes mais baixas, há presença de latossolos amarelos distróficos coesos e neossolos flúvicos.

Em geral, os latossolos são homogêneos, tendo pouca diferenciação entre seus horizontes. Também são caracterizados por terem textura média a fina, boa drenagem, e baixa capacidade de troca catiônica (ICA, 2014). Por seu estágio avançado de intemperismo, sua composição é constituída principalmente por óxidos de ferro, óxidos de alumínio e argilominerais do grupo 1:1 (ABGE, 1998).

Por outro lado, os argissolos apresentam nítida diferenciação entre seus horizontes, exibindo um gradiente textural por conta do aumento do teor de argila com profundidade. Também apresentam uma maior capacidade de retenção de água (ICA, 2014). Nesta área, tanto os latossolos quanto os argissolos são distróficos, sendo considerados ácidos e tendo média a baixa fertilidade.

Figura 3-4 Mapa Litológico da Área de Estudo

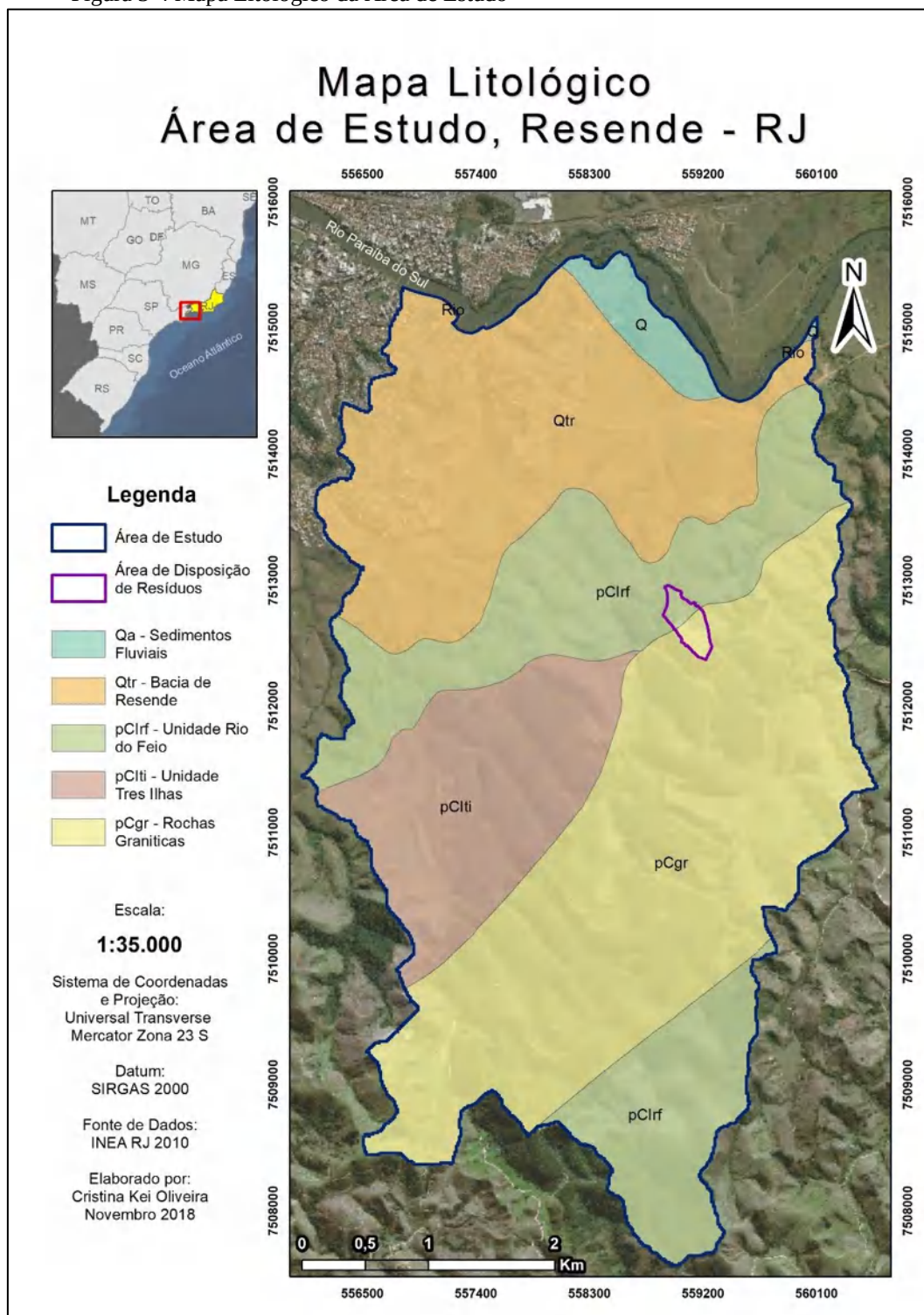


Figura 3-5 Mapa dos Litotipos da Área de Estudo

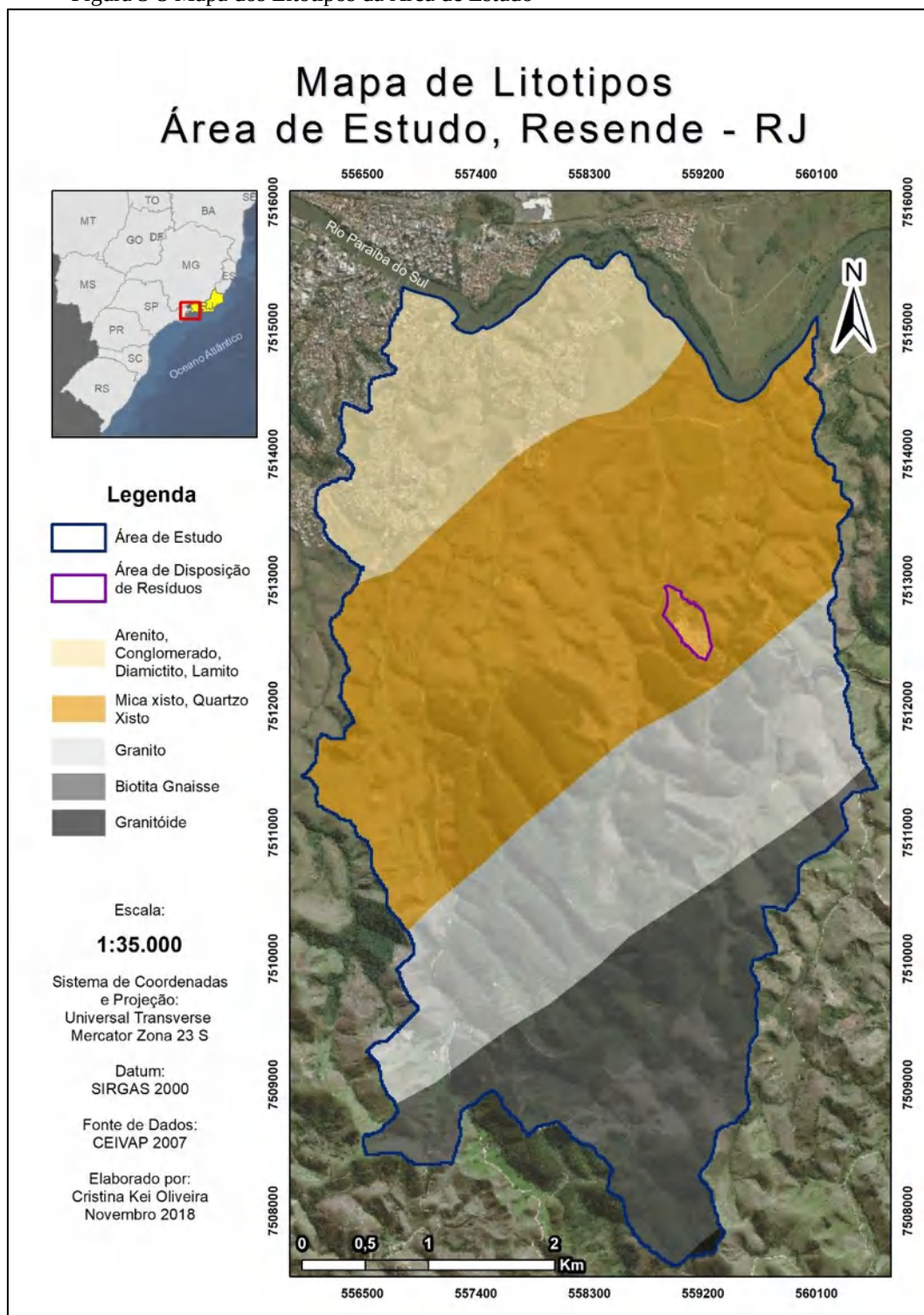


Figura 3-6 Mapa Geomorfológico da Área de Estudo

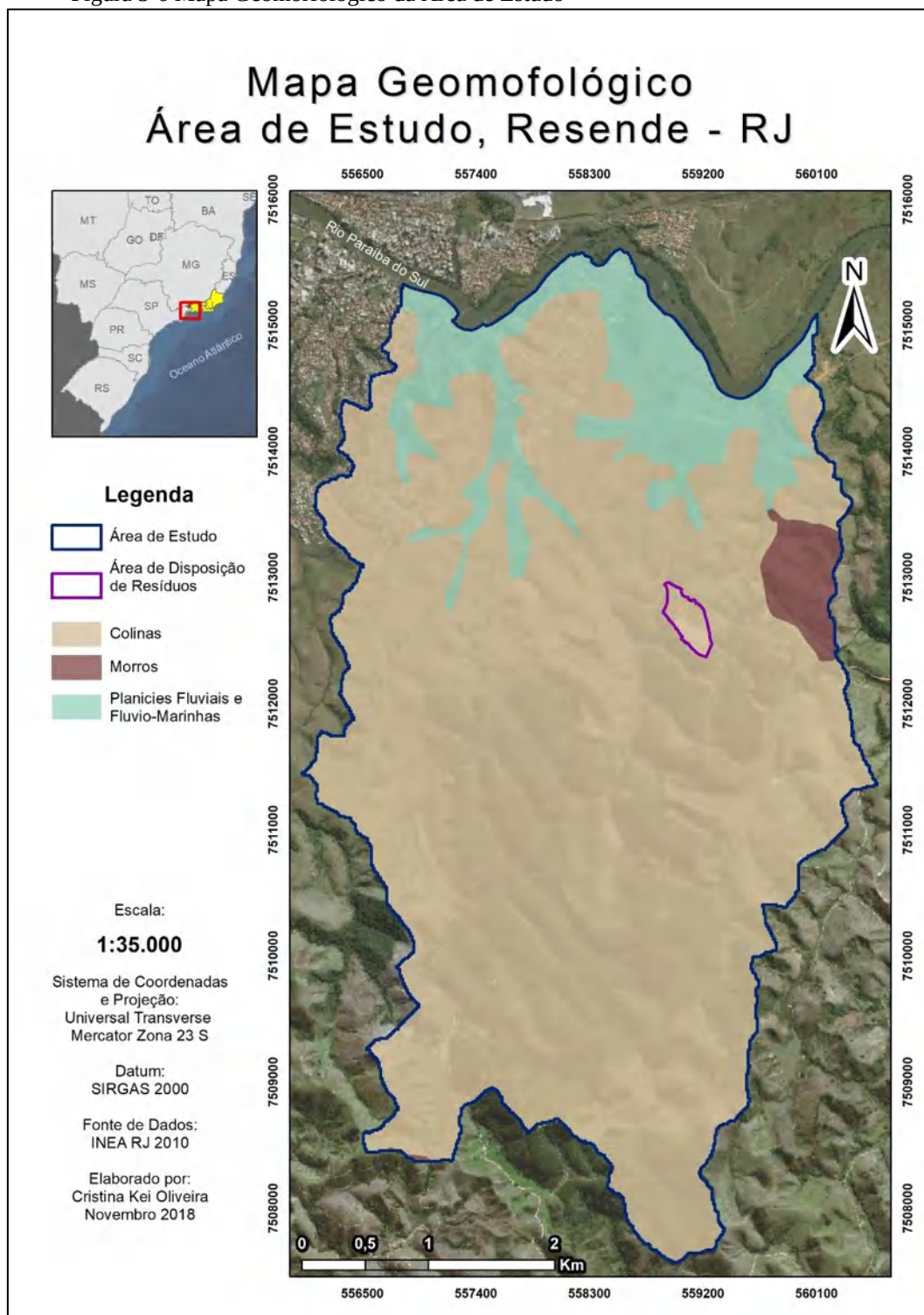
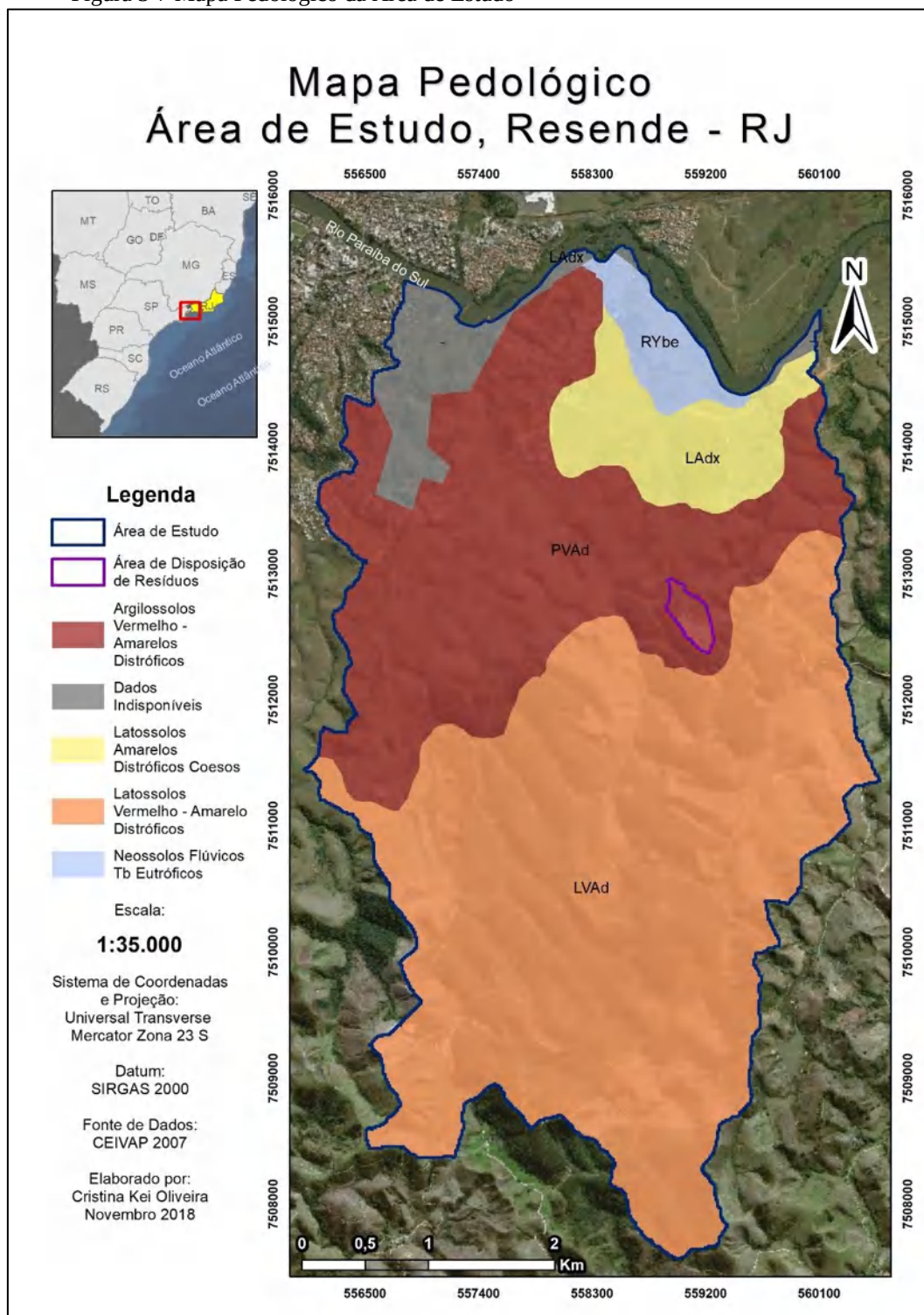


Figura 3-7 Mapa Pedológico da Área de Estudo



No caso dos neossolos, há um predomínio de areias quartzosas podendo apresentar granulometria bastante graduada devido a forma de deposição do material de origem. Por ser um solo pouco evoluído, possui características e camadas distintas herdadas do material original. O nível freático tende a ser mais próximo a superfície, com susceptibilidade à inundação (ICA, 2014).

Durante a visita preliminar à ADR, foi possível observar a estratigrafia do solo exposto nos taludes ao redor. Nos taludes que contornam a ADR, ilustrados na Figura 3-8, o solo aparentava ser mais homogêneo com algumas mudanças de tonalidade com profundidade em certos lugares. As cores dos taludes expostos variavam entre tons de laranja e vermelho, indicando alta concentração de óxidos de ferro. Já em um talude a jusante da ADR, ao longo da Estrada de Bulhões, foi possível visualizar nítidas diferenças de tons entre camadas, e variações nas granulometrias de grãos ao longo do perfil. Este talude, exibido na Figura 3-9, aparentava ter uma camada superficial de solo transportado e camadas menos alteradas com profundidade, apresentando feições reliquias.

Figura 3-8 Solo Exposto nos Taludes que Contornam a ADR



Figura 3-9 Solo Exposto no Talude da Estrada de Bulhões



3.3.5. Hidrogeologia

Um estudo por Castro *et al.* (2000) destacou a presença de três tipos de aquíferos na Bacia Sedimentar de Resende, sendo estes: (1) aquífero sedimentar livre, composto por depósitos quaternários; (2) aquífero sedimentar multicamada, composto por sedimentos terciários; e (3) aquífero cristalino/fissural, composto por rochas cristalinas mesozoicas.

O aquífero sedimentar livre corresponde ao depósito sedimentar quaternário podendo ter espessura de 3 a 16 metros e vazão em torno de 11,5 m³/h (CASTRO *et al.*, 2000). O segundo tipo de aquífero, sedimentar multicamadas, é considerado semi-confinado a confinado com comportamento altamente variável por ser uma unidade de deposição sedimentar heterogênea. Suas profundidades podem variar de 8 a 220 metros, e as vazões de 0,8 a 52 m³/h. Quanto ao aquífero cristalino, as vazões podem variar de 1,5 a 28 m³/h sendo que as maiores vazões foram detectadas em maiores profundidades, entre 40 a 80 metros (CASTRO, 2000).

De acordo com o trabalho e mapeamento elaborado por Castro (2000), foi possível identificar que a maior parte da área de estudo referente a ADR está sobre um aquífero cristalino/fissural e um aquífero multicamadas. Apenas uma pequena parte, perto da margem do rio, encontra-se em um aquífero livre composto de sedimentos aluvio-coluvionares.

O mesmo estudo também conduziu uma caracterização hidrogeoquímica das águas subterrâneas a partir de 26 poços distribuídos pela Bacia Sedimentar de Resende. Os poços analisados por Castro não se encontram próximo à área de estudo, representando majoritariamente o outro lado da bacia do Rio Paraíba do Sul. Mas os valores encontrados podem dar uma noção das condições hidrogeológicas da área.

Em geral, consideram as águas subterrâneas de boa qualidade sendo classificadas como bicarbonatada-sódica tendo pH básico ou próximo de neutro, baixa salinidade, e concentrações máximas de sólidos totais dissolvidos de 360 mg/L. Os valores específicos de condutividade elétrica dependem do tipo de aquífero, sendo que a área de estudo se situa em uma região com condutividade elétrica em torno de 50-200 uS/cm (CASTRO, 2000).

Os principais íons detectados no aquífero cristalino, em ordem decrescente, foram HCO₃, SiO₂, Na, Ca, Cl e Mg. As concentrações apresentam alta heterogeneidade dependendo muito da geologia da área do poço e as profundidades da coleta. Para o aquífero sedimentar multicamadas, os principais íons presentes em ordem decrescente foram HCO₃, Na, Ca, Cl, Mg, SO₄, Fe e NO₂, também apresentando alta variabilidade. Os íons presentes no aquífero sedimentar livre apresentou padrões parecidos a este (CASTRO, 2000).

Neste estudo de Castro, quase não houve detecção de elementos tóxicos ou metais pesados nestas águas e nos casos onde foram encontradas, apresentaram

concentrações abaixo dos limites permitidos pela CONAMA 20/86 ou pela Organização Mundial de Saúde (OMS). Poucos poços tiveram concentrações acima dos limites de potabilidade da OMS para Fe, Mn e Zn, NO₃.

3.3.6.

Uso e Cobertura do Solo

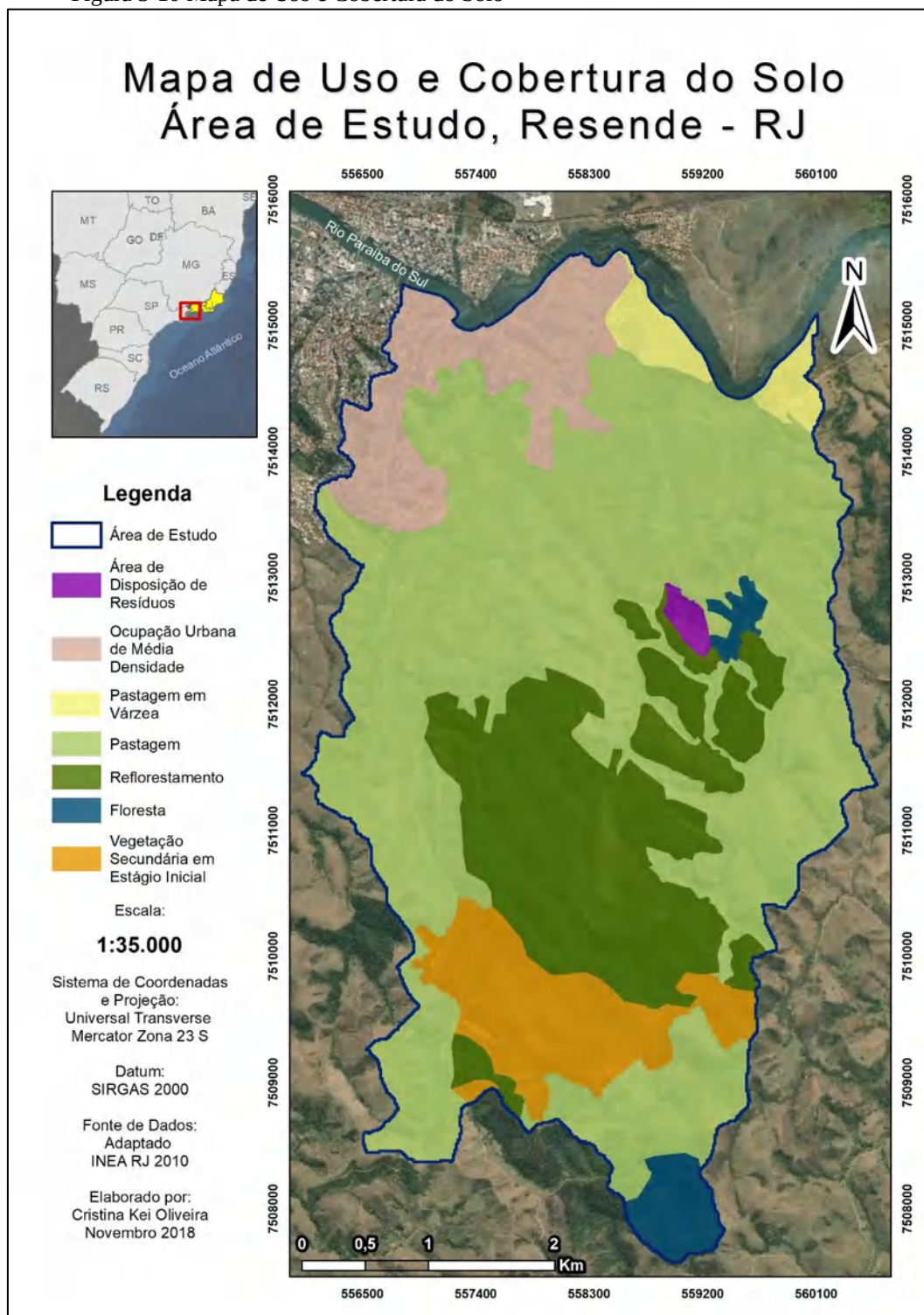
O uso e a cobertura do solo têm um papel importante no ciclo hidrológico pois influenciam o comportamento do escoamento superficial, a recarga das águas subterrâneas, e a evapotranspiração.

Atualmente, aproximadamente 92 % da área de estudo é coberta por algum tipo de vegetação. Como pode ser visto na Figura 3-10, mapa com dados adaptados do INEA (2010), a maior parte desta vegetação é composta por pastagem, muito comum na região. Esta predominância pode ser explicada pelo histórico do ciclo do café, que deixou as terras do Vale do Paraíba esgotadas e reduzidas à vegetação de pastagem (CASTRO, 2000). Atualmente, há pouca ocupação destas áreas de pastagem. Através das imagens de satélites e durante a visita preliminar, for possível detectar apenas uma pequena fazenda diretamente a jusante da ADR e um pequeno cemitério.

A área de estudo também conta com uma área significativa de reflorestamento, que tem sido um esforço mais recente de recuperação ambiental para reduzir a erosão do solo. Apenas uma pequena extensão de 180 ha na região noroeste da área de estudo tem ocupação urbana, caracterizada por pavimentação e superfícies impermeáveis. Portanto, quase toda a área de estudo está sujeita a recarga do lençol freático através de precipitação. A capacidade e velocidade de infiltração, assim como o coeficiente de *runoff*, dependerão do tipo de solo e a declividade. Vale ressaltar que as árvores de eucalipto, presentes nas áreas reflorestadas, tendem a rebaixar o nível do lençol freático devido à alta captação de água pelas raízes.

O mapa de uso e cobertura do solo e as imagens de satélite também indicam que não há atividades ou fontes com potencial contaminante a montante da ADR.

Figura 3-10 Mapa de Uso e Cobertura do Solo



3.3.7. Histórico da ADR

A área de disposição de resíduos de Resende está em operação desde 1991 e serve para a disposição final dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) do município de Resende, retratado na Figura 3-11. Com base no relatório da CEIVAP (2006) a produção estimada de lixo doméstico era de 38,8 toneladas por dia. Em 2017, estimou-se que a quantidade total de RSU depositada tenha sido de 47.131,54 toneladas (PREFEITURA DE RESENDE, 2018). Considerando a população estimada do município pelo IBGE (2018) de 130.334 pessoas, há uma produção de 362 kg per capta por ano de RSU, ou seja, 0,99 kg de resíduo per capta por dia.

Figura 3-11 Vista e Topo da Pilha de Resíduos



De acordo com o Plano Municipal da Prefeitura de Resende (2018), a ADR é composta de várias tipologias de resíduos e não apenas de resíduos sólidos domésticos. Inclui-se Resíduos Sólidos de Estabelecimentos Comerciais e Prestadores de Serviços (RSC) e os rejeitos da triagem realizada pela Associação de Garimpeiros do Aterro Sanitário de Resende (AGASAR). A ADR também já recebeu resíduos especiais, que foram dispostos separadamente, como: carcaças de animais, lâmpadas, efluentes domésticos oriundos de serviços de limpeza de fossas e resíduos gordurosos vindo de caixas separadoras de óleo, destacado na Figura 3-12. Ao longo de sua vida operacional, a ADR também já recebeu RSU e Resíduos de Serviços de Saúde (RSS) de municípios vizinhos. Deste modo, é possível compreender que há uma heterogeneidade temporal e espacial na composição do resíduo aterrado, e, portanto, na fonte de contaminação.

Figura 3-12 Disposição de Efluentes Domésticos, Óleos, Graxas e Gorduras



Fonte: PREFEITURA DE RESENDE, (2018)

Em 2006, um estudo dirigido pela CEIVAP designou à disposição final em Resende como sendo de 6,3 IQR (Índice de Qualidade de Aterro de Resíduos), valor referente a uma classificação de “condição controlada”. Esta categoria se enquadra entre “adequada” e “inadequada”. Apesar de ter tido um IQR médio, atualmente o local é ambientalmente e legalmente inadequado. Sua operação e estrutura não atendem os requisitos exigidos pela Lei 12.305/2010 e, portanto, opera sem licença ambiental.

Um dos grandes problemas da infraestrutura desta ADR é a falta de um sistema de drenagem e de coleta para captar os efluentes líquidos e gasosos gerados pelo processo de degradação dos resíduos. De acordo com o projeto inicial, um sistema de drenagem foi instalado, coletando o chorume em lagoas, mas sua manutenção não foi mantida e este sistema deixou de operar, deixando de ser um aterro controlado. As áreas das antigas lagoas ainda podem ser identificadas por terem uma vegetação composta de plantas de pântano apontando que estas áreas ainda são pontos de acúmulo de água e/ou lixiviado, Figura 3-13. Portanto o chorume atualmente é transportado pelas águas superficiais e infiltra no solo.

Figura 3-13 Antiga Lagoa de Chorume



O resíduo exposto é recoberto por solos removidos dos taludes ao redor. O material de recobrimento serve para reduzir a infiltração de chuva e a presença vetores, aves e demais animais. Mas, devido a operação infrequente de recobrimento, poças de chorume ficam evidentes após eventos de chuva. Além disso, urubus sobrevoam o aterro, como podem ser vistos na Figura 3-14 devendo haver outros animais e insetos nesta área.

Figura 3-14 Poças de Chorume, Presença de Aves e Falta de Recobrimento



De acordo com os gestores, as vias de acesso para e dentro da ADR foram aterradas com rejeitos siderúrgicos e cobertas com solos dos taludes ao redor, representando uma outra fonte potencial de contaminação dependendo das condições deste rejeito. Há também relatos de despejo impróprio de resíduos domésticos ao longo da via de acesso a ADR e da via paralela a esta, representando outra pequena fonte.

A ADR deixa de ser um lixão desordenado por ter um certo controle de entrada com processo de pesagem dos caminhões na chegada e na saída. Um caminhão compactador distribui e compacta a superfície das pilhas de resíduos, e há também um galpão de triagem da AGASAR, cujos membros coletam materiais

recicláveis direto das pilhas de resíduos. Em 2017, aproximadamente 795,42 toneladas de materiais recicláveis foram removidas da ADR (PREFEITURA DE RESENDE, 2018). Porém, isto representa apenas cerca de 1,7 % da quantidade de material de entrada.

3.4. Conclusão

O estudo preliminar avalia a sub-bacia onde a Área de Disposição de Resíduos de Resende se situa. Esta sub-bacia conta com um fluxo subterrâneo e superficial na direção sul-norte até chegar ao Rio Paraíba do Sul. A ADR está localizada em uma região longe de outras atividades humanas, centros comerciais e residências, com exceção de uma pequena fazenda e um pequeno cemitério a jusante. Portanto, o receptor de interesse em relação ao fluxo de águas subterrâneas é o próprio Rio Paraíba do Sul. De qualquer forma, é importante caracterizar a contaminação neste trajeto pois esta área pode vir a ser utilizada no futuro, considerando o crescimento populacional e industrial de Resende.

A ADR representa uma possível fonte de contaminação, podendo ser a maior considerando seu tamanho, sua idade, heterogeneidade de tipos de resíduos dispostos, e falta de sistemas de controle. As pilhas não contam com um sistema de cobertura adequado. Sendo exposta a precipitação e com adição de mais resíduos diariamente, a formação de chorume ocorre de forma constante. A percolação e o acúmulo de chorume foram facilmente detectados na superfície do terreno durante a visita. Sem haver evidências de impermeabilização inferior deduz-se que o chorume esteja infiltrando e atingindo o nível d'água.

Outras possíveis fontes, mas de menor potência, incluem o resíduo siderúrgico utilizado nas vias de acesso, o despejo impróprio de resíduos pelas vias ao redor da bacia, e o pequeno cemitério. Não foram identificadas fonte antrópicas a montante da ADR. Mas, é possível ter presença de metais no solo oriundos do embasamento como também do transporte, considerando que a área é uma bacia sedimentar heterogênea.

Dados climáticos apontam para uma contribuição significativa de chuvas durante o ano, influenciando tanto a recarga e fluxo das águas subterrâneas quanto o escoamento superficial. O uso e cobertura do solo também influencia os processos

hidrológicos considerando que há uma cobertura vegetativa extensiva, e poucas áreas com superfícies impermeabilizadas por infraestrutura urbana. Portanto, a topografia ondulada da área a montante, tendo maiores inclinações, pode promover um escoamento superficial maior. Assim, a área de planície representa maior potencial de infiltração e acúmulo de água superficial.

Lembrando que a ADR está situada na Bacia Sedimentar de Resende, inserido no contexto do Rift Continental do Sudeste do Brasil, a geologia é caracterizada pela sua diversidade e pelo seu complexo histórico, sendo uma área de agradação e deposição sedimentar. O embasamento da área de estudo é principalmente composto de rochas metamórficas e ígneas, com uma grande presença de mica xisto e quartzo xisto.

A pedologia da área de estudos é composta por latossolos, argissolos e neossolos flúvicos. A presença de solos argilosos na ADR é indicativo de uma permeabilidade mais baixa e, portanto, de um transporte de contaminantes mais lento. Há também a possibilidade de retardamento por adsorção dependendo do tipo de argila presente. Mais a jusante, podemos esperar um aumento da condutividade hidráulica devido à presença de solos com maiores teores de areias.

Em geral, as águas subterrâneas em Resende contêm baixa salinidade, pH próximo ao neutro e não contêm concentrações naturais altas de elementos tóxicos. Pode-se esperar concentrações mais altas de íons, típico da lixiviação dos solos tropicais, e concentrações de sólidos totais dissolvidos de até 360 mg/L. Apesar de serem dados generalizados, podem servir como referência para a caracterização da qualidade da água próxima a ADR.

Os dados levantados e mapeados através de trabalhos acadêmicos, relatórios do município de Resende, e estudos e bancos de dados governamentais conseguiram caracterizar a área de estudo de forma generalizada. As escalas dos dados são muito grandes, limitando a compreensão mais precisa da área e, portanto, necessitando de uma investigação mais detalhada. Mesmo então, a área de estudo é extensiva demais para conduzir uma investigação detalhada e o acesso é restringido. Deste modo, é preciso refinar a investigação de campo e de laboratório para a região da possível trajetória de contaminação, entre a ADR e o Rio Paraíba do Sul. Esta próxima fase visa caracterizar o solo e diagnosticar a situação da contaminação pela coleta e análise das águas subterrâneas e do chorume.

4. Estudo de Campo e de Laboratório

4.1. Objetivos

O propósito do estudo de campo e de laboratório é fazer uma caracterização mais detalhada dos solos, das águas subterrâneas e do chorume na região próxima à área de disposição de resíduos (ADR). Assim, será possível diagnosticar uma possível contaminação de metais proveniente da ADR. O escopo desta investigação abrange apenas uma área de interesse dentro da sub-bacia de estudo, sendo esta a região do possível trajeto de contaminação entre a ADR e o Rio Paraíba do Sul.

Um dos sub-objetivos deste estudo é criar um sistema de monitoramento das águas subterrâneas com poços a jusante da ADR e com um poço fora da área de influência da contaminação buscando captar as condições naturais. A perfuração dos poços também tem como finalidade a amostragem do solo para fazer uma caracterização geotécnica e mineralógica desta área. Após serem instalados e desenvolvidos, os poços também permitem realizar ensaios para a determinação de condutividade hidráulica. Tem-se a finalidade de efetuar amostragem das águas subterrâneas para analisar as propriedades físico-químicas e as concentrações de demanda química de oxigênio, ânions, cátions e metais pesados. Há também a proposição de realizar estas mesmas análises em amostras de chorume, de forma a avaliar as concentrações neste percolado equivalente a fonte de contaminação.

4.2. Metodologia

Para realizar estes objetivos, a metodologia deste estudo divide-se em três partes: (1) Coleta de Campo, (2) Caracterização dos Solos, (3) Caracterização das Águas. A coleta de campo compreende a construção dos poços de monitoramento, a amostragem dos solos e a amostragem das águas subterrâneas. A caracterização dos solos inclui ensaios de umidade natural e matéria orgânica, pH do solo, massa específica dos grãos, análise granulométrica, limites de Atterberg, classificação dos

solos, análise por microscópio, difração de raios-X, fluorescência de raios-X, e condutividade hidráulica por *slug test*. Enquanto que a caracterização das águas abrange a medição dos parâmetros físico-químicos em campo, demanda química de oxigênio (DQO) e as concentrações dos elementos inorgânicos nas águas subterrâneas e no chorume por cromatografia de íons e espectrometria de massa.

4.2.1. Coleta de Campo

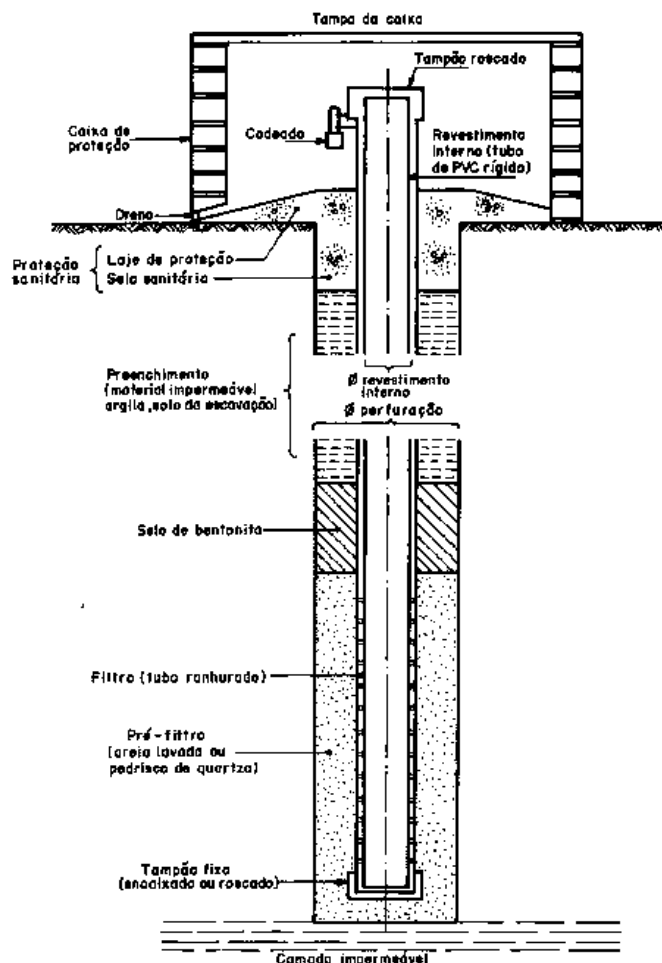
A região de interesse desde a ADR até o Rio Paraíba do Sul foi identificada e delimitada de acordo com as micro-bacias de drenagem dentro da área de estudo. Para isto, foi utilizado os dados hipsométricos gerados no capítulo anterior e uma ferramenta de geração de campo de vetores no ArcGIS para estabelecer quais micro bacias compreendem a drenagem entre a ADR e o Rio Paraíba do Sul.

As coletas de campo foram realizadas nesta área para captar a possível região de contaminação das águas subterrâneas. Para este fim, o plano da coleta de campo incluiu a instalação de poços de monitoramento, a amostragem dos solos nos pontos perfurados, e a amostragens recorrentes de águas subterrâneas e chorume. A quantidade e as localizações dos poços e, portanto, das amostragens, foram escolhidas de acordo com a acessibilidade, disponibilidade de materiais e seguindo a NBR 13895 que orienta sobre a construção de poços de monitoramento e amostragem. A norma recomenda alocar pelo menos três poços a jusante da área de contaminação e de pelo menos um poço a montante para avaliar a qualidade original da água subterrânea. A equipe de campo contou com a inestimável ajuda de três técnicos da ADR para a construção dos poços, amostragem de solos e um técnico para o bombeamento dos poços antes de todas as amostragens de águas subterrâneas.

4.2.1.1. Construção dos Poços

A metodologia para a construção dos poços de monitoramento baseou-se nas recomendações da NBR 13895 (ABNT, 1997). Um perfil esquemático de um poço de monitoramento descrito pela norma pode ser visto na Figura 4-1.

Figura 4-1 Perfil Esquemático de um Poço de Monitoramento



Fonte: ABNT, (1997)

A perfuração de cada poço foi feita manualmente com trado concha de 100 mm de diâmetro pelos funcionários técnicos da própria ADR. Os poços foram perfurados até conseguirem ultrapassar o nível d'água por pelo menos 1 metro. Após a realização de cada furo, um tubo de PVC de 60 mm de diâmetro cortado para o tamanho escavado foi inserido, tendo uma seção filtrante de 1 m de comprimento. As ranhuras diametraais do filtro foram feitas manualmente com uma serra a cada 2 centímetros a partir do fundo.

O espaço entre a parede do furo e o revestimento de PVC foi preenchido por areia e brita para servir como o pré-filtro até cobrir o filtro, e logo acima este espaço foi preenchido com bentonita até atingir a superfície para criar um selo para proteção sanitária. Fotos destes procedimentos podem ser vistas na Figura 4-2 (a), e (b).

Figura 4-2 (a) Perfuração do Poço 2 com Trado Concha, (b) Preenchimento do Topo com Bentonita (direita)



Por fim, caps foram encaixados nas bocas dos poços para mantê-los fechados a fim de evitar a entrada de chuva. Não foi necessário incluir um cadeado e uma caixa de proteção com tampa, como sugerido na norma. Ao invés, uma pequena cerca foi montada ao redor de cada poço para servir de proteção e identificação.

4.2.1.2. Amostragem de Solos

Amostras deformadas de solo foram coletadas aproximadamente a cada metro de perfuração. Os solos retidos na concha do trado foram postos dentro de sacos plásticos resistentes e fechados para manter o máximo possível da umidade natural. Cerca de 3 kg de solo foram coletados em cada ponto de amostragem. Observações referentes a coloração e textura dos solos foram registrados durante o acompanhamento da perfuração dos poços.

4.2.1.3. Amostragem de Águas

O procedimento de amostragem de águas subterrâneas seguiu as recomendações da NBR 13895 (ABNT, 1997). Antes de cada amostragem, o nível d'água foi medido manualmente com um medidor elétrico de nível d'água a fim de monitorar mudanças no nível d'água entre campanhas e determinar o sentido do fluxo. Com os dados de nível d'água, um mapa piezométrico foi estimado para a área de interesse utilizando um aplicativo para o Excel do software GWSDAT v3.00, desenvolvido pela *Shell Global Solutions*.

Após a medição do nível d'água, os poços foram esgotados com uma bomba manual e mangueira de plástico para remover a água estagnada. Atingindo a recuperação do nível d'água, as amostragens foram realizadas com amostrador descartável para água subterrânea do tipo bailer, de polietileno de 25 mm de diâmetro e capacidade de 2,5 L.

Em seguida, as amostras foram armazenadas seguindo orientação dos laboratórios que iriam realizar as análises químicas. Para cada coleta e cada poço, foram armazenadas amostras de água em tubos falcons e em garrafas plásticas do tipo PET. Houve sempre o cuidado em manter os equipamentos limpos para não ocorrer contaminação cruzada entre os pontos de coleta.

As primeiras alíquotas foram coletadas em tubos falcons de 50 mL para realizar as medições dos parâmetros físico-químicos em campo logo após a amostragem por bailer. As amostras para as análises de DQO foram armazenadas em tubos falcons de 50 mL acidificadas com 0,5 mL de ácido sulfúrico e refrigeradas. Para as análises por cromatografia de íons, as amostras foram armazenadas em frascos de PET de 500 mL e refrigeradas imediatamente, sem acidificação. As amostras para as análises por espectrômetro de massa foram armazenadas em tubos falcons de 50 mL acidificadas com 0,5 mL de ácido nítrico bi-destilado. Amostras de chorume de uma das lagoas também foram coletadas utilizando o bailer e seguindo as mesmas orientações. A sequência para a amostragem pode ser vista na Figura 4-3.

Figura 4-3 (a) Medição do Nível D'água, (b) Esgotamento do Poço, (c) Amostragem com Bailer



4.2.2. Caracterização dos Solos

Os ensaios de caracterização dos solos foram realizados no Laboratório de Geotecnia e Meio Ambiente (LGMA) do Departamento de Engenharia Civil e Ambiental (DEC), da PUC-Rio. A análise microscópica foi realizada no Laboratório de Estruturas e Materiais (LEM-DEC) do mesmo departamento, a análise de fluorescência de raios-X foi realizada pelo Laboratório de Catálise do Departamento de Química da PUC-RIO, enquanto que as análises por difração de raios-X foram realizadas no Centro de Tecnologia Mineral (CETEM). Por último, o ensaio *slug test*, para determinação da condutividade hidráulica, foi realizado em campo.

4.2.2.1. Umidade Natural e Teor de Matéria Orgânica

A umidade natural de cada amostra foi determinada seguindo a norma NBR 6457 (ABNT, 2016). As amostras foram levadas a estufa a 105-110 °C e a umidade foi calculada pela razão entre a massa de água perdida na estufa e a massa de solo seco. Em seguida, o teor de matéria orgânica foi estabelecido levando as mesmas amostras a mufla para queimar a 440 °C, seguindo a norma NBR 13600 (ABNT, 1996). Foi calculando a razão entre a massa volatilizada dentro da mufla e a massa de solo seco em estufa.

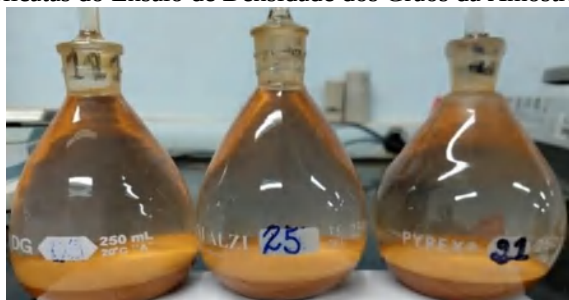
4.2.2.2. pH do Solo

A determinação do pH (ou seja, o potencial hidrogeniônico) dos solos seguiu o Manual de Métodos de Análise de Solos da Embrapa (1997). O pH de cada amostra foi medido tanto em uma solução de KCl 1N quanto imerso em água destilada, ambas com diluição de 1:2,5 (solo:solução). A diferença entre o pH medido na solução de KCl e o pH medido em água destilada foi utilizada para classificar a carga predominante dos colóides do solo entre eletronegativo, eletropositivo ou neutro, onde $\Delta\text{pH} = \text{pH}_{\text{KCl}} - \text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$.

4.2.2.3. Massa Específica dos Grãos

O procedimento para a determinação da densidade dos grãos seguiu os procedimentos padrões do LGMA, baseado na norma NBR 6508 (ABNT, 1984). Foi utilizado a fração de solo passante da peneira #40 (0,425mm), com secagem prévia, em picnômetros de 250 mL vistos na Figura 4-4.

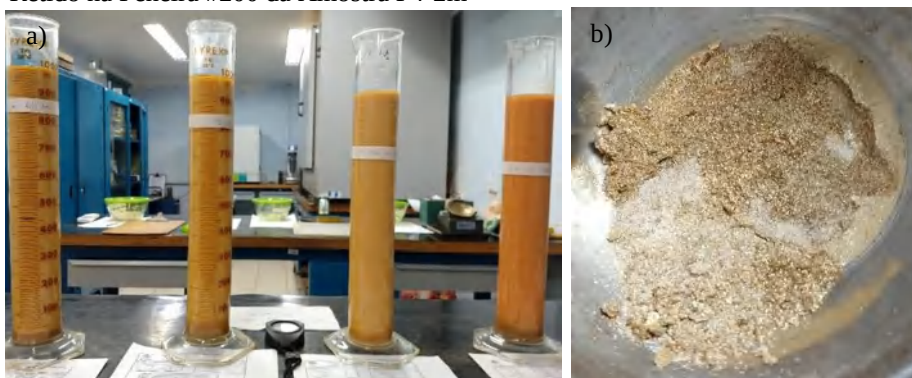
Figura 4-4 Triplicatas do Ensaio de Densidade dos Grãos da Amostra P2-2m



4.2.2.4. Análise Granulométrica

A análise granulometria por peneiramento e sedimentação foi realizada com base na NBR 7181 (ABNT, 2016) com algumas diferenças nas aberturas das peneiras, utilizando o material passante da peneira #40 (0,425 mm) para a sedimentação. Peneiras com as seguintes aberturas foram utilizadas: 38,10 mm, 19,20 mm, 9,25 mm, 7,93 mm, 6,35 mm, 4,76 mm, 2,38 mm, 1,68 mm, 0,84 mm, 0,425 mm, 0,250 mm, 0,149 mm, 0,074 mm. A execução dos ensaios de sedimentação para 4 amostras de solo é ilustrada na Figura 4-5.

Figura 4-5 (a) Sedimentação das Amostras P0-1m, P02m, P4-1m, P4-2m, (b) Material Seco Retido na Peneira #200 da Amostra P4-2m



4.2.2.5.

Limites de Atterberg

Os solos passantes da peneira #40 (0,425 mm) foram utilizados para a determinação dos Limites de Atterberg. Os procedimentos para a determinação dos limites de liquidez (LL) e dos limites de plasticidade (LP) seguiram as normas NBR 6459 (ABNT, 2016) e NBR 7180 (ABNT, 2016) respectivamente com secagem prévia a 60 °C. Através destes resultados os índices de plasticidade (IP) foram calculados para poder plotar a carta de plasticidade seguindo a norma ASTM D2487 (ASTM, 2017).

4.2.2.6.

Classificação dos Solos

Os resultados da análise granulométrica e dos Limites de Atterberg foram analisados de acordo com a norma ASTM D2487-17 (ASTM, 2017), classificando as amostras pela Sistema Unificado de Classificação dos Solos (SUCS).

4.2.2.7.

Análise Microscópica

O microscópico estereoscópico Nikon SMZ800N foi utilizado para observar e identificar visualmente, e de forma qualitativa, os minerais presentes em duas frações restantes da análise granulométrica. A primeira, Fração A, sendo composta de pedregulhos e areia grossas, retidos na peneira #40 (0,425 mm), e a segunda, Fração B, sendo a fração de areias finas, passantes na peneira #40 e retidas na peneira #200 (0,074 mm) que foi lavada após sedimentação.

4.2.2.8.

Difração de Raios-X

Os ensaios de difração de raios-X (DRX) tiveram o objetivo de determinar a composição mineralógica das amostras de forma qualitativa, com foco nos argilominerais presentes. Assim, pode-se estimar a Capacidade de Troca Iônica (CTC) do solo e discutir sua capacidade de sorção de metais solúveis nas águas subterrâneas. A preparação das 18 amostras foi realizada seguindo o procedimento padrão do Centro de Tecnologia Mineral (CETEM) para a análise da amostra total

pelo método do pó. Em seguida, 8 amostras referentes aos solos dos poços P2 e P4 foram preparadas para a análise da fração argila pelo método do gotejamento. As análises de difração de raios-X foram realizadas em um D8 Advance Eco e o processamento dos dados foi executado no software DIFFRAC.EVA, ambos da marca Bruker.

Inicialmente, aproximadamente 250 gramas de cada uma das 18 amostras foram secas em estufa a 60 °C e passadas pela peneira #16 ASTM (1,18 mm). Para cada amostra, o material retido foi pulverizado com bolas de tungstênio no Pulverisette 6, da marca Fritsch, com rotação de 350 rpm, com duração variando entre 1 a 2 minutos, Figura 4-6. Após a pulverização e passando pela abertura necessária, este material foi homogeneizado com o restante da amostra passante.

Figura 4-6 Pulverizador com Recipiente e Bolas de Tungstênio



Cada amostra homogeneizada foi quarteada em dez alíquotas utilizando a o equipamento Quarteador de Finos, da marca CDC, Figura 4-7 (a). Uma destas alíquotas foi passada pela peneira #140 ASTM (0,106 mm) e, novamente, todo material retido foi pulverizado até passar por esta abertura. Tendo este material abaixo de 0,106 mm, um segundo quarteamento foi realizado para obter uma alíquota entre 2,5 e 3,0 gramas utilizando o Rotary Micro Riffler, da marca Quantachrome Instruments, Figura 4-7 (b,c). As alíquotas de 2,5-3,0 gramas de cada amostra foram utilizadas para preparar os discos de análise das amostras totais e podem ser vistas na Figura 4-8 em ordem estratigráfica.

Figura 4-7 Utilização do (a) Quarteador CDC, (b), (c) Quarteador Quantachrome

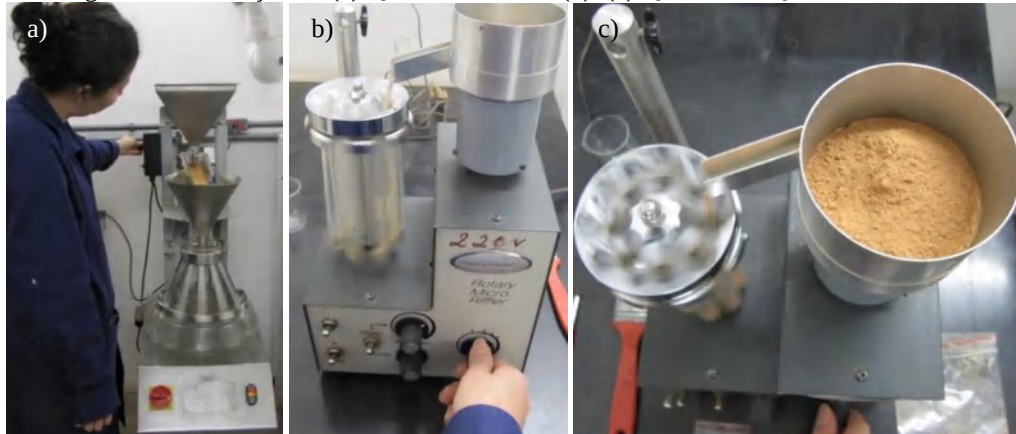
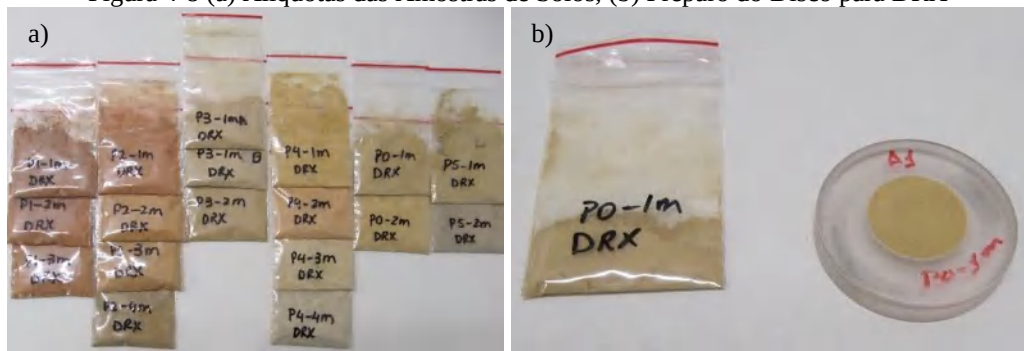


Figura 4-8 (a) Alíquotas das Amostras de Solos, (b) Preparo do Disco para DRX



As frações de argila das amostras P2-1m, P2-2m, P2-3m, P2-4m, P4-1m, P4-2m, P4-3m, e P4-4m foram concentradas para poder distinguir os argilo-minerais 2:1 que foram detectados nos resultados do método do pó. Para isto, 10 gramas de cada amostra, restante do segundo quarteamento com granulometria abaixo de 0,106 mm, foram agitadas por 1 minuto em provetas com 1 litro de água destilada. Após 15 horas de repouso, 20 cm da água do topo das provetas foram coletadas e centrifugadas a 3.500 rpm por 5 minutos para concentrar os sólidos suspensos. As provetas foram completadas com água destilada e agitadas, realizando o processo novamente até concentrar os sólidos de três coletas das sedimentações, vistos na Figura 4-9.

Figura 4-9 Separação da Fração Argila (a) Após Agitação, (b) Após 15 horas de Sedimentação, (c) Após Centrifugação



Com estas frações de argila concentradas, duas lâminas de vidro foram preparadas por gotejamento para cada amostra: uma para ser analisada em estado natural e, posteriormente esta mesma lamina foi glicolada, e a segunda para ser analisada após calcinação a 550 °C por uma hora, Figura 4-10. A glicolagem foi realizada após a análise em estado natural, colocando as lâminas dentro de um dessecador com etilenoglicol no fundo. Um vácuo foi aplicado para saturar o ar e as lâminas com o etilenoglicol, mantendo esta condição por pelo menos 12 horas. Cada lâmina foi levada para o DRX apenas no momento de sua análise, de forma a manter o efeito da glicolagem o máximo possível. Ambas lâminas de cada amostra podem ser vistas na Figura 4-10, tendo ordem de esquerda para direita com P4-4m, P4-3m, P4-2m, P4-2m, P2-4m, P2-3m, P2-2m, e P2-1m.

Figura 4-10 (a) Lâminas Circulares para Análise Natural e Glicolada, e Lâminas Quadradas para Calcinação a 550 °C, (b) Dessecador com as Lâminas Glicoladas



O propósito destas três análises é diferenciar os argilominerais de acordo com seu comportamento característico nestas condições. A glicolagem permite que argilominerais expansivos cresçam, aumentando suas distâncias interplanares. A calcinação por outro lado remove toda a água de constituição, fazendo com que a distância interplanar dos argilominerais 2:1 diminua, ou, no caso da caulinita, colapse (SANTOS, 2018).

4.2.2.9. Fluorescência de Raios-X

Uma análise da composição inorgânica das amostras do solo foi executada através de um espectrômetro de fluorescência de raios-X (FRX), da marca Shimadzu. Esta análise, feita com triplicatas, seguiu os padrões do Laboratório de Catálise, do Departamento de Química da PUC-Rio, e forneceu as porcentagens dos elementos e dos óxidos presente nas amostras, detectando quase todos os elementos inorgânicos com exceção dos mais leves como Mg, Na, e Li.

As porcentagens dos elementos servem para comparar as concentrações inorgânicas dissolvidas nas águas subterrâneas com o tipo de solo da região a fim de examinar se a presença de certos metais nas águas é atribuída a geologia ou aos impactos da ARD. Enquanto que os óxidos servem para caracterizar o solo, tendo maior interesse nos teores de sílica, óxido de ferro e óxido de alumínio. Com estas porcentagens, pode-se calcular as relações K_i e K_r , segundo Bastos (2004), como:

$$K_i = 1,7 * \frac{SiO_2}{Al_2O_3} \quad (4.1)$$

$$K_r = 1,7 * \frac{SiO_2}{Al_2O_3 + 0,6375Fe_2O_3} \quad (4.2)$$

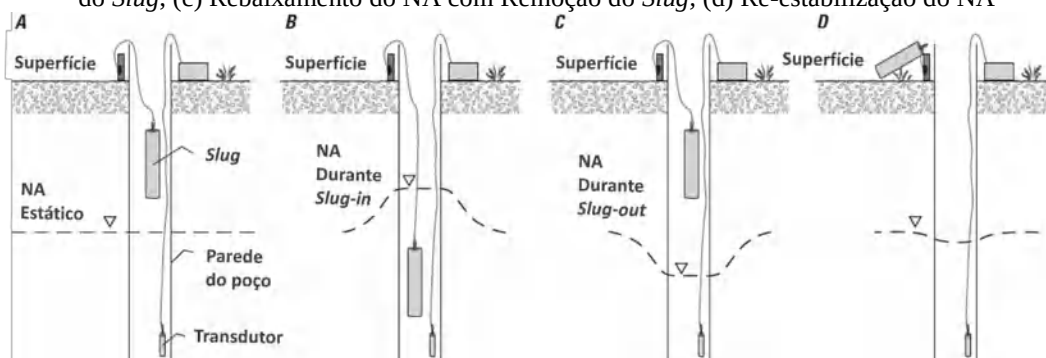
A relação K_i indica o grau de intemperismo do solo, onde um menor índice corresponde a um maior grau de intemperismo. Solos com alto grau de intemperismo apresentam $K_i < 2$, referente ao K_i da caulinita igual a 2. O índice K_r separa os solos óxidos, $K_r \leq 0,75$, dos solos cauliníticos, $K_r > 0,75$ (NETO & ALMEIDA, 2013).

4.2.2.10. Condutividade Hidráulica por *Slug Test* (K)

O *Slug Test* é um ensaio *in-situ* de carga variável para estimar a condutividade hidráulica da formação de solo ao redor de um poço. O ensaio consiste em inserir ou remover um volume, conhecido como *slug*, rapidamente gerando um aumento ou rebaixamento quase instantâneo do nível d'água dentro de um poço. O *slug* pode ser um tarugo, ou seja, um cilindro sólido, de volume conhecido ou apenas um

volume de água conhecido. Porém, a inserção de um tarugo é preferível a inserção de água pois garante um efeito mais instantâneo e não dilui ou altera as condições químicas das águas subterrâneas (FITTS, 2013). A subsequente variação do nível d'água é registrada em função do tempo até retornar ao nível estático, o nível antes da inserção ou remoção do *slug*. Um diagrama deste processo pode ser visto na Figura 4-11 tanto para o método de inserção do *slug* (*slug-in*) quanto a remoção do *slug* (*slug-out*). A curva da recuperação do nível d'água com o tempo é analisada para estimar a condutividade hidráulica considerando a geometria específica do poço.

Figura 4-11 Diagrama de um Poço com (a) NA Estático, (b) Aumento do NA com Inserção do *Slug*, (c) Rebaixamento do NA com Remoção do *Slug*, (d) Re-estabilização do NA



Adaptado de: CUNNINGHAM & SCHALK, (2010)

A medição do nível d'água pode ser feita manualmente com medidor elétrico de nível d'água em casos de formações de baixa condutividade hidráulica, pois a recuperação é mais lenta. Para formações de alta condutividade hidráulica, é necessário um transdutor de pressão para fazer leituras em intervalos de 1 segundo ou menos. Assim, a curva de recuperação terá uma precisão melhor. Dados podem ser armazenados em um *data logger*, aparelho de aquisição de dados, e depois transferido para um computador para a análise gráfica (PEDE, 2004).

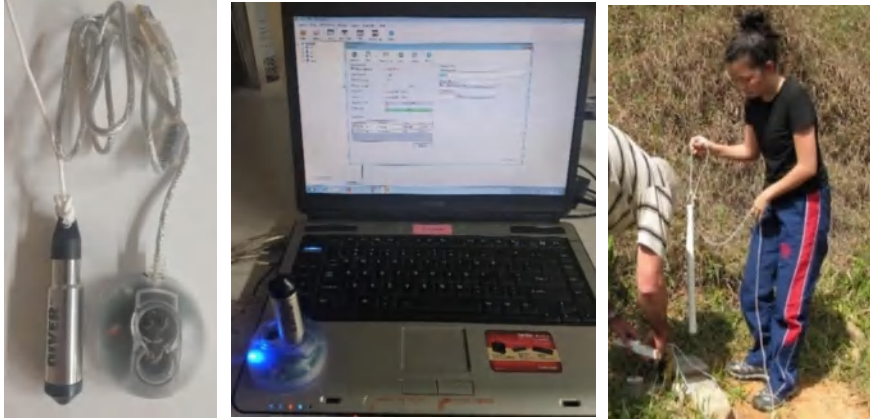
O *Slug Test* é amplamente utilizado em caracterizações de áreas contaminadas por ser um ensaio simples de ser executado, sem necessitar de muita mão de obra (FITTS, 2013). Por ser um ensaio *in-situ*, a condutividade hidráulica é obtida no estado natural do solo, refletindo a estrutura porosa do solo e suas heterogeneidades. É um ensaio adequado para aquíferos de baixa condutividade hidráulica e para casos onde não é viável realizar um ensaio de bombeamento, como neste estudo (ASTM, 2015). O ensaio de bombeamento consegue avaliar um raio maior do aquífero, mas com custos e esforços maiores, necessitando um poço de observação próximo ao

bombeamento (FITTS, 2013). Comparado com o ensaio de bombeamento, o *Slug Test* também não gera o descarte de grandes volumes de água, sendo uma importante vantagem em áreas contaminadas (ASTM, 2015).

Porém, inúmeros autores alertam à sensibilidade dos resultados do *Slug Test* em relação as condições de construção dos poços e seu desenvolvimento (ASTM, 2015; BUTLER, 1996; FETTER, 2001; FITTS, 2013; HVORSLEV, 1951). Durante a perfuração do poço, o trado pode amolgar a argila e silte presentes na parede do furo, criando uma fina camada com condutividade hidráulica mais baixa, um fenômeno conhecido como *skin effect*. Este efeito gera resultados imprecisos e, portanto, é importante realizar o desenvolvimento do poço previamente. Isto é feito através do bombeamento, diminuindo e aumentando o nível d'água repetidamente para soltar e remover os sedimentos que estão gerando o *skin effect*. Mas, se o desenvolvimento for vigoroso demais o efeito contrário pode ocorrer, criando uma zona de condutividade hidráulica mais alta do que da formação do solo (FETTER, 2001). Deste modo, Butler (1996) recomenda que sejam realizados pelo menos três ensaios de *Slug Test* por poço, pois se houver *skin effect*, será possível detectar pelo deslocamento das superposições das curvas de recuperação.

Para este estudo, a metodologia do *Slug Test* seguiu a norma ASTM D4044/D4044M-15 (ASTM, 2017). O TD Diver da van Essen, um *datalogger* submersível com medidor de pressão com capacidade de 10 metros, foi utilizado para as medições consecutivas de nível d'água com intervalo de 1 segundo. O *slug* foi feito de um tarugo de teflon de 3,3 cm de diâmetro e 55 cm de comprimento. Para otimizar o tempo, o Diver foi mantido no poço durante o ensaio de *slug-in* (inserção do tarugo) e durante o ensaio de *slug-out* (remoção do tarugo). Os materiais e a realização do ensaio no poço P2 pode ser visto na Figura 4-12.

Os dados foram transferidos e adquiridos pelo Diver Office® da van Essen e analisados graficamente no Excel. As análises seguiram o método de Hvorslev (1951) e o método de Bouwer & Rice (1976) por serem métodos adequados para poços parcialmente penetrantes em aquíferos não confinados. O método de Copper-Bredehoeft-Papadopulos (1976) também é popularmente utilizado, mas é recomendado para condições confinantes, onde o armazenamento específico do aquífero é conhecido, o que não foi o caso neste estudo.

Figura 4-12 Materiais e Realização do *Slug Test*

Método Hvorslev (1951)

O método de Hvorslev (1951) é o método mais utilizado para a análise do *Slug Test*. Pressupõe-se um meio homogêneo, isotrópico e infinito onde o solo e a água são incompressíveis e não há variação do armazenamento do aquífero, mantendo um regime permanente (FREEZE & CHERRY, 1979). O método pode ser utilizado para aquíferos confinado ou não confinados e para poços totalmente penetrantes ou parcialmente penetrantes.

Considerando o teste *slug-in* com recuperação descendente ou o teste *slug-out* com recuperação ascendente, ilustrados na Figura 4-13, a vazão, Q , que sai ou que entra, respectivamente, no poço no tempo, t , é proporcional a condutividade hidráulica, K , e proporcional a diferença de carga, H , de modo que:

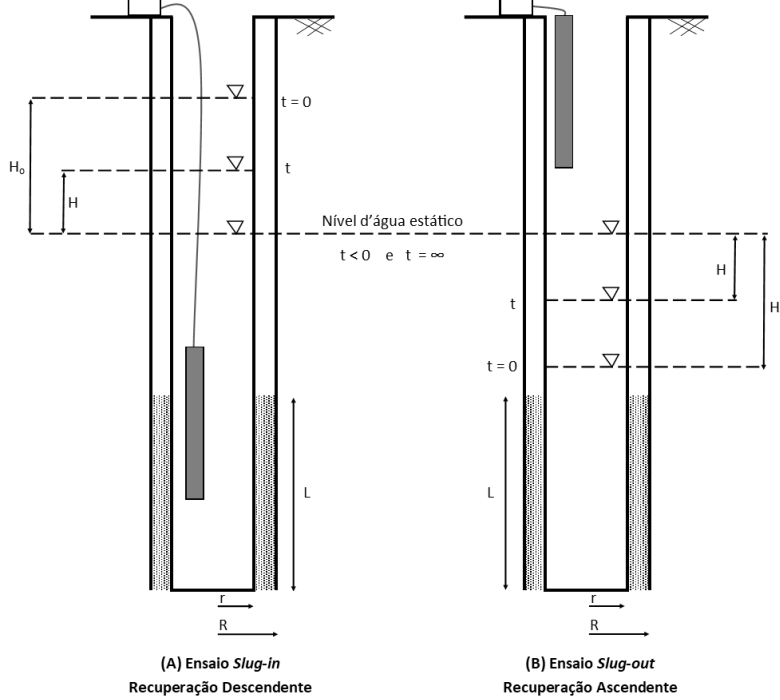
$$Q = A \frac{dH}{dt} = F K H \quad (4.3)$$

onde o fator de forma, F , depende das características geométricas do poço, e A é a área transversal do poço. Na Figura 4-13, H_0 é a diferença de carga entre o nível d'água estático e o nível d'água imediatamente após a inserção ou remoção do *slug*, H é a diferença de carga entre o nível d'água estático e algum nível no tempo t , L é o comprimento do filtro do poço, r é o raio interno do poço e R é o raio do furo, incluindo o pré-filtro.

Alguns autores, como Fetter (2001) consideram L sendo o comprimento inteiro do pré-filtro para casos de formações de baixa permeabilidades pois, sua porosidade irá influenciar na recuperação do poço. Outros, como Butler (1996)

consideram L somente como sendo o comprimento do filtro pois, não é possível completamente desenvolver a região do pré-filtro acima do filtro. Portanto, neste estudo as análises dos dados seguiram a definição da variável L proposta por Butler.

Figura 4-13 Diagrama dos Ensaio (a) *Slug-in* e (b) *Slug-out*



Hvorslev define T_o , *basic time lag*, como o tempo necessário para a equalização da diferença de pressão quando a vazão original, onde a igualdade da equação 4.3 é mantida. Portanto, o autor introduz o termo T_o nesta equação resultando em:

$$T_o = \frac{V}{Q} = \frac{A H}{F K H} = \frac{\pi r^2}{F K} \quad (4.4)$$

Juntando as equações (4.3) e (4.4) temos

$$\frac{dH}{dt} = \frac{H}{T_o} \quad (4.5)$$

podendo ser resolvida por integração, onde a carga hidráulica no tempo $t = 0$ é H_o , então, tem-se:

$$\int_{H_o}^H \frac{1}{H} dH = \int_0^t \frac{1}{T_o} dt \quad (4.6)$$

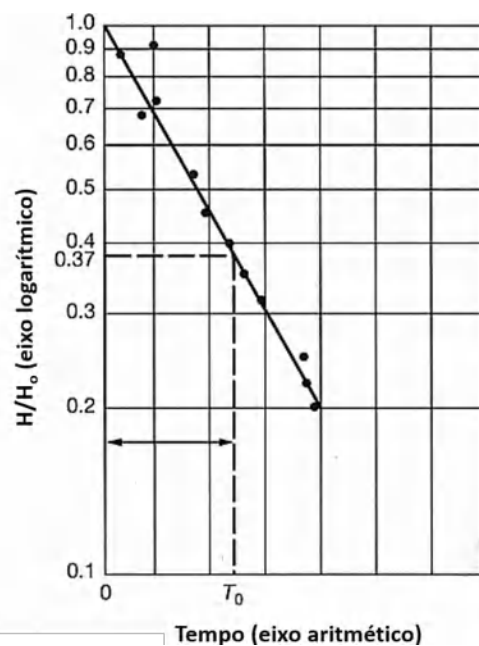
$$\ln\left(\frac{H}{H_o}\right) = -\frac{t}{T_o} \quad (4.7)$$

Então, a recuperação do poço, H , plotada em função do tempo irá gerar um declínio exponencial da recuperação com tempo. Se a recuperação for normalizada pelo deslocamento máximo, H_o , e plotada em escala logarítmica, o resultado será uma linha reta. Observa-se que quando o tempo, t , for igual ao *time lag*, T_o , a relação da variação da carga hidráulica sempre será:

$$\ln\left(\frac{H}{H_o}\right) = -1 \quad \text{ou} \quad \frac{H}{H_o} = 0,37 \quad (4.8)$$

Sabendo isto, é possível determinar o *basic time lag*, T_o , do ensaio graficamente, demonstrado na Figura 4-14.

Figura 4-14 Exemplo Gráfico para Determinação do T_o



Adaptado de: SANDERS, (1998)

Determinando T_o , o valor da condutividade hidráulica pode ser calculado reescrevendo a equação (4.4) como:

$$K = \frac{\pi r^2}{T_o F} \quad (4.9)$$

Hvorslev propôs uma tabela de geometrias e condições com seus respectivos fatores de forma, F . Para casos onde L/R seja superior a 8, muito comum em poços de monitoramento, e em condições não confinadas, o fator de forma é dado por:

$$F = \frac{2 \pi L}{\ln\left(\frac{L}{R}\right)} \quad (4.10)$$

e, portanto, a condutividade hidráulica pode ser calculada como:

$$K = \frac{r^2 \ln\left(\frac{L}{R}\right)}{2 L T_o} \quad (4.11)$$

A solução geral analítica para este fator de forma é dada pela equação:

$$\ln\left(\frac{H(t)}{H_o}\right) = - \frac{2 L K t}{r^2 \ln\left(\frac{L}{R}\right)} \quad (4.12)$$

Assim, a resposta obtida pelo *slug test* representa a condutividade hidráulica média ao redor de um poço.

Método Bouwer & Rice (1976)

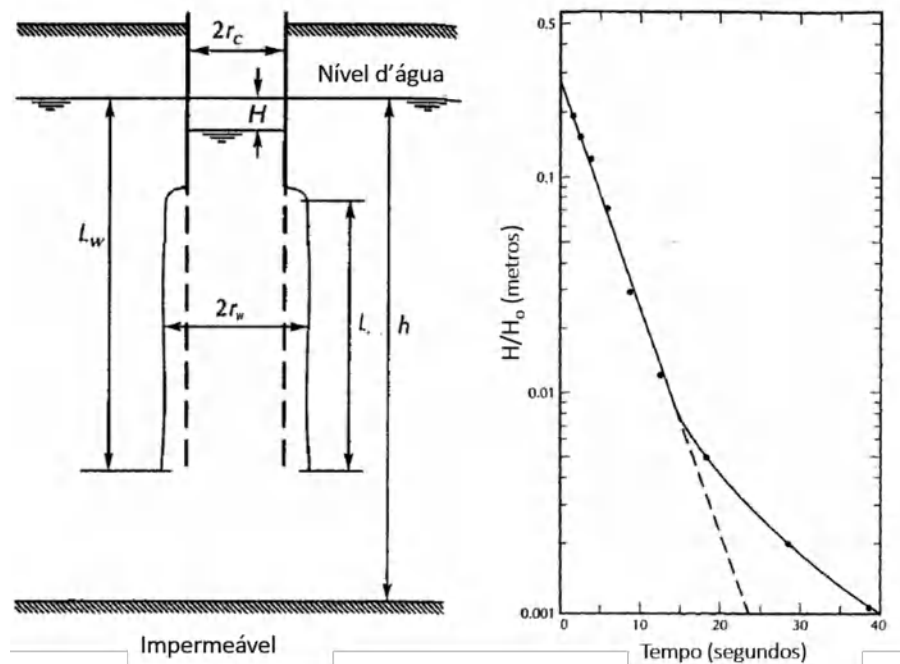
O método de Bouwer & Rice (1976) foi desenvolvido para poços rasos em aquíferos não confinados, podendo ser totalmente ou parcialmente penetrantes. A solução analítica segue o mesmo desenvolvimento de Hvorslev, mas considera um fator de forma diferente. A solução geral analítica e a condutividade hidráulica são dadas por:

$$\ln\left(\frac{H(t)}{H_o}\right) = - \frac{2 L K t}{r_c^2 \ln\left(\frac{R_e}{r_w}\right)} \quad (4.13)$$

$$K = \frac{r_c^2 \ln\left(\frac{R_e}{r_w}\right)}{2 L} \frac{1}{t} \ln\left(\frac{H}{H_o}\right) \quad (4.14)$$

onde r_c é o raio interno do revestimento do poço, L é o comprimento do filtro, R_e é o raio efetivo onde a carga é dissipada, r_w é o raio efetivo do pré-filtro, H é a diferença de carga no tempo t e H_0 a diferença de carga inicial no tempo $t = 0$, ilustradas na Figura 4-15. Como K , r_c , r_w , R_e e L são constantes, a relação $\frac{1}{t} \ln \left(\frac{H}{H_0} \right)$ também deve ser constante. Portanto, os resultados devem gerar uma linha reta quando plotados em escala semi logarítmica para obter esta relação, demonstrada na Figura 4-15.

Figura 4-15 Diagrama Método de Bouwer & Rice



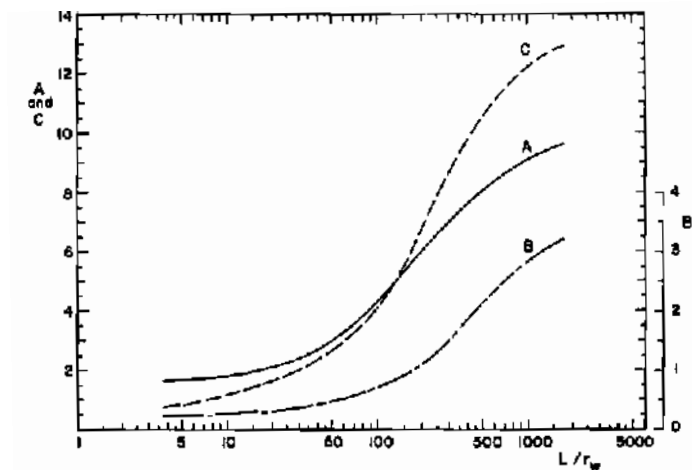
Adaptado de: FETTER, (2001)

O método de Bouwer & Rice (1976) considera R_e no fator de forma da solução, representando a distância radial efetiva onde a carga é dissipada e a condutividade hidráulica está sendo medida. Mas, como não é possível medir este raio de influência, a relação adimensional $\ln(R_e/r_w)$ precisa ser estimada. Para casos, como neste estudo, onde a distância do nível d'água para o fundo do poço (L_w) for menor que a espessura saturada do aquífero (h), a relação é dada por:

$$\ln \frac{R_e}{r_w} = \left[\frac{1.1}{\ln(L_w/r_w)} + \frac{A+B \ln[(h-L_w)/r_w]}{L/r_w} \right]^{-1} \quad (4.15)$$

onde os coeficientes A e B podem ser obtidos pelas curvas dadas na Figura 4-16

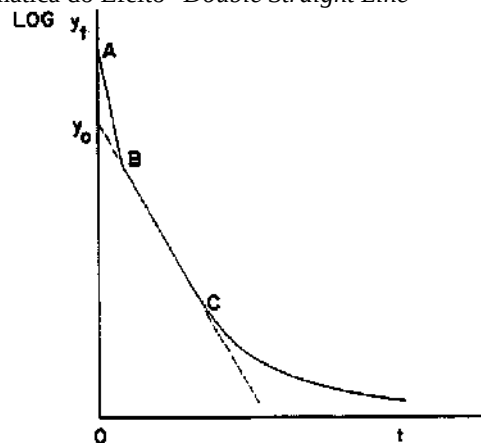
Figura 4-16 Curvas dos Coeficientes para o Método de Bouwer & Rice



Fonte: BOUWER & RICE, (1976)

Quando o pré-filtro permanece completamente saturado durante o ensaio, o comportamento do fluxo é controlado apenas pelo aquífero. Mas, quando a variação do nível d'água ocorre no comprimento do filtro, uma resposta inicial mais abrupta pode acontecer devido a permeabilidade mais alta do pré-filtro, gerando uma reta íngreme, de segmento de reta AB, como visto na Figura 4-17. Esta é seguida por uma resposta com inclinação menos íngreme, como pode ser visto na Figura 4-17, pelo segmento de reta BC. Este comportamento é denominado por Bouwer (1989) de *double straight line effect*, ou *late straight-line segment*. Em alguns casos, pode até haver um efeito *triple straight line*. Deste modo, utiliza-se somente a segunda reta para a determinação da condutividade hidráulica. Autores como Sun & Kosh (2014) aplicaram este conceito, tanto para o método Bouwer e Rice como para o método de Hvorslev, para diminuir a superestimação da condutividade hidráulica.

Figura 4-17 Esquemática do Efeito "Double Straight Line"



Fonte: BOUWER, (1989)

Para este mesmo caso, Bouwer & Rice (1976) também propuseram uma correção de raio interno do poço, r_c , para o raio efetivo, r_c' , considerando a porosidade, n , do material de pré-filtro.

$$r_c' = [r_c^2 + n(r_w^2 - r_c^2)]^{1/2} \quad (4.16)$$

Apesar de serem métodos amplamente usados, os métodos de Hvorslev e de Bouwer & Rice também têm suas limitações. Ambos métodos consideram o armazenamento específico desprezível ($S_s = 0$). A presença deste pode induzir um retardamento do fluxo no estágio inicial do ensaio. Em casos onde o papel do armazenamento é significativo, a solução com $S_s = 0$ exagera a vazão do sistema, e, portanto, sobre-estima a condutividade hidráulica. Isto normalmente é o caso em aquíferos não confinados com porosidade efetiva alta (SUN & KOCH, 2014).

4.2.3. Caracterização das Águas

As análises para a caracterização das águas subterrâneas e do chorume foram realizadas tanto em campo quanto em laboratório. Os parâmetros físico-químicos foram determinados em campo com medidores potenciômetros logo após a amostragem. As análises de demanda química de oxigênio (DQO) foram realizadas no Laboratório de Hidráulica do Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, da PUC-Rio. Por fim, as análises químicas por cromatografia de íons foram realizadas pelo LAB-ÁGUAS e as análises por espectrômetro de massa foram realizados pelo LABSPECTRO, ambos do Departamento de Química, da PUC-Rio.

4.2.3.1. Parâmetros de Campo

Os seguintes parâmetros físico-químicos foram medidos em campo logo após a coleta de água em cada poço: temperatura, pH, condutividade elétrica (CE), e sólidos totais dissolvidos (STD). Os equipamentos utilizados incluem um Lutron PH-MV-TEMP Meter PH-206 e um Instrutherm PH-1500 com a sonda SC-100. É importante reforçar que cuidado foi tomado para evitar a contaminação cruzada entre as amostras.

4.2.3.2.

Demanda Química de Oxigênio

A determinação da DQO foi realizada em triplicata utilizando o kit *Spectroquant® COD Cell Test Method* da marca Merck Millipore, tendo metodologia análoga às normas EPA 410.4 e APHA 5220 D. As medições das soluções foram feitas com o espectrofotômetro Merck Nova 60.

4.2.3.3.

Cromatografia de Íons

A determinação da concentração dos ânions e cátions maiores solúveis nas águas subterrâneas foi realizada em um cromatógrafo da DIONEX, seguindo as metodologias ASTM D4327-11 (ASTM, 2017) e ASTM D6919-09 (ASTM, 2009) respectivamente. O equipamento detecta íons de fluoreto, cloreto, brometo, nitrato, sulfato, fosfato, sódio, potássio, magnésio, cálcio e amônio com limite de detecção de 1 mg/L.

4.2.3.4.

Espectrometria de Massa

A determinação da concentração dos metais solúveis nas águas subterrâneas e no chorume foi realizada por espectrometria de massa com plasma indutivamente acoplado (ICP-MS) da marca e modelo PerkinElmer NexION 300X, baseado no procedimento da APHA *Standard Methods for Water and Wastewater Analysis* (2005). Os limites de detecção variam de acordo com os elementos analisados.

4.3.

Resultados

Os resultados do estudo de campo e de laboratório serão apresentados a seguir, separados entre (1) coleta de campo, (2) caracterização dos solos, e (3) caracterização das águas. A seção da coleta de campo abrange as datas e dados das atividades realizadas, a localização dos poços perfurados, observações das amostras dos solos e das águas coletadas. Em seguida serão apresentados os resultados da caracterização dos solos e das águas de acordo com as metodologias especificadas anteriormente.

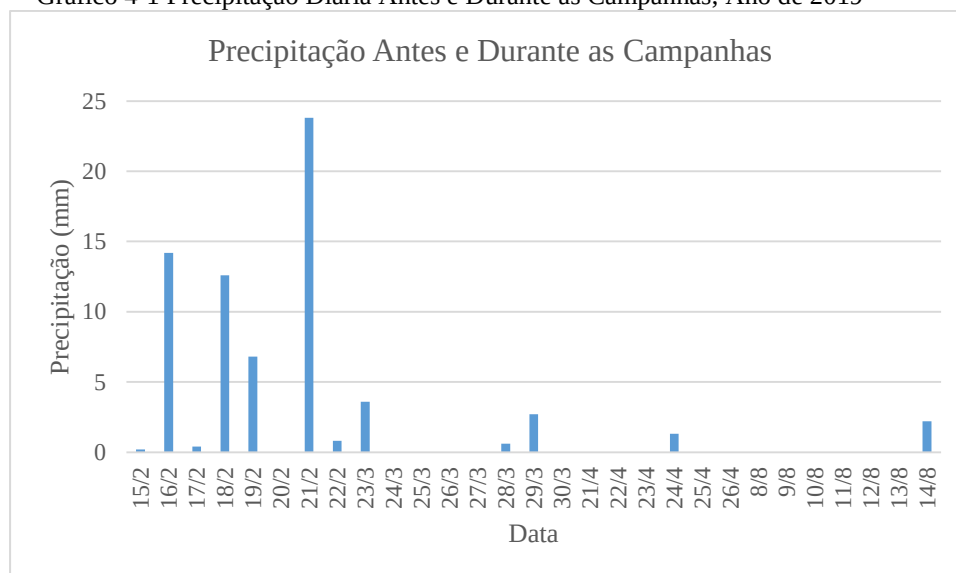
4.3.1. Coleta de Campo

No total, quatro campanhas de campo foram realizadas para este estudo. Um resumo das datas e das tarefas realizadas em cada campanha pode ser visto na Tabela 4-1. A coleta de campo incluiu a construção dos poços, as amostragens de solos e as amostragens das águas subterrâneas e chorume. As campanhas ocorreram de acordo com a disponibilidade da equipe, se estendendo entre o final do verão e o final do inverno. Os dados pluviométricos, obtidos da estação Resende 83738 do INMET (2019), referente aos cinco dias antes e aos dias durante as atividades de campo pode ser visto no Gráfico 4-1.

Tabela 4-1 Datas e Tarefas Realizadas nas Campanhas de Campo

Campa- nha	Datas	Tarefas Realizadas
1	20/02/2019 – 22/02/2019	Construção dos poços P1, P2, P3, P4 Coleta de solos dos pontos P0, P1, P2, P3, P4 Coleta de água nos poços P1, P2, P3, P4
2	28/03/2019 – 30/03/2019	Construção do poço P5 Coleta de solos do ponto P5 Coleta de água nos poços P1, P2, P3, P4, P5 e Chorume
3	26/04/2019	Coleta de água nos poços P1, P2, P3, P4, P5 e Chorume
4	13/08/2019 – 14/08/2019	Ensaio de Condutividade Hidráulica - <i>Slug Test</i>

Gráfico 4-1 Precipitação Diária Antes e Durante as Campanhas, Ano de 2019



4.3.1.1. Construção dos Poços

Cinco poços foram instalados com os solos destes pontos coletados durante a perfuração. As coordenadas em UTM 23K, cotas e profundidades destes pontos, juntos com um ponto de coleta de solo adicional e o ponto de coleta de chorume, seguem na Tabela 4-2

Tabela 4-2 Cadastro dos Poços e Pontos de Coleta

ID	UTM 23K E (m)	UTM 23K S (m)	Cota do terreno (m)	Cota do topo do poço (m)	Profundidade do poço (m)
Poço P1	559028,45	7512851,73	428,26	428,57	3,69
Poço P2	558973,34	7512787,36	433,01	433,26	4,14
Poço P3	558915,65	7512944,41	418,45	418,93	2,52
Poço P4	559023,67	7513394,16	409,79	410,02	4,01
Poço P5	559547,50	7513035,46	405,58	405,80	2,73
Ponto P0	559028,45	7512851,73	428,26	-	-
Chorume	558976,48	7512872,24	433,01	-	-

Um mapa de localização mais detalhado pode ser visto na Figura 4-18. Quatro poços, P1, P2, P3 e P4, estão localizados a jusante da ADR, dentro das micro-bacias de interesse, visto na Figura 4-19. Como não foi possível instalar um poço a montante da ADR devido ao acesso e a topografia da área, o quinto poço, P5, foi alocado em um ponto na área de estudo fora da trajetória de drenagem vindo da ADR e a montante de outras possíveis fontes de contaminação como o cemitério. Houve uma tentativa de perfurar um poço em uma localização mais próxima ao Rio Paraíba do Sul, mas devido à presença de grandes pedregulhos e até blocos de rocha, não foi possível dar continuidade, servindo apenas como um ponto de coleta de solos.

O primeiro poço foi construído na beira de uma antiga lagoa de chorume e perto da área de triagem da associação de catadores (ACRR). O poço P2 encontra-se próximo a balança da ADR e perto de um ponto de coleta de lâmpadas. O terceiro poço, P3, foi colocado antes da entrada da ADR, próximo a uma área pantanosa de relevo mais baixo. O poço P4 está localizado em uma pequena fazenda entre a ADR e o Rio Paraíba do Sul. Por último, o poço P5 encontra-se próximo a um riacho e a estrada que leva ao cemitério.

Figura 4-18 Mapa da Localização dos Pontos de Coleta

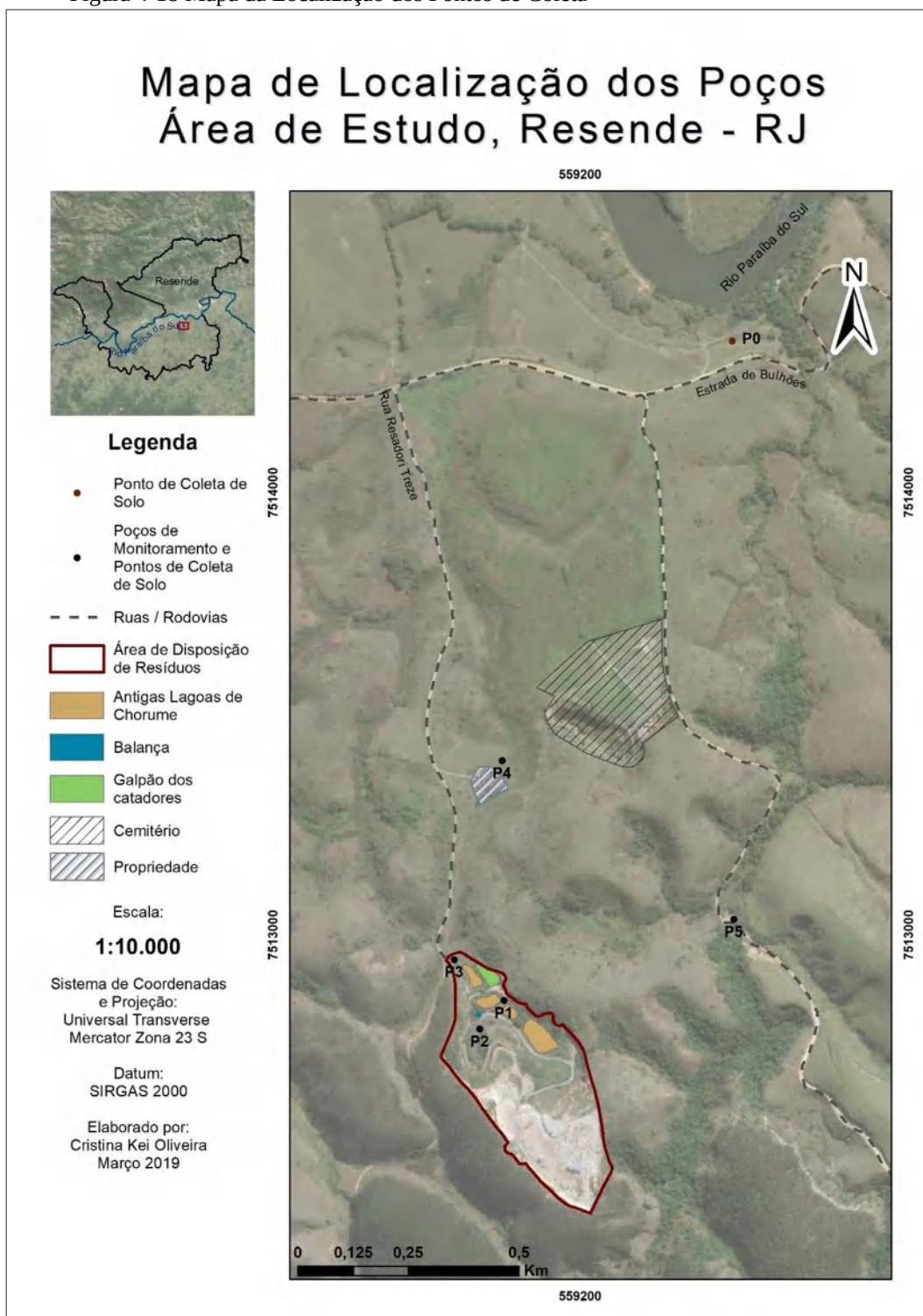
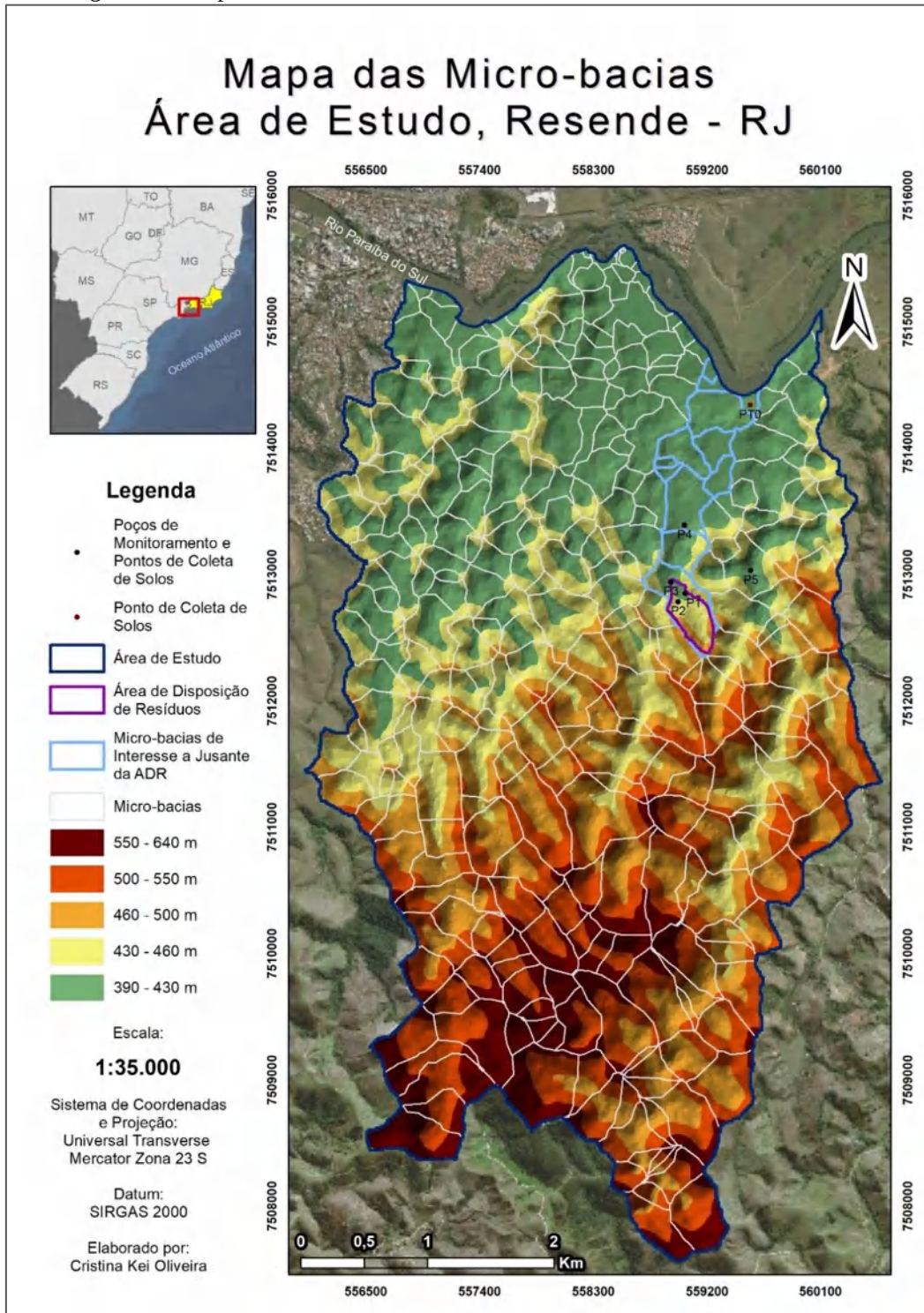


Figura 4-19 Mapa das Micro-bacias



4.3.1.2. Amostragem de Solos

Dezoito amostras deformadas de solos foram coletadas: duas no ponto P0, três no poço P1, quatro no poço P2, três no poço P3, quatro no poço P4, e duas no poço P5. A identificação, localização e profundidade de coleta, relativa a superfície, de cada amostra pode ser vista na Tabela 4-3. As amostras representam aproximadamente cada metro de solo perfurado com exceção do poço P3 que contou com três amostras para caracterizar dois metros e meio de profundidade.

Tabela 4-3 Identificação das Amostras

Amostra	Localização e Representatividade	Data de Coleta
P0-1m	Ponto 0 - 1,0 metro de profundidade	21/02/2019
P0-2m	Ponto 0 - 2,0 metros de profundidade	21/02/2019
P1-1m	Poço 1 - 1,0 metro de profundidade	21/02/2019
P1-2m	Poço 1 - 2,0 metros de profundidade	21/02/2019
P1-3m	Poço 1 - 3,0 metros de profundidade	21/02/2019
P2-1m	Poço 2 - 1,0 metro de profundidade	20/02/2019
P2-2m	Poço 2 - 2,0 metros de profundidade	20/02/2019
P2-3m	Poço 2 - 3,0 metros de profundidade	20/02/2019
P2-4m	Poço 2 - 4,0 metros de profundidade	20/02/2019
P3-1m	Poço 3 - 1,0 metro de profundidade	21/02/2019
P3-1,3m	Poço 3 - 1,3 metros de profundidade	21/02/2019
P3-2m	Poço 3 - 2,0 metros de profundidade	21/02/2019
P4-1m	Poço 4 - 1,0 metro de profundidade	21/02/2019
P4-2m	Poço 4 - 2,0 metros de profundidade	21/02/2019
P4-3m	Poço 4 - 3,0 metros de profundidade	21/02/2019
P4-4m	Poço 4 - 4,0 metros de profundidade	21/02/2019
P5-1m	Poço 5 - 1,0 metro de profundidade	29/03/2019
P5-2m	Poço 5 - 2,0 metros de profundidade	29/03/2019

Durante a amostragem no ponto P0, perto de um riacho e do Rio Paraíba do Sul, foi possível observar um solo argiloso marrom um pouco alaranjado ficando mais alaranjado com a profundidade. As amostras abertas em laboratório ainda com umidade de campo podem ser vistas na Figura 4-20.

Figura 4-20 Amostras P0-1m e P0-2m



No poço P1, observou-se um solo de granulometria fina bem vermelho com brilho dourado, tornando-se mais laranja e plástico com profundidade, podendo ser visto na Figura 4-21. Abaixo do nível d'água o solo já não apresentava muita resistência, levando ao desabamento da parede no fundo do poço. Portanto, este poço acabou sendo mais raso. Pelo histórico da área, é provável que esta área tenha sido aterrada e, portanto, o solo superficial seja oriundo dos taludes ao redor.

Figura 4-21 Amostras P1-1m, P1-2m, P1-3m



As amostras do poço P2 também mostraram uma coloração vermelha com bastante brilho dourado, ficando mais amarelada e marrom com profundidade, Figura 4-22. Em campo, foi possível detectar pedaços brancos e amarelados que se desfaziam com pouca pressão podendo ser feldspato alterado, visto na Figura 4-23.

Figura 4-22 Amostras P2-1m, P2-2m, P2-3m e P2-4m em Laboratório

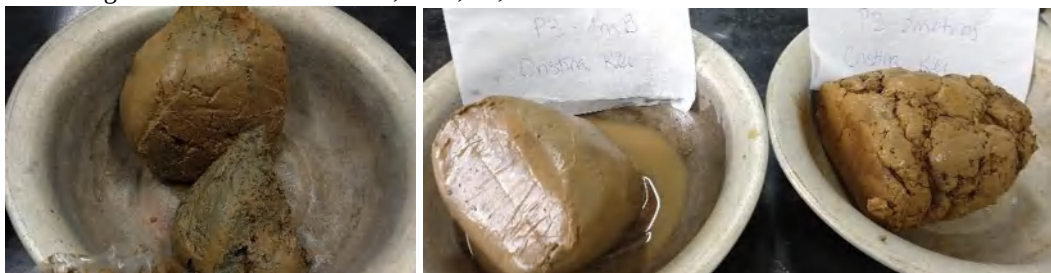


Figura 4-23 Amostra no Poço P2 com Pedacos Brancos/Amarelados



Os solos coletados no poço P3 apresentaram um tom mais marrom alaranjado e acinzentado como pode ser visto na Figura 4-24. As amostras também continham um brilho dourado. Por estar próximo a uma área de depressão pantanosa, este ponto pode ser uma área de aggradação e sedimentação das colinas e taludes ao redor.

Figura 4-24 Amostras P3-1m, P3-1,3m, e P3-2m em Laboratório



No quarto poço, P4, o solo de superfície era marrom, contendo pequenos pedregulhos. Na primeira amostragem, a 1 metro de profundidade, a solo já havia se tornado laranja. Em geral pode-se observar uma grande variação de coloração com a profundidade, ilustrado na Figura 4-25. A 2 metros de profundidade, P4-2m, alguns traços avermelhados começaram a se destacar. Nos próximos metros o solo tornou-se mais bege acinzentado contendo estrias brancas apresentando possíveis feições reliquias da rocha de origem como um saprólito, Figura 4-26.

Figura 4-25 Amostras P4-1m, P4-2m, P4-3m e P4-4m em Laboratório



Figura 4-26 (a) Amostra P4-2m Seca em Laboratório, (b) Amostra P4-4m em Campo



Por último, o quinto poço P5, apresentou um solo marrom alaranjado com pouco brilho. A coloração ficou mais acinzentada com profundidade, Figura 4-27. Também foi detectado uma grande quantidade de grãos de areia de diversos tamanhos com profundidade.

Figura 4-27 (a) Amostra P5-1m em campo, (b) Amostra P5-2m em Laboratório



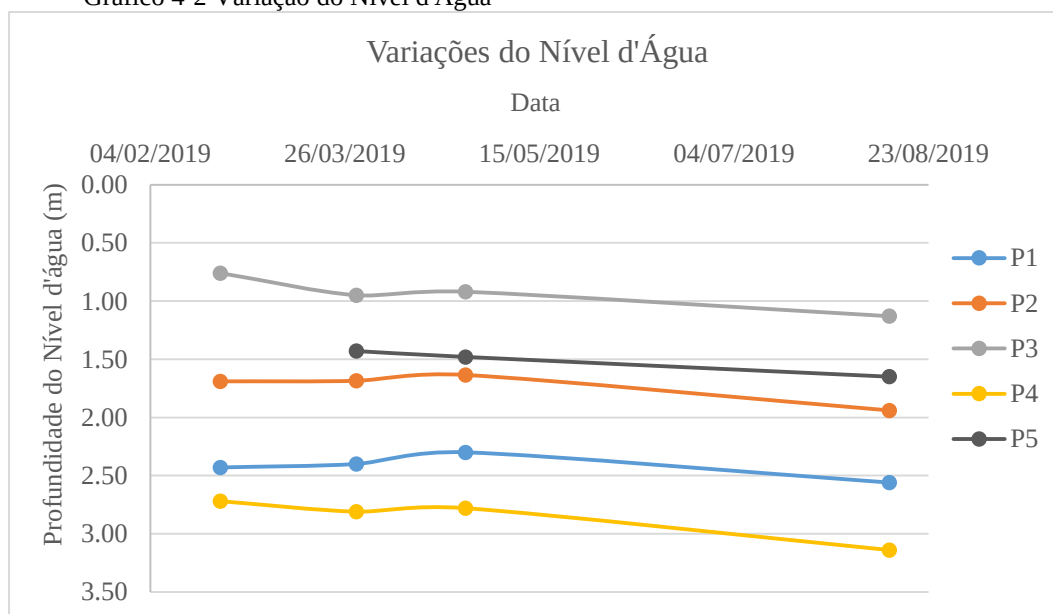
4.3.1.3. Amostragem de Águas

A amostragem das águas subterrâneas e do chorume provindo da ADR foram feitas nas datas listadas na Tabela 4-4. A profundidade do nível d'água foi medida antes do esgotamento dos poços e antes dos ensaios de condutividade hidráulica. O nível d'água estático de cada poço pode ser visto na mesma tabela. Os valores de profundidade estão em relação a superfície do terreno sendo que o chorume foi coletado na própria superfície do terreno como água superficial. Entre os meses de fevereiro a agosto, a variação máxima do nível d'água foi em média 28,2 cm sendo a máxima de 42,0 cm no poço P4. As medições mais profundas ocorreram em agosto devido ao regime de estiagem. A distribuição da profundidade do nível d'água ao longo do período da investigação de campo pode ser vista no Gráfico 4-2.

Tabela 4-4 Datas e Dados das Amostragens de Águas

Poço	Data da Coleta	Atividade	Profundidade do NA (m)	Cota do NA (m)
P1	22/02/2019	Coleta	2,43	425,83
	29/03/2019	Coleta	2,40	425,86
	26/04/2019	Coleta	2,30	425,96
	13/08/2019	Ensaio	2,56	425,71
P2	22/02/2019	Coleta	1,69	431,32
	29/03/2019	Coleta	1,69	431,33
	26/04/2019	Coleta	1,64	431,38
	13/08/2019	Ensaio	1,94	431,07
P3	22/02/2019	Coleta	0,96	417,49
	29/03/2019	Coleta	0,95	417,50
	26/04/2019	Coleta	0,92	417,53
	13/08/2019	Ensaio	1,13	417,32
P4	22/02/2019	Coleta	2,72	407,07
	30/03/2019	Coleta	2,81	406,98
	26/04/2019	Coleta	2,78	407,01
	13/08/2019	Ensaio	3,14	406,65
P5	30/03/2019	Coleta	1,43	404,15
	26/04/2019	Coleta	1,48	404,10
	13/08/2019	Ensaio	1,65	403,93
Chorume	30/03/2019	Coleta	0,00	-
	26/04/2019	Coleta	0,00	-

Gráfico 4-2 Variação do Nível d'Água

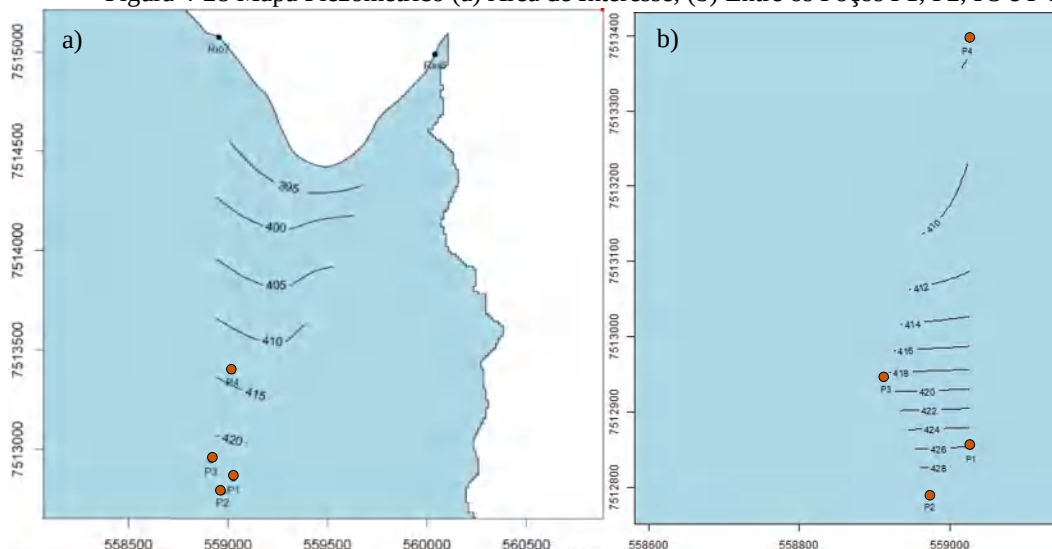


Com os dados das cotas do nível d'água, uma estimativa das curvas piezométricas médias foi mapeada para a área de interesse, podendo ser visto na

Figura 4-28 (a). O mesmo método foi aplicado apenas para os poços P1, P2, P3 e P4, sem considerar o contorno do Rio Paraíba do Sul, para refinar os resultados para uma área menor, na Figura 4-28 (b). Podemos ver que há um gradiente hidráulico mais alto entre os poços P1, P2 e P3, em comparação com a área entre o poço P4 e P3 até o rio.

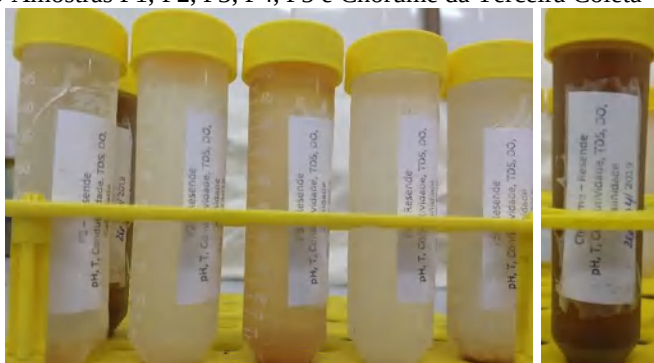
Considerando uma distância de 1,84 km entre o poço P2 e o Rio Paraíba do Sul, na trajetória perpendicular às linhas de fluxo, e uma diferença de carga de 41 metros, pode-se atribuir um gradiente hidráulico médio de 0,022.

Figura 4-28 Mapa Piezométrico (a) Área de Interesse; (b) Entre os Poços P1, P2, P3 e P4



Durante a amostragem da primeira campanha de campo, foi observado uma turbidez maior das amostras de águas subterrâneas do que nas seguintes campanhas devido ao desenvolvimento dos poços. As águas dos poços P1 e P3 apresentaram uma coloração avermelhada enquanto a água do poço P4 demonstrou uma coloração mais branca, Figura 4-29. O chorume, que começou a ser coletado na segunda campanha, exibiu uma cor marrom escura.

Figura 4-29 Amostras P1, P2, P3, P4, P5 e Chorume da Terceira Coleta



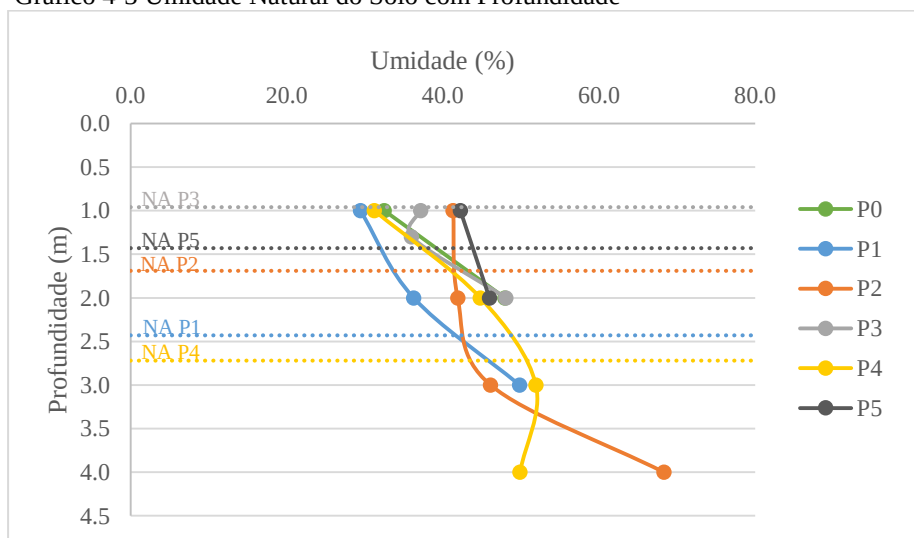
4.3.2. Caracterização dos Solos

Os resultados da caracterização dos solos encontram-se a seguir e incluem os valores de umidade natural, teor de matéria orgânica, pH do solo, massa específica dos grãos, análise granulométrica, limites de Atterberg, classificação dos solos, análise no microscópio, difração por raios-X, fluorescência de raios-X e condutividade hidráulica por *slug test*.

4.3.2.1. Umidade Natural e Teor de Matéria Orgânica

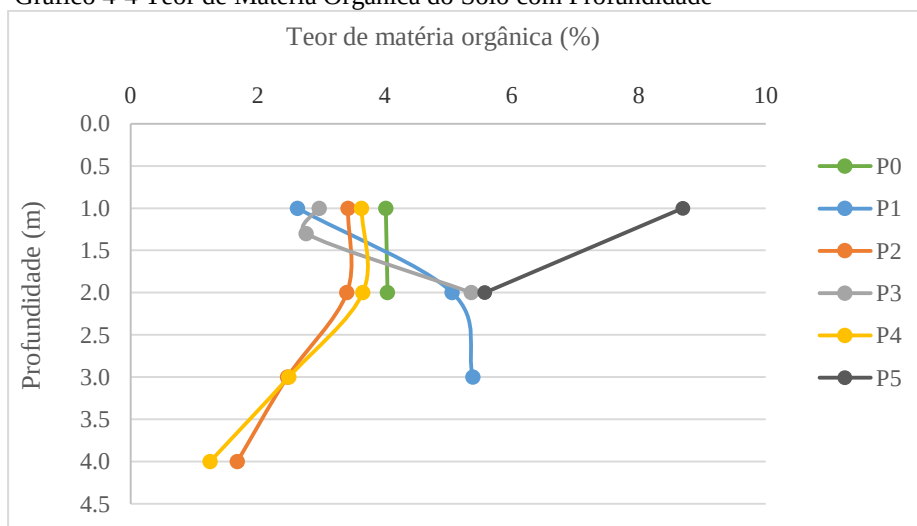
Os resultados de teor de umidade natural das amostras estão ilustrados no Gráfico 4-3, junto com o nível d'água do dia da coleta. Vale ressaltar que choveu nos dias que antecederam as coletas dos solos, como foi visto no Gráfico 4-1. As amostras apresentaram teores de umidade variando entre 29,4 a 68 %. Para cada amostra, as variações entre as triplicatas foram menores que 8 %. Pode-se observar que a umidade aumentou com a profundidade, como esperado. No caso do poço P4, a umidade aumentou em direção ao nível d'água e depois permaneceu relativamente constante. Enquanto no poço P2, a amostra mais profunda mostrou uma umidade bem mais elevada, indicando um estrato de solo bem diferente dos superiores.

Gráfico 4-3 Umidade Natural do Solo com Profundidade



Os resultados do teor de matéria orgânica (MO) podem ser visualizados no Gráfico 4-4. As triplicatas das amostras deste ensaio tiveram uma variação média de 10 %. Em geral os solos apresentaram teores de MO dentro da faixa esperada entre 3-6 % (CORNELL, 2008). A maior concentração foi detectada no poço 5, com 8,7 %. Os únicos pontos que exibiram um aumento de MO com profundidade foram os poços P1 e P3, situados mais próximos a antigas lagoas podendo indicar a presença de matéria orgânica na água subterrânea nestes pontos. Como os resultados são baixos, a MO presente não contribui significativamente para a fixação catiônica de metais nos solos.

Gráfico 4-4 Teor de Matéria Orgânica do Solo com Profundidade



Os resultados tabelados de umidade natural e de teor de matéria orgânica podem ser vistos no Apêndice A com seus respectivos desvios padrões.

4.3.2.2. pH do Solo

Os resultados de pH das amostras de solos podem ser vistos na Tabela 4-5. No total, todas as amostras, com exceção dos solos no poço P1, classificam-se como solos ácidos. Os valores de pH mais baixos foram encontrados no poço P4, onde foi observado um solo residual mais jovem com o aumento da profundidade. Níveis de pH abaixo de 7 são normalmente encontrados em solos residuais tropicais devido a uma maior lixiviação dos cátions básicos (Ca^{+2} , Mg^{+2} , K^+ , Na^+) e, portanto, o acúmulo de cátions ácidos (H^+ , Al^{+3}) (BOZCZOWSKI, 2008).

Tabela 4-5 Resultados de pH das Amostras de Solo

Determinação do pH do Solo			
Amostra	pH - Solução KCl	pH - Com Água Destilada	Diferença, Δ pH
P0-1m	3,86	4,94	-1,08
P0-2m	3,93	5,64	-1,71
P1-1m	7,53	7,99	-0,46
P1-2m	7,38	7,71	-0,33
P1-3m	7,10	7,23	-0,13
P2-1m	4,29	5,17	-0,88
P2-2m	4,20	5,50	-1,30
P2-3m	4,11	5,33	-1,22
P2-4m	4,06	5,31	-1,25
P3-1m	5,26	5,98	-0,72
P3-1,3m	5,38	6,25	-0,87
P3-2m	5,29	5,97	-0,68
P4-1m	3,72	4,28	-0,56
P4-2m	3,62	4,75	-1,13
P4-3m	3,37	5,22	-1,85
P4-4m	3,46	5,3	-1,84
P5-1m	3,95	5,66	-1,71
P5-2m	5,29	5,63	-0,34

Os valores mais altos de pH dos solos diluídos em água foram encontrados no poço P1, sendo os únicos solos levemente alcalinos, com tendência de diminuição do seu valor com a profundidade. Estes valores mais altos podem ser explicados pela proximidade deste poço a uma antiga lagoa de chorume, pois o chorume pode ter um pH mais alcalino. O próximo ponto com valores de pH mais altos foi do poço P3, que se encontram próximo a um curso d'água mais a jusante da ADR, tendo também uma influência do lixiviado da ADR.

A diferença entre o pH em solução de KCl e o pH com água destilada serve para classificar o potencial elétrico do solo. Neste caso, todas as 18 amostras são eletronegativas significando que os solos tendem a adsorver cátions sobre ânions.

4.3.2.3. Massa Específica dos Grãos

Os resultados do ensaio de massa específica dos grãos podem ser vistos na Tabela 4-6, lembrando que estes foram feitos com o material passante da peneira #40 (0,425 mm). Os resultados apresentaram um desvio padrão máximo de 0,02

g/cm³, valor aceitável pela NBR 6.508. Os valores variaram entre 2,61 no ponto P3-1,3 m e 2,78 no ponto P2-2m. Em geral, os solos no poço P2 apresentaram uma massa específica maior. No ponto P0 e nos poços P1 e P4, as densidades aumentaram com profundidade enquanto que no poço P5 mantiveram-se iguais.

Tabela 4-6 Massa Específica dos Grãos

Resumo das Massa Específica dos Grãos (g/cm ³)		
Amostra	Massa Específica dos Grãos (g/cm ³)	Desvio Padrão
P0-1m	2,63	0,01
P0-2m	2,66	0,01
P1-1m	2,67	0,01
P1-2m	2,72	0,02
P1-3m	2,72	0,02
P2-1m	2,73	0,02
P2-2m	2,78	0,00
P2-3m	2,74	0,02
P2-4m	2,73	0,01
P3-1m	2,65	0,02
P3-1,3m	2,61	0,01
P3-2m	2,62	0,01
P4-1m	2,66	0,02
P4-2m	2,69	0,01
P4-3m	2,69	0,01
P4-4m	2,70	0,01
P5-1m	2,66	0,00
P5-2m	2,66	0,02

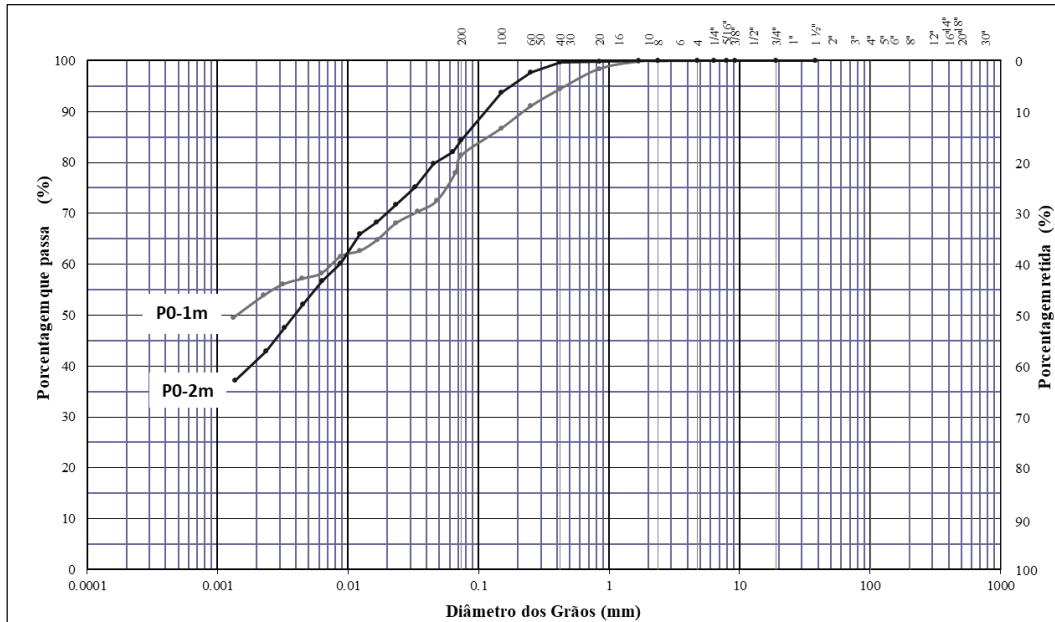
4.3.2.4. Análise Granulométrica

Os resultados das frações granulométricas de acordo com as definições do SUCS podem ser vistos nos gráficos a seguir e na tabela do Apêndice B. As amostras não apresentam altas porcentagens de pedregulhos e nem de areias grossas. Como a maior parte das amostras exibem uma granulometria mais fina, os coeficientes de uniformidade e curvatura dos grãos não foram calculados, pois são parâmetros que servem para expressar a uniformidade de solos granulares (PINTO, 2000).

As amostras do ponto P0 contêm uma alta porcentagem de argila e silte. Pelas curvas das duas amostras neste ponto, podemos ver pelo Gráfico 4-5 uma

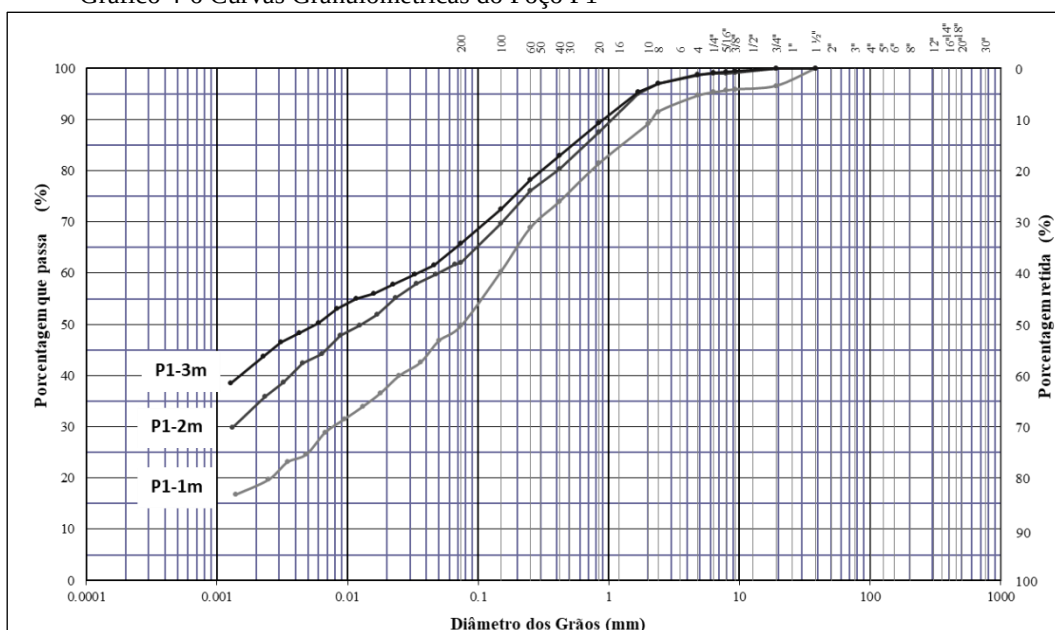
distribuição de grãos semelhante. Contudo, a amostra P0-1m contém um pouco mais de areia e de argila enquanto que a amostra P0-2m contém mais silte.

Gráfico 4-5 Curvas Granulométricas do Ponto P0



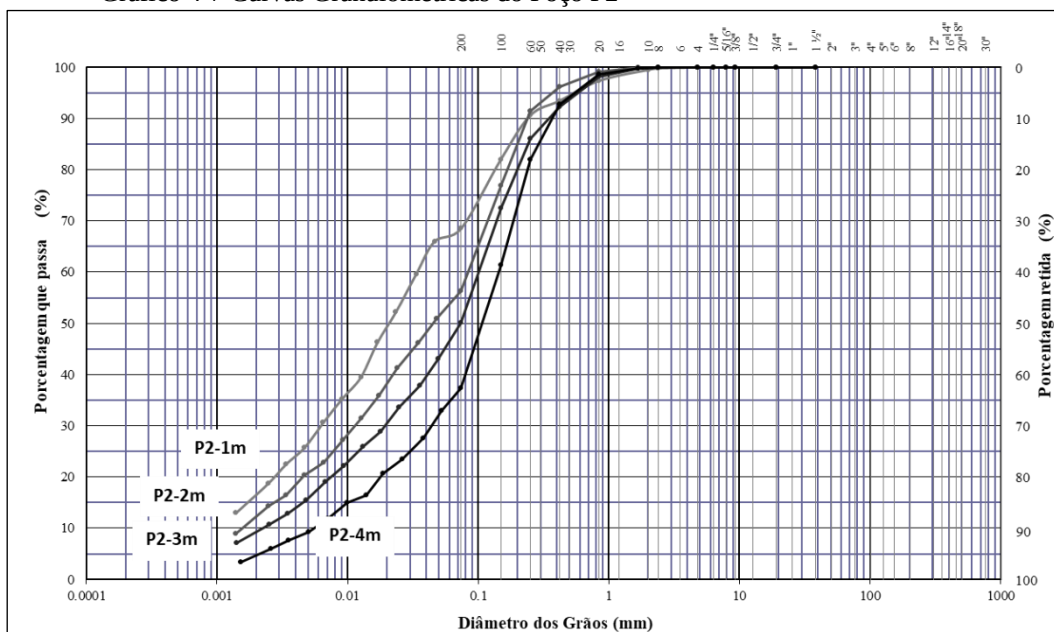
As curvas granulométricas das amostras do poço P1, Gráfico 4-6, exibem o mesmo padrão entre si e demonstram um aumento de argila com profundidade. A porcentagem de argila aumentou de 18,4 a 42,3 % em três metros de profundidade enquanto as frações de pedregulho, areia e silte diminuiram.

Gráfico 4-6 Curvas Granulométricas do Poço P1



As curvas do poço P2 plotadas no Gráfico 4-7 exibem uma distribuição mais íngreme, concentrando areia fina e silte. Diferente do poço P1, a fração de argila é pequena e diminui com a profundidade enquanto a fração de areia aumentou. Perto da superfície, o solo é predominantemente composto por silte, 52,5 %, e em profundidade mais profundas, o solo torna-se predominantemente composto de areia, 62,3 %.

Gráfico 4-7 Curvas Granulométricas do Poço P2



As amostras do poço P3 caracterizam-se por terem um alto teor de areia, presença de pedregulhos e concentrações próximas entre silte e argila. A porcentagem de areia diminuiu de 59,1 a 46,8 % com a profundidade. As três curvas, Gráfico 4-8, mantêm o mesmo formato. Há pouca diferença granulométrica entre o solo coletado a 1 m e a 1,3 m de profundidade.

Apesar de seguirem um mesmo padrão, as curvas granulométricas das amostras do poço P4, Gráfico 4-9, apresentam uma variação maior entre as frações de finos e grossos com profundidade. A porcentagem de argila diminui significativamente de 43,6 a 7,7 % em quatro metros, enquanto a porcentagem de areia cresce de 2,78 a 57,4 %.

Gráfico 4-8 Curvas Granulométricas do Poço P3

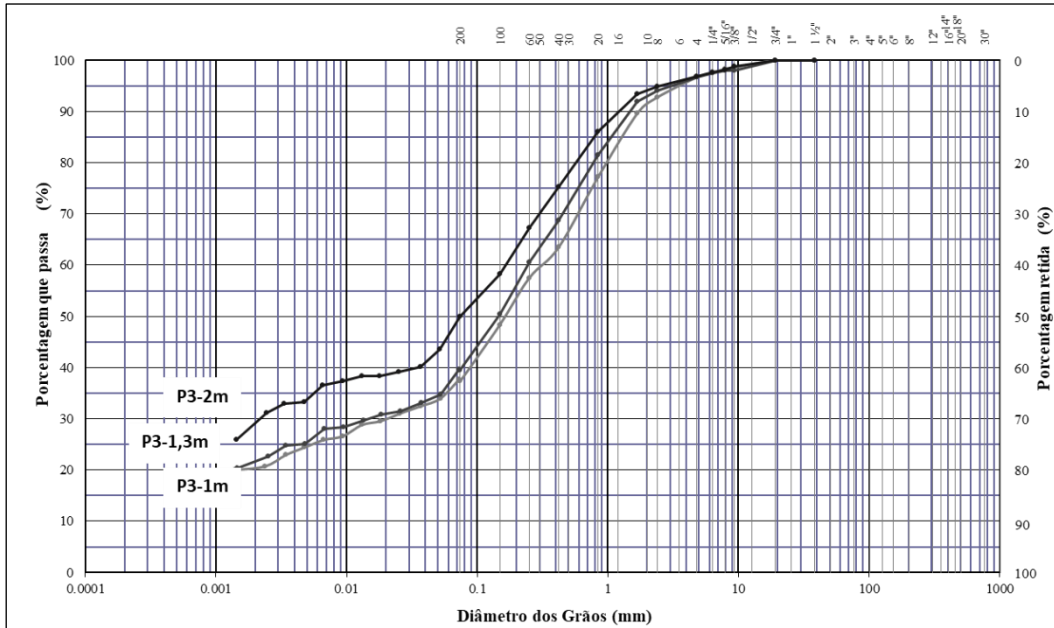
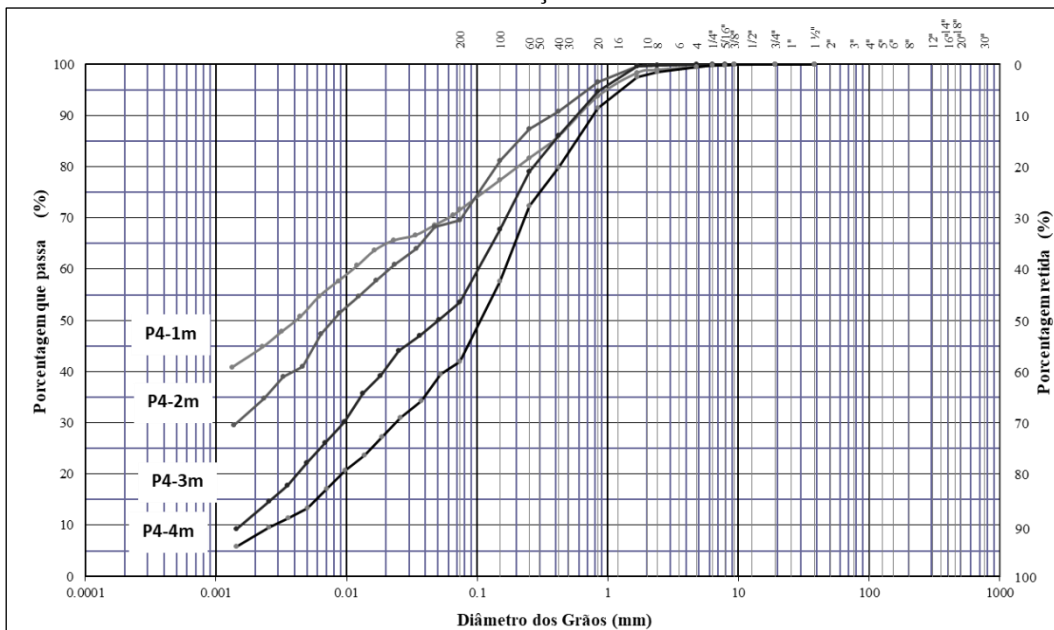
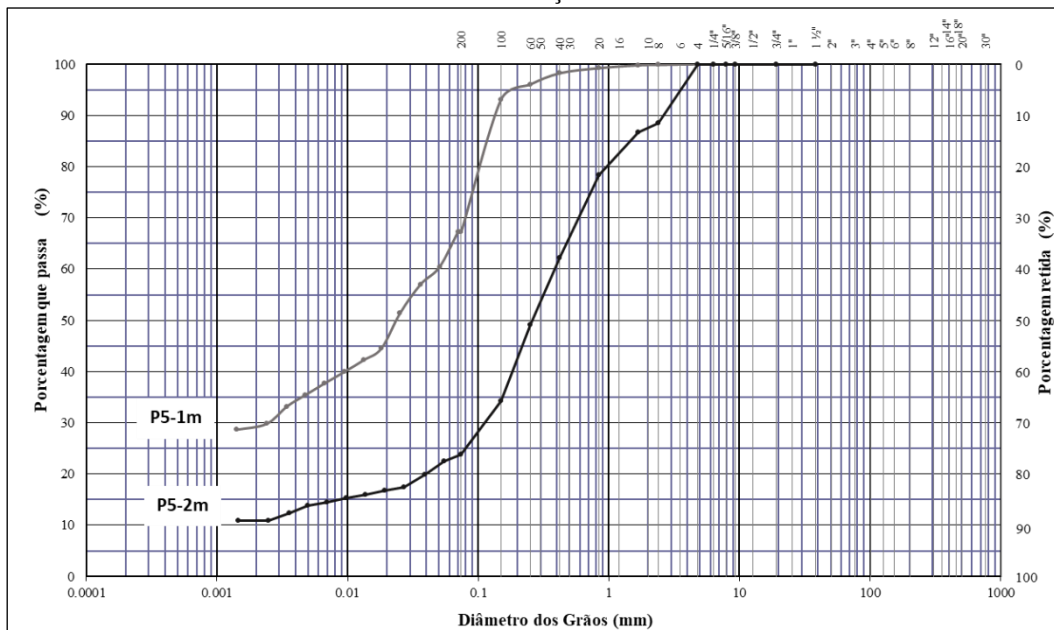


Gráfico 4-9 Curvas Granulométricas do Poço P4



Por fim, as curvas do poço P5, Gráfico 4-10, demonstram uma variação significativa entre a porcentagem de finos e grossos com profundidade. No primeiro metro, há uma porcentagem maior de silte e porcentagem semelhante de argila e areia. Com um metro de profundidade adicional, a fração areia aumenta de 32,4 para 76 % enquanto ambas frações de argila e silte diminuíram para 11 e 13 % respectivamente. Estes resultados condizem com o que foi observado durante a amostragem.

Gráfico 4-10 Curvas Granulométricas do Poço P5



4.3.2.5.

Limites de Atterberg

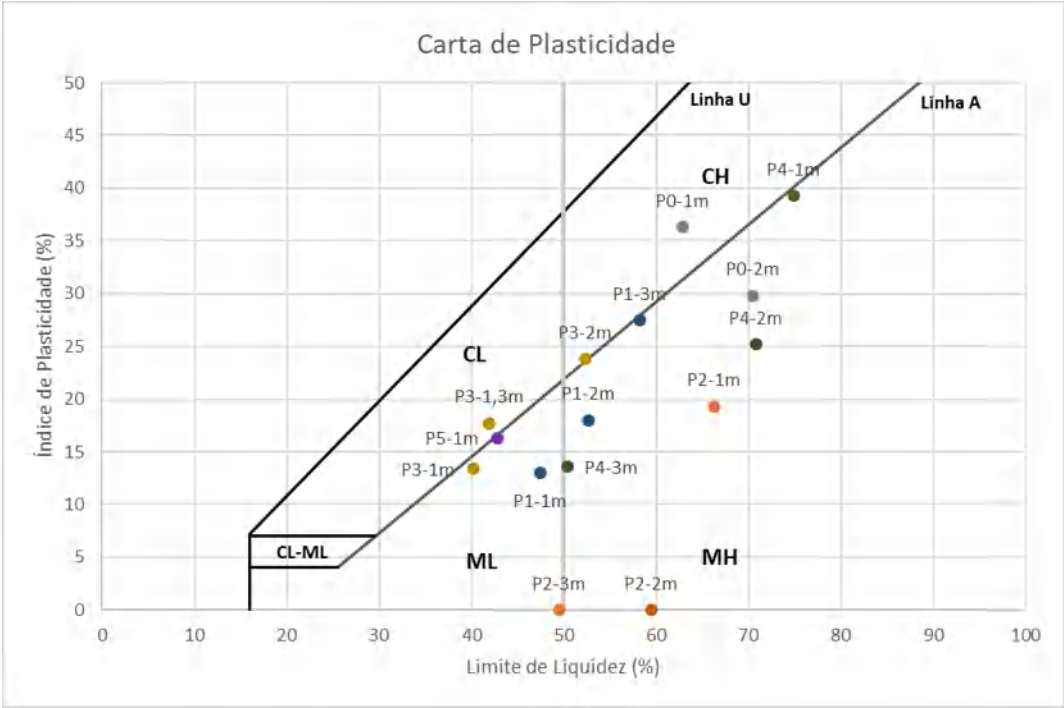
Os resultados dos ensaios dos limites de consistência podem ser vistos na Tabela 4-7. Das 18 amostras, 5 não apresentaram limites de plasticidade (P2-2m, P2-3m, P2-4m, P4-4m, e P5-2m) e 3 não apresentaram limites de liquidez (P2-4m, P4-4m e P5-2m). Analisando a granulometria das 5 amostras que não apresentam limites de plasticidade, vemos que estas foram as amostras com as menores frações de argila. As 3 amostras que não apresentaram tanto limites de plasticidade quanto limites de liquidez também tiveram uma fração grossa maior que a fração fina. A amostra P2-4m, por exemplo, apresentou 62,3 % de areia e apenas 4,5 % de argila.

As amostras que apresentaram limites de liquidez foram plotadas na Carta de Plasticidade, Gráfico 4-11. A norma ASTM D2487 pede para atribuir um valor de zero para o índice de plasticidade das amostras sem limites de plasticidade. Desta forma, estão abaixo da Linha – A, sendo classificadas como siltes (M) e não argilas (C). A linha vertical, em 50 % de limite de liquidez, separa os solos entre alta (H) e baixa plasticidade (L). As amostras P1-1m, P2-2m, P2-3m, P3-1m e P5-1m classificam-se como solos possuindo siltes de baixa plasticidade (ML) enquanto as amostras P0-2m, P1-2m, P2-1m, P4-2m, e P4-3m contêm siltes de alta plasticidade (MH). A amostra P3-1,3m contêm argila de baixa plasticidade (CL) e as amostras P0-1m, P1-3m, P3-2m e P4-1m contêm argila de alta plasticidade (CH).

Tabela 4-7 Resultados dos Limites de Consistência

Resumo dos Limites de Consistência (%)			
Amostra	Limite de Liquidez (LL)	Limite de Plasticidade (LP)	Índice de Plasticidade (IP)
P0-1m	62,9	26,6	36,3
P0-2m	70,5	40,7	29,8
P1-1m	47,5	34,5	13
P1-2m	52,7	34,7	18
P1-3m	58,2	30,7	27,5
P2-1m	66,3	47	19,3
P2-2m	59,5	NP	0
P2-3m	49,5	NP	0
P2-4m	NL	NP	0
P3-1m	40,2	26,8	13,4
P3-1,3m	41,9	24,2	17,7
P3-2m	52,3	28,5	23,8
P4-1m	74,9	35,6	39,3
P4-2m	70,8	45,6	25,2
P4-3m	50,4	36,8	13,6
P4-4m	NL	NP	0
P5-1m	42,8	26,5	16,3
P5-2m	NL	NP	0

Gráfico 4-11 Carta de Plasticidade



4.3.2.6. Classificação dos Solos

Juntando os resultados da análise granulométrica e dos limites de Atterberg, os solos foram classificados de acordo com o Sistema Unificado de Classificação dos Solos, apresentados na Tabela 4-8. As amostras classificam-se entre os símbolos areias siltosas (SM), areias argilosas (SC), siltes plásticos (MH), siltes de baixa plasticidade (ML), e argilas plásticas (CH). Nota-se que na descrição do grupo, todas as amostras incluem areia.

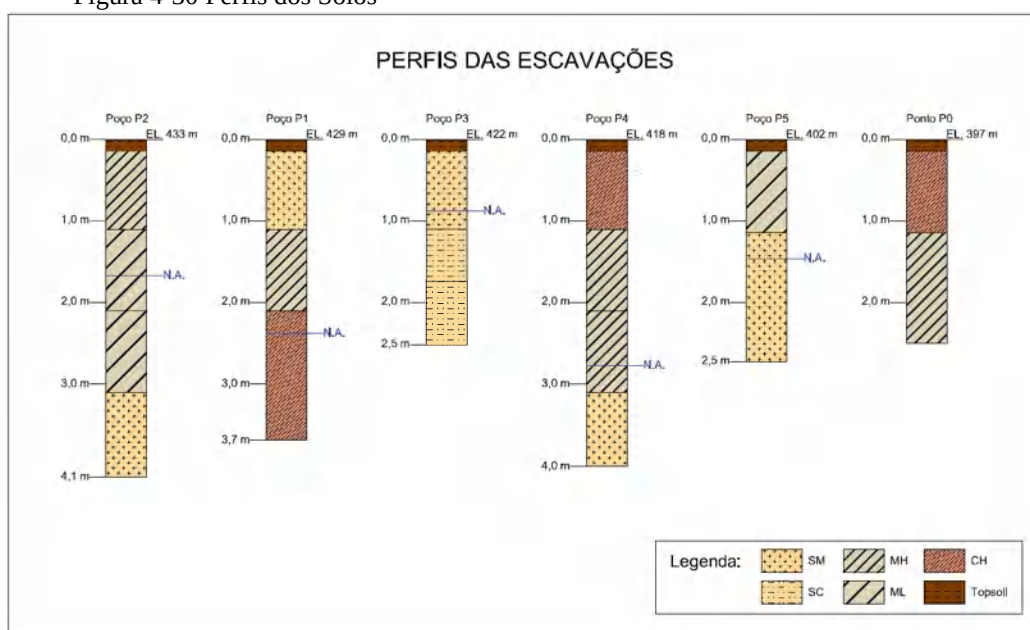
A norma utilizada classifica solos finos como tendo 50 % ou mais de material passante da peneira #200 (0,074 mm). Em três casos, P1-1m, P2-3m, e P3-2m, esta fração foi muito próxima a 50 %. Portanto, um segundo símbolo do grupo também foi apresentado na referida tabela. Adicionalmente, recomenda-se apresentar dupla simbologia quando o LL é próximo a 50 %, como no caso da amostra P4-3m sendo, então, classificada como MH/ML.

Tabela 4-8 Classificação dos Solos SUCS

Classificação dos Solos SUCS		
Amostra	Símbolo	Grupo
P0-1m	CH	Argila plástica com areia
P0-2m	MH	Silte plástico com areia
P1-1m	SM / ML	Areia Siltosa
P1-2m	MH	Silte plástico arenoso
P1-3m	CH	Argila plástica arenosa
P2-1m	MH	Silte plástico arenoso
P2-2m	ML	Silte Arenoso
P2-3m	ML / SM	Silte Arenoso
P2-4m	SM	Areia Siltosa
P3-1m	SM	Areia Siltosa
P3-1,3m	SC	Areia Argilosa
P3-2m	SC / CH	Areia Argilosa
P4-1m	CH	Argila plástica com areia
P4-2m	MH	Silte plástico arenoso
P4-3m	MH / ML	Silte plástico arenoso
P4-4m	SM	Areia Siltosa
P5-1m	ML	Silte Arenoso
P5-2m	SM	Areia Siltosa

As amostras dos poços P1 e P3 exibem um perfil que demonstra uma diminuição de granulometria com profundidade. No ponto P0 e nos poços P2, P4 e P5 a tendência geral é reversa, apresentando um aumento de granulometria com a profundidade. Mais próximo a superfície encontram-se siltes arenosos (P2 e P5) e argilas com areia (P4 e P0) e com a profundidade, areia siltosa (P2, P4, P5). Um perfil generalizado de cada ponto pode ser visto na Figura 4-30 mostrando a variação dos tipos de solos com profundidade, em ordem de altitude da superfície do terreno.

Figura 4-30 Perfis dos Solos



4.3.2.7. Análise Microscópica

As observações no microscópio estereoscópico permitiram identificar os minerais mais abundantes em duas frações: Fração A (pedregulhos e areias grossas), e Fração B (areias finas). Em geral, todas as amostras apresentaram uma grande presença de quartzo, pedaços de rochas e micas de diversas colorações e níveis de alteração, podendo ser muscovitas e biotita. Também foram identificados, em quantidades variadas, o feldspato plagioclase. Apenas em algumas amostras o feldspato potássico foi detectado. Fotos tiradas das amostras são apresentadas a seguir em escalas diferentes, indicado pelas barras de escalas nos cantos inferiores.

Para as amostras das frações A e B no ponto P0, foi possível detectar quartzo, pedaços de rochas, plagioclase, feldspato potássico, muscovita e biotita. Também foram observados grãos cobertos por hidróxido de ferro. Destaca-se na Figura 4-31 uma predominância de quartzo angular a sub-angular na profundidade de 1 metro em ambas frações e uma predominância de micas com maior profundidade na fração B.

No poço P1, um padrão reverso foi observado, exibindo um aumento de quartzo sub-anguloso e grãos cobertos por hidróxido de ferro e uma diminuição de micas com profundidade nas frações B, como visto na Figura 4-31. As frações A mantiveram uma dominância de quartzo de diversos tamanhos ao longo do perfil seguida por grãos de rocha cobertos por hidróxido de ferro e grãos de plagioclase.

Figura 4-31 Amostra P0-1m: (a) Fração A, (b) Fração B; Amostra P0-2m: (c) Fração A, (d) Fração B

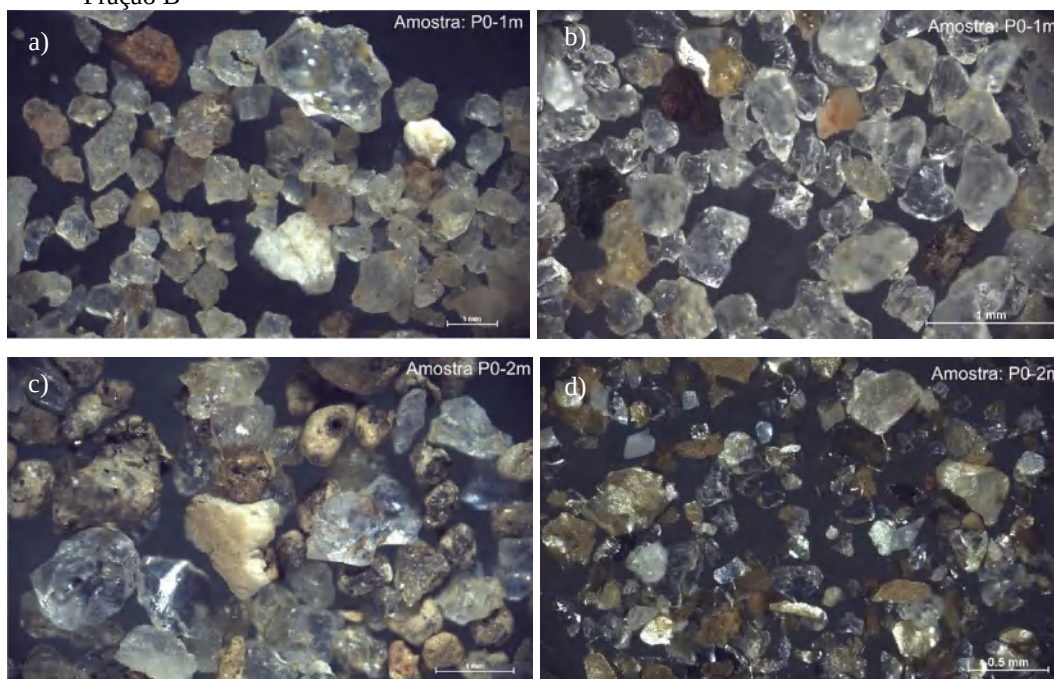
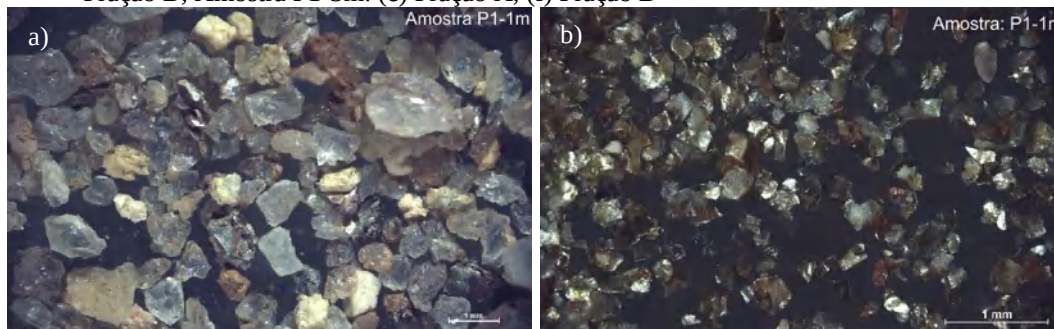


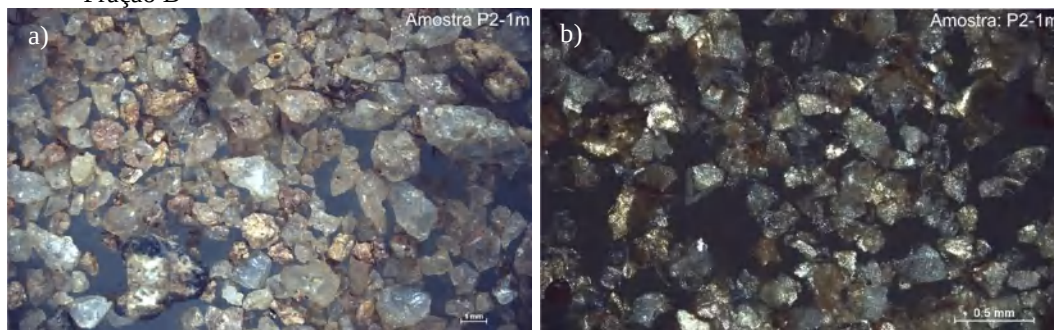
Figura 4-32 Amostra P1-1m: (a) Fração A, (b) Fração B; Amostra P1-2m: (c) Fração A, (d) Fração B; Amostra P1-3m: (e) Fração A, (f) Fração B

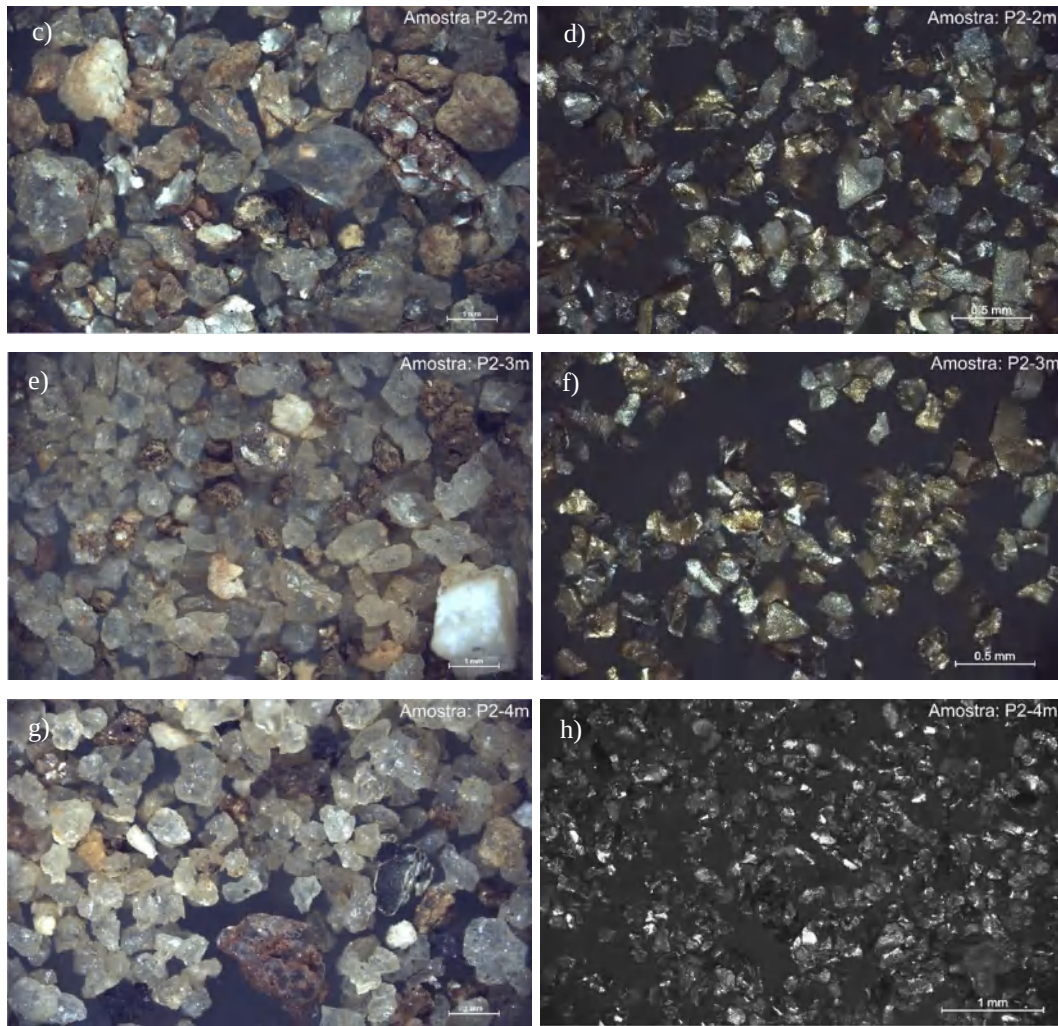




No poço P2 foi possível detectar um leve aumento na presença de quartzo e diminuição de pedaços de rochas e micas com profundidade nas frações A. O plagioclase foi encontrado em todas as profundidades em quantidades pequenas. É possível ver as micas ainda agregadas e outras desagregadas na presença de hidróxido de ferro, cristais de quartzo de diversos tamanhos e a presença de plagioclase em tamanhos diferentes também na Figura 4-33. As frações B apresentaram apenas micas ao longo de todo o perfil, algumas alteradas, similar a fração B do ponto P1-1m.

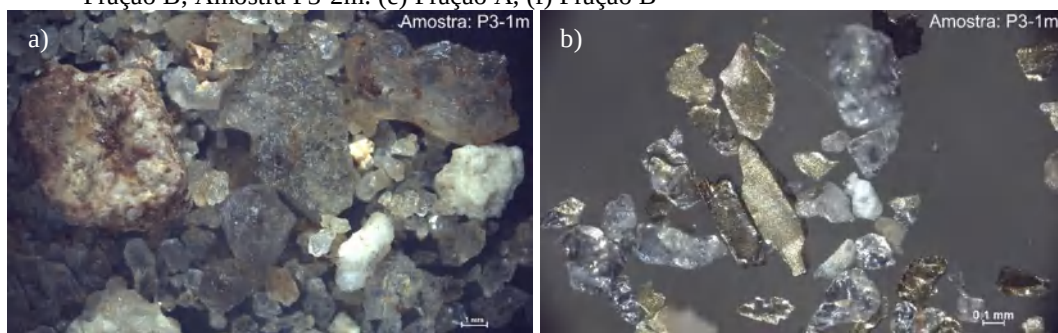
Figura 4-33 Amostra P2-1m: (a) Fração A, (b) Fração B; Amostra P2-2m: (c) Fração A, (d) Fração B; Amostra P2-3m: (e) Fração A, (f) Fração B; Amostra P2-4m: (g) Fração A, (h) Fração B

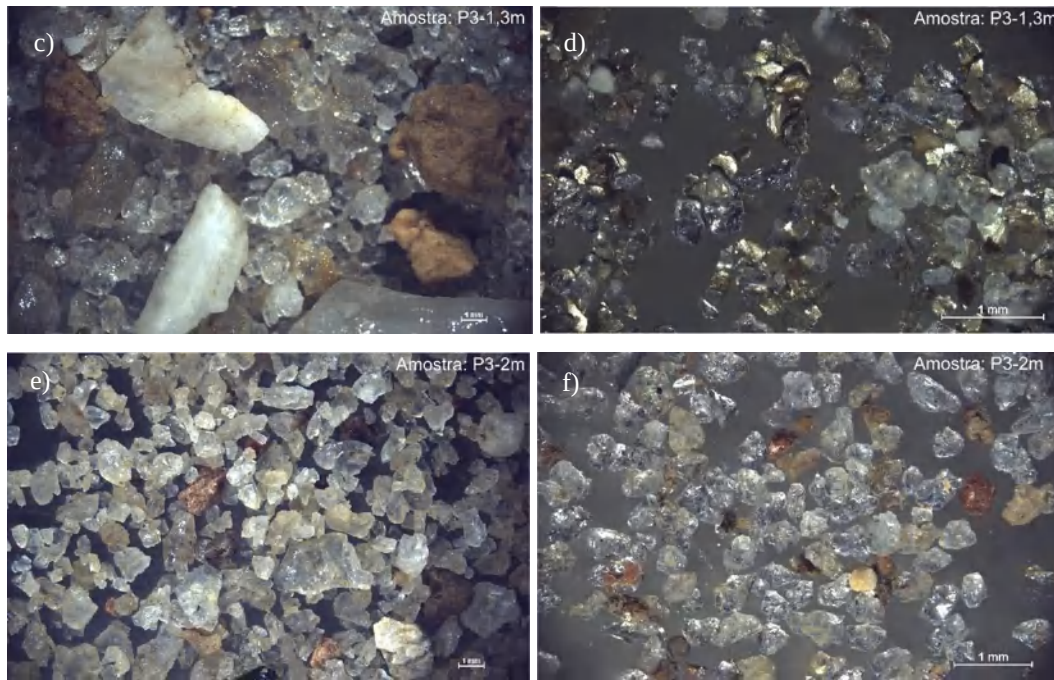




As frações A no poço P3 foram caracterizadas por uma predominância de quartzo angula a sub-angular de diversos tamanhos em todas profundidades, presença de pedaços de rochas, e pequenas quantidades de plagioclase e feldspato potássico, visto na Figura 4-34. A fração B demonstrou um aumento de quartzo e grãos de rochas e diminuição de micas com a profundidade.

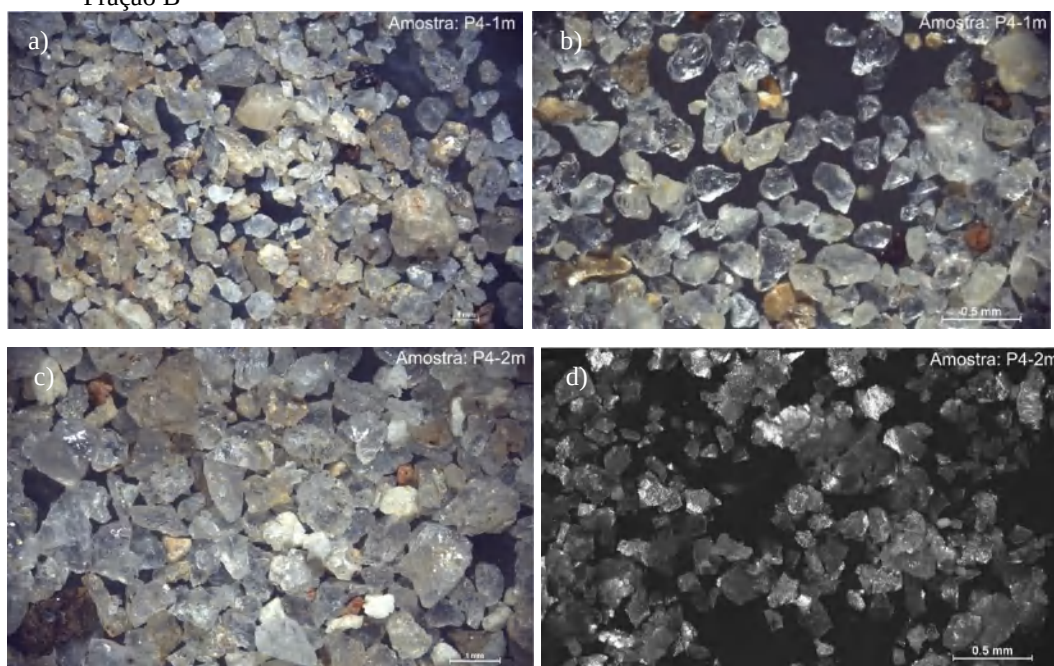
Figura 4-34 Amostra P3-1m: (a) Fração A, (b) Fração B; Amostra P3-1,3m: (c) Fração A, (d) Fração B; Amostra P3-2m: (e) Fração A, (f) Fração B

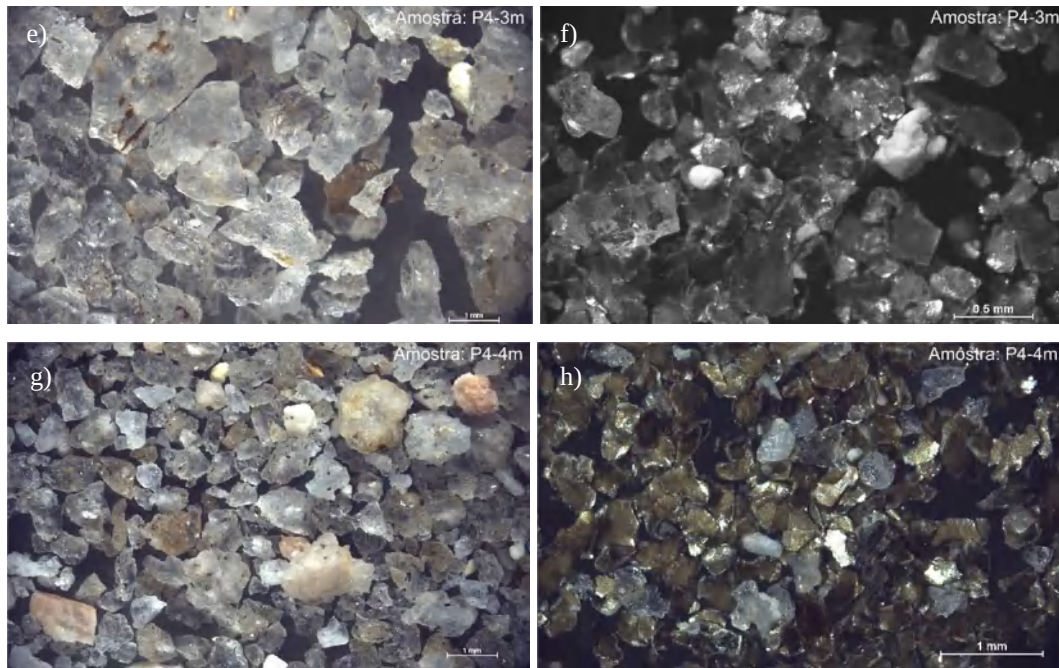




As amostras no poço P4 contaram com a presença pequena, mas constante, de plagioclase ao longo da profundidade em ambas frações e feldspato potássico na maior profundidade da fração A. O quartzo predominou nas frações A ao longo do perfil e diminui nas frações B enquanto a quantidade de micas aumentou com a profundidade, Figura 4-35. É possível observar pequenas lâminas de micas presas aos grãos de quartzo nas frações A dos pontos P4-2m, P4-3m e P4-4m.

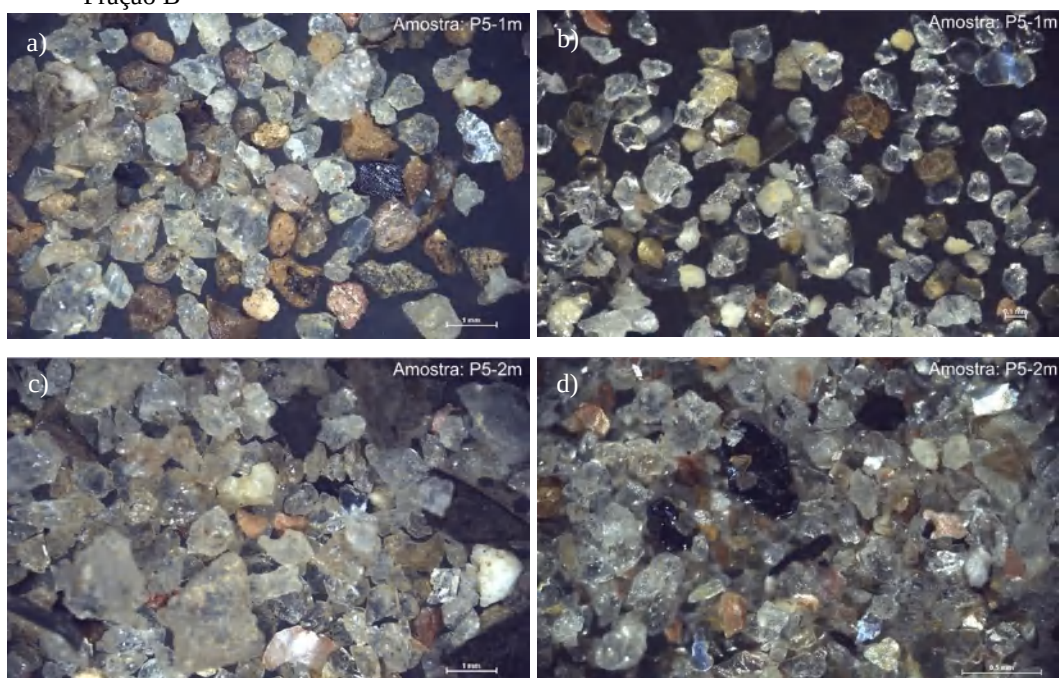
Figura 4-35 Amostra P4-1m: (a) Fração A, (b) Fração B; Amostra P4-2m: (c) Fração A, (d) Fração B; Amostra P4-3m: (e) Fração A, (f) Fração B; Amostra P4-4m: (g) Fração A, (h) Fração B





Por último, as amostras do poço P5 apresentaram uma predominância de quartzo mais arredondados em ambas frações e profundidades. As frações A também contiveram pedaços de rochas e uma pequena quantidade de plagioclase e feldspato potássico. Nas frações B, foi possível observar uma pequena, mas, também constante, presença de micas, com aumento de biotita não alterada com a profundidade, podendo ser vista na Figura 4-36.

Figura 4-36 Amostra P5-1m: (a) Fração A, (b) Fração B; Amostra P5-2m: (c) Fração A, (d) Fração B



Apesar das análises feitas pelo microscópio serem apenas qualitativas, as observações corroboram os dados litológicos levantados no Capítulo 3 (CEIVAP, 2007). Com referência ao mapa dos litotipos do Estudo Preliminar, Figura 3-5, os pontos de coleta situam-se em uma área com embasamento composto de mica xisto e quartzo xisto. Então, esperava-se encontrar minerais oriundos de qualquer alteração do embasamento e do transporte sedimentar nesta micro-bacia. Em geral, as muscovita e biotita são provenientes de rochas metamórficas e magmáticas. Nos pontos observados, estas mostram sinais de alteração. Os pedaços de feldspato e quartzos angulosos também indicam um processo de alteração, em níveis diferentes. Por ser um mineral estável e altamente resistente ao intemperismo, o quartzo mostra-se apenas como quebrando-se em grãos menores ao longo do tempo. Enquanto os grãos mais arredondados, como no poço P5 sugerem um solo transportado.

4.3.2.8. Difração de Raios-X

As análises de DRX das amostras totais identificaram quartzo, caulinita, e muscovita em todas as 18 amostras. Também foram identificadas gibsitita e microclínio com exceção de alguns pontos. A análise total detectou a presença de argilominerais 2:1 podendo ser montmorilonita, do grupo esmectita, e/ou sepiolita, do grupo paligorskita, necessitando analisar a fração argila para determinar de forma mais precisa. Os resultados destas análises identificaram ilita e caulinita em todas as oito amostras dos poços P2 e P4. As amostras P4-3m e P4-4m também contam com uma pequena presença de montmorilonita. Um resumo dos resultados mais relevantes pode ser visto na Tabela 4-9.

Os gráficos dos resultados para cada ponto de amostragem encontram-se no Apêndice C. Foram indicados alguns dos picos mais relevantes dos minerais da seguinte forma: quartzo (Q), muscovita (Ms), caulinita (Ct), gibsitita (Gb), microclínio (Mc), rutilo (Rt), ilita (I), montmorilonita (Mnt), e sepiolita (Sp). Nos gráficos das frações argila, a caulinita foi identificada pelo colapso da sua distância interplanar, e, portanto, do seu pico, quando calcinada. A ilita mantém sua distância interplanar igual nos três casos, e a montmorilonita é identificada pelo aumento da

sua distância interplanar durante a glicolagem e diminuição na calcinação. Portanto, seu pico é caracterizado por uma translação.

Tabela 4-9 Minerais Detectados nas Análises de DRX

Amostra	Minerais							
	Quartzo	Muscovita	Caulinita	Gibbsita	Microclínio	Rutilo	Ilita	Montmorilonita
P0-1m	X	X	X	X	X			
P0-2m	X	X	X	X	X			
P1-1m	X	X	X	X	X			
P1-2m	X	X	X	X	X			
P1-3m	X	X	X	X	X			
P2-1m	X	X	X	X	X		X	
P2-2m	X	X	X	X	X		X	
P2-3m	X	X	X	X	X		X	
P2-4m	X	X	X		X		X	
P3-1m	X	X	X	X	X	X		
P3-1,3m	X	X	X	X	X	X		
P3-2m	X	X	X	X				
P4-1m	X	X	X				X	
P4-2m	X	X	X		X		X	
P4-3m	X	X	X		X		X	X
P4-4m	X	X	X		X		X	X
P5-1m	X	X	X	X	X			
P5-2m	X	X	X	X	X			

A grande presença do quartzo, em grande intensidade, é esperada, como foi observado no microscópio, assim como as micas. A caulinita, presente em todas as amostras, e a gibbsita e ilita, presentes em alguns pontos, são argilominerais formados pelo processo de intemperismo comuns em solos tropicais (HUAT *et al.*, 2013).

A caulinita é um argilo-mineral com estrutura 1:1 não expansiva com baixa capacidade de troca catiônica, em torno de 3-15 meq/100g, segundo a Tabela 2-4 com valores de Grim (1968). Enquanto a ilita e a montmorilonita são argilominerais 2:1. Diferente da montmorilonita, a ilita não tem propriedades expansivas, mas por ter suas camadas unidas por cátions tem uma capacidade de troca catiônica (CTC) um pouco maior do que a caulinita, em torno de 10-40 meq/100g. A montmorilonita apresenta alta capacidade de expansão, com CTC em torno de 80-150 meq/100g, sendo encontrado em solos pouco intemperizados.

Tanto a presença da montmorilonita e a ausência da gibsita identificadas nos pontos mais profundos do poço P4, indicam um solo residual jovem. Considerando que as amostras P4-3m e P4-4m contêm baixa porcentagem de argila, 12 e 7 % respectivamente, e que além da montmorilonita há outros argilo-minerais menos reativos, podemos concluir que a montmorilonita não influencia significativamente o CTC deste ponto. Em geral, o solo desta área de estudo não demonstra ter alta CTC.

4.3.2.9. Fluorescência de Raios-X

As análises de FRX detectaram um total de 25 elementos e óxidos entre as 18 amostras de solo. Os elementos com porcentagens maiores e os metais e íons mais relevantes para qualidade de água subterrânea estão apresentados na Tabela 4-10. Da mesma forma, os óxidos com porcentagens maiores e os índices Ki e Kr encontram-se na Tabela 4-11.

Tabela 4-10 Elementos dos Solos Mais Relevantes por FRX

Elementos dos Solos por FRX												
Amostra	Média dos Elementos Mais Relevantes (%)											
	Si	Al	Fe	K	Ca	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Ti	Zn
P0-1m	43,57	18,79	28,02	4,31		0,07	0,11	0,11			3,13	0,07
P0-2m	38,16	20,29	31,41	4,75		0,02	0,14	0,15			3,26	0,08
P1-1m	32,93	20,38	35,99	5,07	0,99	0,06	0,10	0,27			3,16	0,06
P1-2m	27,79	19,86	45,50	1,37	0,49		0,11	0,27			3,55	
P1-3m	30,08	21,14	42,73	1,45	0,43	0,05	0,13	0,17			3,01	
P2-1m	30,08	19,79	44,11	2,08		0,07	0,10	0,20			2,66	
P2-2m	27,23	18,75	46,71	3,10		0,04	0,11	0,20			3,06	0,08
P2-3m	32,39	19,29	37,74	5,75		0,14	0,09	0,18	0,02		3,45	0,06
P2-4m	32,18	17,93	37,41	7,68		0,07	0,08	0,49	0,04		3,41	0,10
P3-1m	42,60	20,50	25,16	7,26		0,05	0,17	0,10			3,20	
P3-1,3m	45,00	20,31	23,16	6,29		0,09	0,10	0,11		0,37	2,99	0,02
P3-2m	38,55	24,02	29,51	3,32		0,05	0,12	0,03			2,75	
P4-1m	35,26	17,92	38,84	2,25	0,21	0,06	0,16	0,02		0,27	3,37	
P4-2m	34,62	18,07	40,11	2,29		0,13	0,12	0,05			3,37	
P4-3m	40,90	20,56	28,74	5,58		0,08	0,11	0,23			2,78	0,13
P4-4m	42,62	19,01	25,43	9,05		0,04	0,11	0,18			2,48	0,10
P5-1m	42,82	25,20	22,57	6,37			0,12	0,19			1,81	0,08
P5-2m	56,28	19,99	16,22	4,01			0,11	0,34			1,71	

Tabela 4-11 Óxidos dos Solos Mais Relevantes por FRX

Óxidos dos Solos por FRX								
Amostra	Média dos Óxidos Mais Relevantes (%)						Ki	Kr
	SiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	K ₂ O	TiO ₂	SO ₃		
P0-1m	52,94	23,71	16,78	2,49	2,46	0,89	3,80	2,62
P0-2m	47,14	25,80	19,75	2,97	2,67	0,95	3,11	2,09
P1-1m	42,15	25,63	24,09	3,27	2,74	0,65	2,80	1,75
P1-2m	37,10	24,53	33,04	0,94	3,31	0,00	2,57	1,38
P1-3m	38,73	26,98	29,25	0,95	2,73	0,48	2,44	1,44
P2-1m	39,06	25,10	31,19	1,32	2,44	0,41	2,65	1,48
P2-2m	35,99	24,42	33,64	2,12	2,86	0,37	2,51	1,33
P2-3m	41,99	23,75	25,81	3,95	3,10	0,63	3,01	1,78
P2-4m	42,23	22,35	26,11	5,14	3,07	0,34	3,21	1,84
P3-1m	52,36	24,28	15,79	4,34	2,55	0,44	3,67	2,59
P3-1,3m	54,60	23,96	14,01	3,48	2,31	1,08	3,87	2,82
P3-2m	47,69	25,23	21,14	2,06	2,30	0,95	3,21	2,09
P4-1m	44,36	21,84	28,55	1,48	3,08	0,24	3,45	1,88
P4-2m	48,31	22,03	21,94	3,81	2,47	0,82	3,73	2,28
P4-3m	50,93	24,09	18,13	3,39	2,26	0,70	3,59	2,43
P4-4m	52,84	23,41	14,94	5,40	1,92	0,62	3,84	2,73
P5-1m	50,44	30,97	12,95	3,52	1,35	0,30	2,77	2,19
P5-2m	62,78	24,23	8,46	2,02	1,15	0,87	4,41	3,60

Os elementos mais abundantes foram o silício, alumínio e ferro, resultados correntes com a mineralogia. Em geral, é possível observar uma relação inversa entre o silício e o ferro, onde um aumento da porcentagem de Si com a profundidade corresponde a um decréscimo de Fe, exemplo claro no poço P2, P4 e P5. No caso do ponto P0 e poço P3, houve uma diminuição de silício e aumento de ferro com a profundidade. Alguns pontos nos poços P1, P2 e P3 há porcentagens de ferro acima de 40 %, que não correspondem necessariamente com os maiores teores de argila.

Como discutido na secção 4.3.2.2, a lixiviação de solos residuais libera cátions básicos como Ca⁺², Mg⁺², K⁺ e Na⁺. A análise de FRX não pode detectar os íons de Mg⁺² e Na⁺, mas observando as porcentagens de Ca⁺² e K⁺ encontradas nas amostras, podemos ver um certo padrão no comportamento, ou seja, nos poços P2 e P4, a porcentagem de K⁺ aumenta com a profundidade, coerente com o processo de alteração do solo. Enquanto nos poços P1, P3 e P5, pontos de possível aterramento e ou sedimentação, o comportamento foi reverso. No caso do cálcio, há uma porcentagem muito baixa, e em poucos pontos, apresentando pouca relevância.

Os solos também apresentam sete metais pesados de interesse para a análise de qualidade das águas subterrâneas, sendo estes Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Ti e Zn. Nota-se uma presença consistente de titânio, manganês e cobre em todos os poços, enquanto o cromo e zinco estão presentes em baixas porcentagens na maioria dos pontos. A presença menor do chumbo, nos poços P3 e P4, e do níquel, no poço P2, ocorreu de forma pontual.

Os óxidos com maiores percentuais foram os óxidos de silício, alumínio, ferro, potássio, titânio e sulfúrico. As relações K_i e K_r calculadas a partir das proporções dos óxidos SiO_2 , Al_2O_3 , e Fe_2O_3 , refletem a mesma variação com a profundidade visto nos elementos. Os valores de K_i mais próximos a 2 indicam que os solos nos poços P1 e P2 estão em grau maior de intemperismo em comparação com o resto, mas nenhuma amostra pode ser classificada com alto grau de intemperismo. Resultado que reforça as análises qualitativas feitas por microscopia, onde no poço P2 foram observados pedaços de feldspato alterado e micas alteradas. No poço P1 foram observados maiores quantidade de óxidos de ferro com profundidade assim como pedaços de plagioclase na análise microscópica.

Os valores mais altos encontram-se na maior profundidade do poço P4, solo residual jovem, e na maior profundidade do poço P5, ponto de possível deposição sedimentar. O índice K_r indica que todos os solos são caulíníticos, resultado coerente com a presença geral de caulinita obtidos nas análises de DRX.

4.3.2.10.

Condutividade Hidráulica por *Slug Test* (K)

Dois ensaios de *slug test* foram realizados em cada um dos cinco poços de monitoramento, um ensaio de recuperação descendente e um ensaio de recuperação ascendente. Um problema ocorreu durante a inserção do tarugo no poço P1 e, portanto, não foi possível analisar este ensaio *slug-in*. As constantes utilizadas para os métodos de análise Hvorslev (1951) e Bouwer & Rice (1976) encontram-se na Tabela 4-12. A porosidade do pré-filtro, n , composto de areia e brita, e a espessura do aquífero, h , foram estimadas. A variação destes não afetam significativamente os resultados, mantendo a mesma ordem de grandeza.

Tabela 4-12 Constantes para Cálculos de Condutividade Hidráulica

L, comprimento do filtro (cm):	100
rc, raio interno do poço (cm):	2,67
rw, raio interno do furo (cm):	5,00
n, porosidade pré-filtro:	0,28
rc', raio interno efetivo (cm):	3,47
h, espessura do aquífero (cm):	1000
A:	2,50
B:	0,50

Os resultados das condutividades hidráulicas dos cinco poços podem ser vistos na Tabela 4-13 para ambos ensaios, *slug-in* e *slug-out*, para ambos métodos de análise, e uma média total dos dois ensaios e dos dois métodos de cálculo. Os resultados mostram uma ordem de grandeza de 10^{-5} a 10^{-6} m/s e são coerentes com a granulometria e classificação das amostras desta área. A menor permeabilidade ocorreu no poço P1 onde o solo se classifica como uma argila plástica, e a maior permeabilidade ocorreu no poço P4 caracterizado por ter um solo residual jovem composta de areia fina siltosa. Lembrando que estas classificações seguem profundidades representativas.

Considerando o gradiente médio da área de 0,022 foi possível estimar a velocidade de Darcy, apresentado na mesma tabela. A velocidade média é de $1,95 \times 10^{-7}$ m/s. Para uma porosidade de 0,5 baseado no estudo de Goldenstein (2019), a velocidade de percolação média é de $3,90 \times 10^{-7}$ m/s equivalente a 3,37 cm/dia.

Tabela 4-13 Resultados de Condutividade Hidráulica e Velocidade

Poço	Ensaio				Condutividade Hidráulica Média (m/s)	Velocidade de Darcy (m/s)
	Slug-In (m/s)		Slug Out (m/s)			
	Hvorslev	B&R	Hvorslev	B&R		
P1	--	--	1,30E-06	9,74E-07	1,14E-06	2.53E-08
P2	3,23E-06	4,23E-06	1,14E-06	1,41E-06	2,50E-06	5.57E-08
P3	3,91E-06	3,46E-06	2,61E-06	2,31E-06	3,07E-06	6.84E-08
P4	1,60E-05	1,39E-05	5,03E-05	3,48E-05	2,88E-05	6.41E-07
P5	1,24E-05	9,06E-06	6,13E-06	5,66E-06	8,31E-06	1.85E-07

Para todos os casos dos ensaios de *slug test*, houve um efeito do pré-filtro gerando uma curva íngreme inicial seguida pela curva representando o comportamento do solo. Este efeito, *double straight-line effect* ou *late straight-line segment*, ocorreu em magnitudes diferentes em cada poço. Portanto, apenas as retas representativas do comportamento do solo foram analisadas, como recomendado e

demonstrado por Bouwer (1989) e Sun & Kosh (2014) respectivamente. No caso do método de Hvorslev, que avalia a tempo onde $\ln(H/H_0)$ igual a 0,37, um novo H_0 foi considerado, onde a reta analisada se inicia.

Os ensaios *slug-in* e *slug-out* foram plotados juntos para cada poço, destacando a reta analisada. Podemos ver que o efeito do pré-filtro nitidamente nos casos dos poços P1 e P2, Gráfico 4-12 e Gráfico 4-13. De acordo com Bouwer (1989) também é possível ter um efeito *triple straight-line*, como no poço P4, Gráfico 4-15. As curvas nos poços P3 e P5, Gráfico 4-14 e Gráfico 4-16, tiveram comportamentos menos abrupto entre o solo e o filtro.

Gráfico 4-12 Slug Test Poço P1

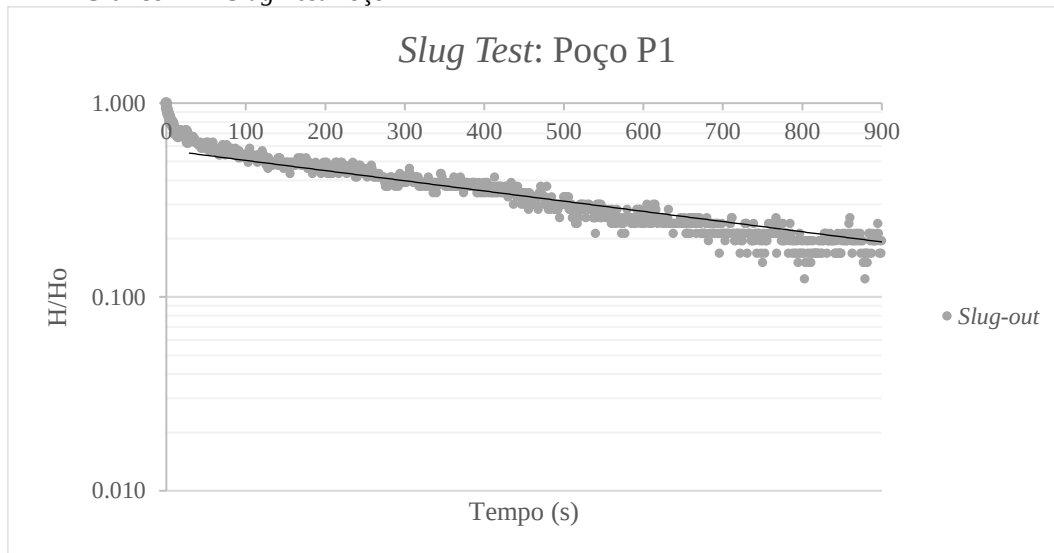


Gráfico 4-13 Slug Test Poço P2

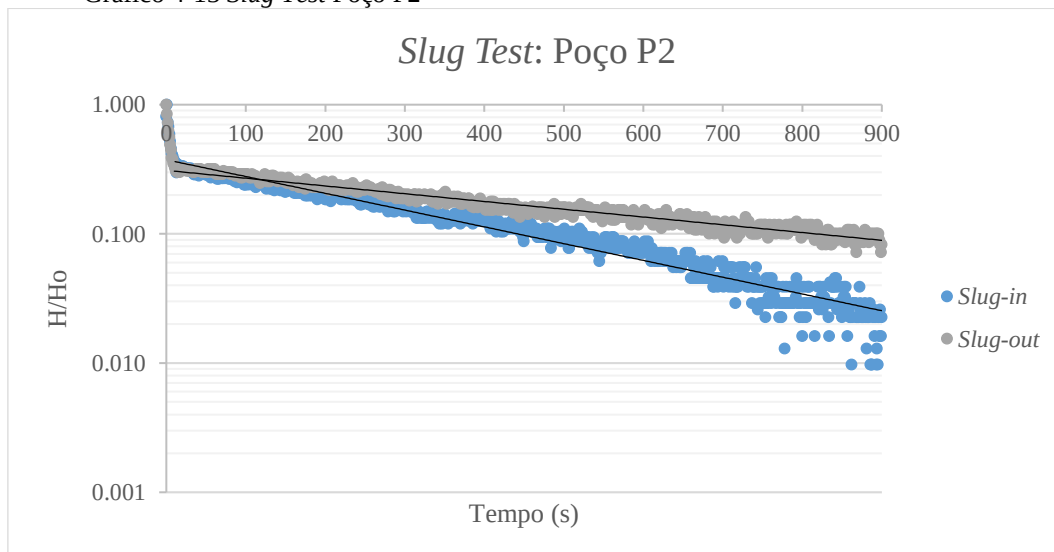


Gráfico 4-14 Slug Test Poço P3

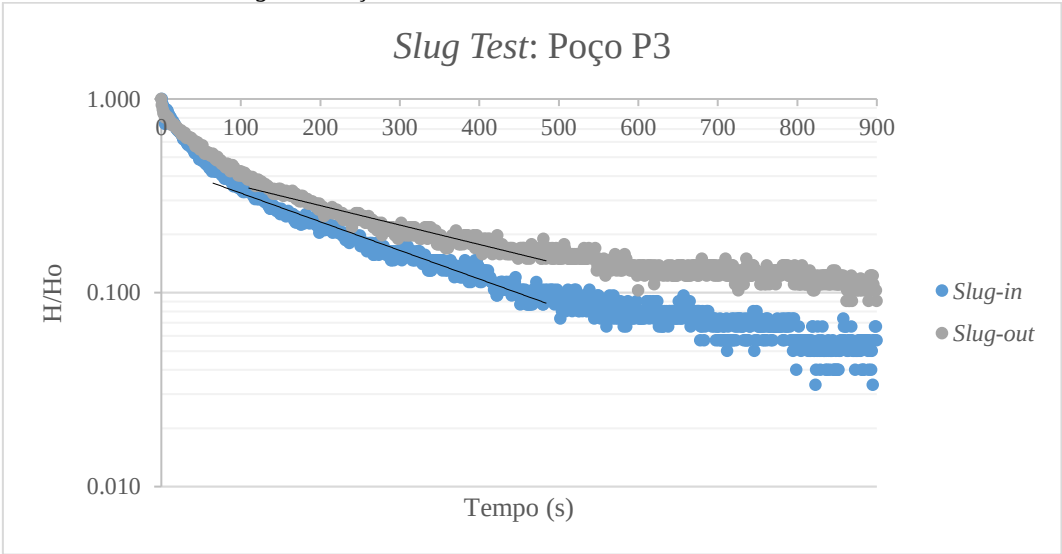


Gráfico 4-15 Slug Test Poço P4

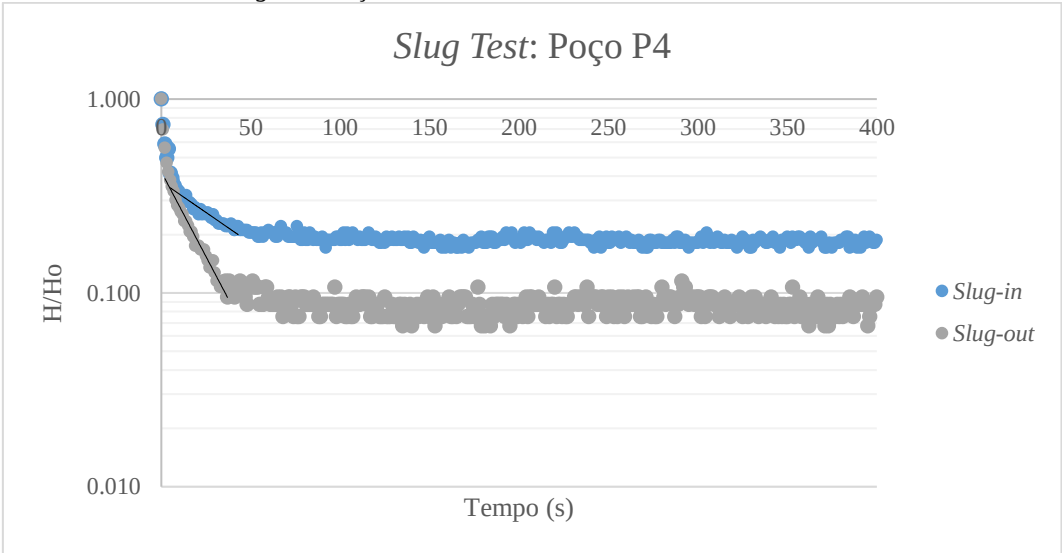
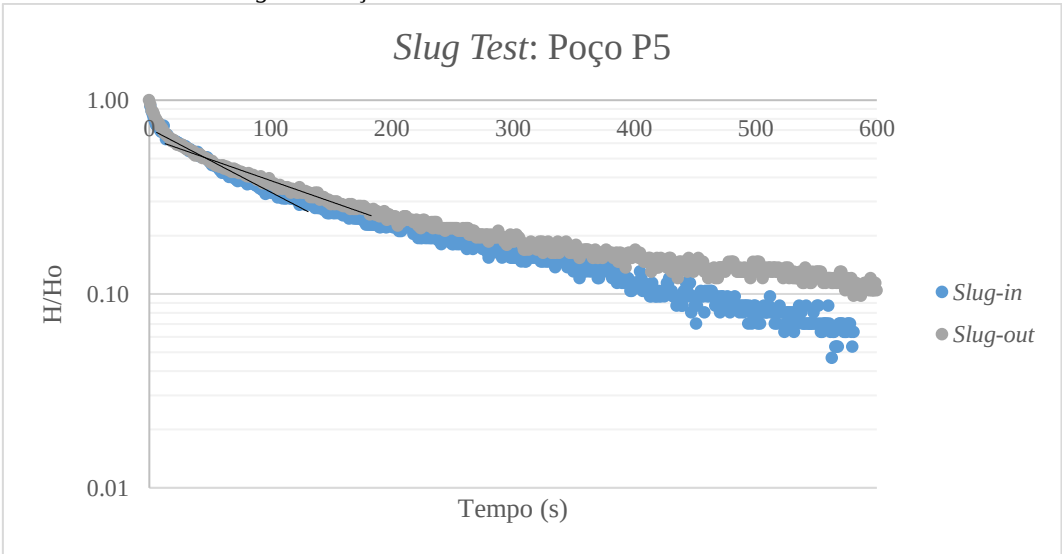


Gráfico 4-16 Slug Test Poço P5



Podemos observar que ambos ensaios, para cada poço, produziram curvas com a mesma forma, mas com um deslocamento entre si. Para os poços P2, P3 e P5, o ensaio *slug-out* apresentou recuperação mais lenta do que o ensaio *slug-in*. O caso inverso ocorreu no poço P4. Fitts (2013) relata que a diferença entre o *slug-in* e o *slug-out* pode ocorrer devido a variações do nível d'água no comprimento do filtro. Como os ensaios foram realizados durante o período de seca, os níveis d'água encontravam-se mais baixos. Deste modo, em todos os casos, exceto no poço P2, a variação do nível d'água ocorreu no comprimento do filtro.

Em geral os resultados pelo método de Hvorslev foram maiores do que no método de Bouwer & Rice, com exceção do poço P2. Como o método de Hvorslev não considera a porosidade do pré-filtro no cálculo do raio interno efetivo do poço, os resultados tendem a serem maiores do que no método de Bouwer & Rice. É possível que no caso do poço P2, a porosidade do pré-filtro esteja sobre-estimada, resultando em um valor um pouco maior pelo método de Bouwer & Rice. Este poço foi o primeiro a ser perfurado e foi utilizado mais areia e menos brita comparado com os outros poços.

O *slug test* demonstra ser um ensaio de campo de fácil execução, mas sensível às condições dos poços. A instalação dos poços seguiu as recomendações da NBR 13.895, mas na execução os comprimentos dos pré-filtros variaram de poço a poço, assim como a proporção destes materiais. Os ensaios também foram realizados em uma época de baixo nível d'água. Devido à baixa frequência de uso, o desenvolvimento dos poços também pode não ter sido ideal. Estes fatos podem ter influenciado as diferentes respostas e o efeito do pré-filtro. Porém, considerando a grande escala da área de estudo, estes resultados conseguem caracterizar, de maneira geral e coerente, a condutividade hidráulica da região superior do aquífero da área de interesse.

4.3.3. Caracterização das Águas

Os resultados da caracterização das águas subterrâneas e do chorume encontram-se a seguir e incluem os parâmetros físico-químicos como temperatura, pH, condutividade elétrica, e sólidos totais dissolvidos, além dos resultados das análises químicas de DQO e das concentrações inorgânicas.

4.3.3.1. Parâmetros de Campo

Os resultados dos parâmetros físico-químicos medidos em campo estão apresentados na Tabela 4-14, incluindo temperatura, pH, condutividade elétrica (CE) e sólidos totais dissolvidos (STD).

Tabela 4-14 Resultados dos Parâmetros Medidos em Campo

Medições em Campo					
Poço	Data	Temperatura (°C)	pH	Condutividade Elétrica (mS/cm)	Sólidos Totais Dissolvidos (ppm)
P1	22/02/2019	29,3	6,71	7,113	4480
	29/03/2019	26,4	6,89	6,520	4367
	26/04/2019	27,1	6,93	5,380	3580
P2	22/02/2019	30,5	6,51	0,334	201
	29/03/2019	27,1	5,94	0,172	116
	26/04/2019	27,8	6,00	0,119	81
P3	22/02/2019	29,1	5,75	0,534	362
	29/03/2019	24,2	5,88	0,450	301
	26/04/2019	25,8	6,11	0,473	315
P4	22/02/2019	30,0	4,59	0,054	38
	30/03/2019	25,7	5,26	0,032	21
	26/04/2019	27,1	4,68	0,047	31
P5	30/03/2019	25,5	5,88	0,192	128
	26/04/2019	26,5	5,41	0,185	124
Chorume	30/03/2019	-	7,93	7,028	4716
	26/04/2019	26,3	8,16	7,070	4740

Os valores de pH para todas as águas subterrâneas foram abaixo de 7, consideradas ácidas. Apenas o chorume teve um valor alcalino. Contudo, resultados sugerem que há influência da ADR ao poço P1, visto este apresentar pH mais alto no solo. Após percolar pelo solo, o chorume se dilui na água subterrânea, portanto, observamos valores de pH da água no poço P1 mais próximo ao valor do chorume e mais alto que os demais. Os valores de pH mais baixos foram observados no poço P4, entre 4,6 a 5,3, que também foi o poço com pH de solo mais ácido. As águas dos poços P4 e P5 tiveram pH médio mais próximos aos pH médios dos seus respectivos solos em água destilada.

Como as águas subterrâneas e o chorume tem um pH abaixo de 8,3, qualquer carbono inorgânico presente nestas amostras encontra-se na forma de bicarbonato,

HCO_3^- , e não como íons de carbonatos, CO_3^{2-} (BAIRD, 2002). Este resultado é coerente com a caracterização de Castro (2000), descrita no Estudo Preliminar, classificando as águas subterrâneas da região como bicarbonatadas.

Os resultados de CE e STD do chorume e das águas do poço P1 apresentaram valores muito mais elevados em comparação com os outros pontos, indicando maiores quantidades de íons e sais dissolvidos na água como íons de cloreto, fluoreto, sulfato, nitrato, cálcio, sódio, magnésio, entre outros. A semelhança dos valores do P1 com os do chorume, aponta novamente a influência do chorume neste poço. Em seguida, os valores mais altos foram detectados no poço P3, localizado mais próximo à área pantanosa de depressão topográfica. Comparando com o estudo de Castro (2000), a condutividade elétrica nos poços P2, P4 e P5 são coerentes com os valores naturais da região.

4.3.3.2.

Demanda Química de Oxigênio

Os resultados das análises de DQO podem ser vistos na Tabela 4-15. Como esperado, o chorume apresenta o maior DQO, indicando uma alta carga orgânica presente no chorume.

Tabela 4-15 Resultado de DQO das Águas Subterrâneas e do Chorume

Demanda Química de Oxigênio		
Poço	Data	DQO (m/L)
P1	22/02/2019	262
	29/03/2019	303
	26/04/2019	301
P2	22/02/2019	35
	29/03/2019	30
	26/04/2019	35
P3	22/02/2019	35
	29/03/2019	80
	26/04/2019	330
P4	22/02/2019	33
	30/03/2019	37
	26/04/2019	108
P5	30/03/2019	67
	26/04/2019	378
Chorume	30/03/2019	1490
	26/04/2019	2143

Diferente dos resultados de CE e STD, o DQO do poço P1 não tem a mesma ordem de grandeza do chorume. Mas, ainda é possível observar o efeito da ADR no poço P1, tendo concentração mais alto em comparação com os outros. Podemos observar picos de DQO nos poços P3, P4 e P5 na data 26/04/2019, comportamento que não ocorreu nos poços P1 e P2. Isto também pode indicar uma carga orgânica maior nestes pontos pois, os dados de CE e STD não apresentam estes picos.

4.3.3.3. Cromatografia de Íons

Os resultados das análises por cromatografia de íons das águas subterrâneas estão apresentados na Tabela 4-16. Esta análise compreende os seguintes ânions e cátions: brometo (Br^-), cloreto (Cl^-), fluoreto (F^-), nitrato (NO_3^-), sulfato (SO_4^{2-}), fosfato (PO_4^{3-}), sódio (Na^+), potássio (K^+), magnésio (Mg^{2+}), cálcio (Ca^{2+}), e amônio (NH_4^+). As concentrações de brometo, fluoreto e fosfato foram menores que o nível de detecção de 1 mg/L em todos os poços e, portanto, estes não foram incluídos na tabela de resultados. Um balanço das cargas elétricas indicou a omissão de ânions significativo nesta análise, provavelmente, sendo o bicarbonato.

Tabela 4-16 Concentrações de Íons Maiores nas Águas Subterrâneas

Resultados da Cromatografia de Íons (mg/L)									
Poço	Data	Cloreto	Nitrato	Sulfato	Sódio	Potássio	Magnésio	Cálcio	Amônio
P1	22/02/2019	1681,00	108,00	105,00	1033,00	343,00	79,70	65,80	32,10
	29/03/2019	1605,00	238,00	35,10	1054,00	366,00	92,80	162,00	48,50
	26/04/2019	1540,00	216,00	31,70	1047,00	372,00	91,20	151,00	63,10
P2	22/02/2019	5,38	3,10	3,86	10,90	11,50	6,43	61,20	< 1
	29/03/2019	7,83	2,27	2,05	9,92	4,63	2,02	36,40	< 1
	26/04/2019	3,35	< 1	< 1	7,64	4,27	1,57	26,60	< 1
P3	22/02/2019	22,00	< 1	18,10	22,60	4,33	3,16	16,60	5,57
	29/03/2019	12,60	< 1	1,68	15,70	4,43	4,09	24,40	1,94
	26/04/2019	6,98	< 1	< 1	13,00	3,81	4,39	23,10	8,56
P4	22/02/2019	7,28	2,60	< 1	11,20	3,00	< 1	5,55	< 1
	30/03/2019	23,40	3,48	< 1	20,30	3,34	1,48	9,35	< 1
	26/04/2019	8,48	2,78	< 1	12,10	2,90	< 1	6,77	< 1
P5	30/03/2019	10,10	1,63	1,57	12,60	4,30	< 1	16,40	< 1
	26/04/2019	7,21	< 1	1,33	13,20	3,22	1,18	14,50	< 1

Similarmente aos resultados de CE, STD e DQO, as concentrações detectadas no poço P1 são muito maiores do que nos outros poços, especialmente cloreto,

nitrato e sódio, evidenciando a influência da ADR nas águas subterrâneas diretamente neste ponto a jusante. Mas, esperava-se um efeito mais claro do impacto da ADR no poço a jusante P3. De forma geral, não fica claro o que acontece com estas grandes concentrações de sais a jusante do poço P1. O cloreto, por exemplo, é usualmente utilizado como um traçador por ter um transporte geralmente dominado pela advecção. Mas, não foi possível observar sua trajetória a jusante do poço P1.

O poço P1 apresenta concentrações mais significantes de nitrato, a forma mais oxidada do nitrogênio em águas natural, do que de amônio, sua forma mais reduzida. Como a maioria das plantas absorvem o nitrogênio na forma de íons de nitrato, a grande diminuição das concentrações de nitrato a jusante do poço P1 pode ter ocorrido por conta deste processo. Enquanto o amônio pode ser produto da degradação dos compostos orgânicos por microrganismos em um meio redutor, presente apenas nos poços mais próximos a fonte. A concentração baixa de sulfato em todos poços menos no P1 pode indicar sua redução para sulfetos ou enxofre elementar por processos microbiológicos anaeróbicos (BAIRD, 2002). Necessitaria medições de potencial redox para poder confirmar se o meio realmente é redutor.

As concentrações de íons de Ca, Na, K, e Mg nas águas subterrâneas também podem ser oriundas do solo. Comparando com os resultados dos elementos detectados pela FRX do solo, observamos uma presença constante e semelhante de potássio nos poços P2, P3, P4 e P5. A presença de sódio e magnésio nestes poços também podem ser oriundos do solo, mas, não puderam ser captados pela FRX. No caso do cálcio, este foi apenas detectado nos solos do poço P1 e na superfície do poço P4, não mostrando coerência com a diminuição da concentração de cálcio nas águas subterrâneas com distância da ADR.

4.3.3.4.

Espectrometria de Massa

Foram detectados 57 elementos inorgânicos entre todas as amostras, muitos sendo elementos terras-raras não relevantes para o escopo do estudo. Os resultados das concentrações dos metais mais relevantes perante o CONAMA 420/2009 estão apresentados na Tabela 4-17.

Tabela 4-17 Concentrações de Metais Dissolvidos nas Águas Subterrâneas

Resultados ICP - MS (mg/L)									
Poço	Data	Al	As	B	Ba	Cd	Co	Cr	Cu
P1	22/02/2019	0,433	0,018	<LD	0,714	<LD	0,020	0,096	<LD
	29/03/2019	3,918	0,038	8,910	0,564	<LD	0,040	0,128	0,021
	26/04/2019	0,411	0,013	1,314	0,259	<LD	0,026	0,049	<LD
P2	22/02/2019	0,602	<LD	<LD	0,115	0,002	0,007	<LD	<LD
	29/03/2019	0,614	<LD	<LD	0,008	<LD	0,022	<LD	<LD
	26/04/2019	0,220	<LD	0,698	<LD	<LD	0,007	<LD	<LD
P3	22/02/2019	24,611	<LD	1,469	2,397	0,006	0,344	0,076	0,031
	29/03/2019	1,624	<LD	0,735	0,044	<LD	0,013	<LD	<LD
	26/04/2019	0,139	<LD	1,055	<LD	<LD	0,002	<LD	<LD
P4	22/02/2019	4,052	<LD	1,170	0,050	0,002	0,007	<LD	<LD
	30/03/2019	0,596	<LD	1,593	<LD	<LD	0,002	<LD	<LD
	26/04/2019	0,500	<LD	2,119	<LD	<LD	0,001	<LD	<LD
P5	30/03/2019	2,297	<LD	0,629	0,131	<LD	0,027	<LD	0,024
	26/04/2019	0,076	<LD	<LD	<LD	<LD	0,006	<LD	<LD
CONAMA 420/2009		3,500	0,010	0,500	0,700	0,005	0,070	0,050	2,000
Chorume	30/03/2019	1,624	0,018	2,073	0,140	<LD	0,032	0,218	0,169
	26/04/2019	0,381	0,016	3,519	0,134	<LD	0,034	0,251	0,068
CONAMA 430/2011			0,500	5,000	5,000	0,200		1,000	1,000
Limite de Detecção (LD)			<0,01	<0,6	<0,001	<0,002		<0,02	<0,02

Resultados ICP - MS (mg/L)									
Poço	Data	Fe	Hg	Mn	Mo	Ni	Pb	Se	Zn
P1	22/02/2019	<LD	0,005	0,473	<LD	0,018	<LD	0,048	0,068
	29/03/2019	4,324	0,024	0,484	<LD	0,030	0,024	0,041	0,123
	26/04/2019	1,194	0,003	0,197	0,002	0,021	0,003	<LD	0,059
P2	22/02/2019	<LD	0,004	0,698	<LD	0,005	<LD	<LD	0,075
	29/03/2019	1,130	0,009	0,972	<LD	0,003	0,002	<LD	0,051
	26/04/2019	<LD	0,004	0,442	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
P3	22/02/2019	11,550	0,006	12,623	<LD	0,120	0,135	<LD	1,271
	29/03/2019	82,353	0,007	1,616	<LD	0,006	0,012	<LD	0,066
	26/04/2019	<LD	0,003	0,802	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
P4	22/02/2019	0,388	0,003	0,212	<LD	0,007	0,014	<LD	0,097
	30/03/2019	2,382	0,003	0,076	<LD	<LD	0,002	<LD	0,069
	26/04/2019	<LD	0,006	0,154	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
P5	30/03/2019	23,927	0,005	1,742	<LD	0,010	0,044	<LD	0,110
	26/04/2019	1,699	0,002	0,869	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
CONAMA 420/2009		2,450	0,001	0,400	0,070	0,020	0,010	0,010	1,050
Chorume	30/03/2019	9,375	0,002	0,973	0,009	0,081	0,011	<LD	<LD
	26/04/2019	11,467	0,007	0,710	0,009	0,089	0,010	<LD	0,143
CONAMA 430/2011		15,000	0,010	1,000		2,000	0,500	0,300	5,000
Limite de Detecção (LD)			<0,001	<0,6	<0,001	<0,002		<0,02	<0,02

Os valores destacados são os que ultrapassam as concentrações máximas permissíveis (CMP) do CONAMA 420/2009 para as águas subterrâneas. Surpreendentemente o chorume coletado não ultrapassa as CMP do CONAMA 430 para efluentes, mas seu despejo na superfície é considerado incorreto justamente para não gerar contaminação das águas subterrânea.

Enquanto os poços P2, P4 e P5 apresentaram no máximo 5 metais com concentrações acima das CMP, os poços P1 e P3 tiveram 11 e 12, respectivamente. Dentro dos metais acima das CMP, o chorume apresenta concentrações mais altas do que nos poços apenas para Cr e Cu. Outros metais com concentrações altas no chorume incluem As, Fe e Ni. Diferente dos resultados prévios, não temos uma ordem de grandeza significativamente maior no poço P1 em comparação com o resto dos poços, com exceção de As e Se que não foram detectados nos outros poços e o Cr que além do P1 foi detectado apenas em uma coleta do poço P3.

Aliás, as maiores concentrações de Al, Ba, Cd, Co, Fe, Mn, Ni, Pb e Zn ocorreram no poço P3. Possivelmente por conta da geomorfologia, sendo próximo a uma área topograficamente mais baixa, podendo ter uma agradação de metais no poço P3 proveniente da frente de percolação do chorume assim como da mineralização e sedimentação do solo.

Valores altos de Al e Fe nas águas subterrâneas por exemplo, são comuns em solos tropicais, e não podem ser atribuídos apenas a ADR. Trabalhos como o relatório elaborado pela COPPETEC para o Estado do Rio de Janeiro (RIO DE JANEIRO, 2014) mencionam a presença de águas ferruginosas na Bacia Sedimentar de Resende.

A presença do Cd também poderia ser atribuída a fontes naturais, considerando que não foi detectado tanto no chorume e no poço P1. Mas é possível que haja Cd de forma suspensa no chorume considerando que o Cd tende a se precipitar acima de pH 7.

O Zn aparece na FRX dos solos, em porcentagens relativamente constantes entre todas as amostras. A detecção do Zn nas águas subterrâneas também ocorre em todos os poços, em níveis variando com amostragem, não apresentando um padrão distinto relativo a distância da ADR. Portanto, sua presença pode ser devida ao solo.

O Cr também aparece na FRX dos solos em concentrações baixas com padrão similar ao Zn. Mas, o Cr não foi detectado nas águas dos poços P2, P4 e P5 cujo pH

são mais baixos e, portanto, mais sujeitos a solubilização do Cr no solo. Sua concentração é alta no chorume, seguido pelo poço P1 e uma medição no poço P3, sugerindo que sua presença nestes pontos seja oriunda da ADR. A baixa detecção no P3 e a jusante pode indicar efeito de sorção no seu transporte.

Concentrações de As no chorume e no poço P1 também indicam sua provável origem da ADR. Mas, apesar de que as concentrações no P1 estejam acima do CONAMA, ainda são relativamente baixas. Considerando a facilidade de transporte do As, e do Cr, é possível que as concentrações a jusante do poço P1 estejam diluídas abaixo do limite de detecção ou que os poços não capturam sua trajetória.

Em todos os poços e em todas as coletas, as concentrações de Hg encontram-se acima do permissível. Esta distribuição foi inesperada considerando que o Hg tende a ser pouco solúvel, tendo baixa mobilidade no meio poroso. O Hg não foi detectado no FRX e também não costuma ser um elemento natural do solo e das rochas. As concentrações acima do permissível tanto no poço P4, mais longe da ADR, e no poço P5, sugerem que algum outro processo esteja ocorrendo.

No caso do B, Mn e Pb, todos os poços apresentam concentrações acima do permissível em certos dias de coleta. Mas, como o limite de detecção de B é acima do permissível do CONAMA, não é possível saber se as concentrações abaixo do limite de detecção são necessariamente abaixo do permissível também. O Pb foi detectado no FRX dos solos no poço P3, onde houve maior concentração nas águas, e no poço P4. Sua menor concentração foi no chorume, onde o pH é mais alto e sua solubilidade é menor. Estes metais, assim como Ba, Co e Ni, podem ter origem naturais e/ou da ADR. A distinção da fonte e distribuição espacial destes elementos não ficou claro com os resultados.

Os resultados dos parâmetros de campo, DQO e cromatografia apontam a influência da ADR em relação às concentrações a jusante. Mas, resultados da ICP-MS não podem afirmar que todas as concentrações acima do CONAMA são oriundas apenas da ADR.

Vale ressaltar também a limitação do uso das concentrações do chorume como representativas da fonte como um todo. Foram analisadas apenas duas coletas em um curto período considerando a idade do aterro. Uma ADR tem fonte de contaminação variável espacialmente e temporalmente, sujeita a fatores físico-químicos que podem influenciar a mobilidade dos elementos.

4.4. Conclusão

Após uma série de campanhas de campo e estudos de laboratório, podemos fazer as seguintes conclusões sobre a caracterização dos solos, das águas subterrâneas e do meio físico como um todo:

- Os resultados da análise microscópica e da DRX mostraram que em geral, os solos da área de estudo são cauliniticos e quartzosos, com presença abundante de moscovitas, biotitas e feldspato em processo de alteração;

- Todas as amostras de solos têm pH ácido, comum em solos tropicais, e sua distribuição em relação a ADR é coerente com o pH das águas subterrâneas nos mesmos pontos e com o pH do chorume;

- O padrão granulométrico encontrado no ponto P0 e nos poços P2, P4, podem indicar que os solos nas profundidades amostradas, começando a 1 m de profundidade, são residuais. O perfil de um solo residual tende a ter uma diminuição de argila com profundidade. Em solos maduros, encontrados mais próximos a superfície, há uma predominância de argilas e areias com pouco silte. A medida que se aprofunda, o solo residual jovem demonstra uma predominância de areia e silte com pouca presença de argila (IBAÑEZ, 2008). Esta tendência é mais nítida no caso dos solos do poço P4, especialmente com a visualização de feições reliquias no solo no momento da amostragem e o baixo pH dos solos.

- No caso dos poços P1 e P3, observamos tendências reversas, com uma diminuição granulométrica com profundidade, aumentando o teor de argilas. O histórico da ADR sugere que o ponto P1 foi aterrado com solo proveniente dos taludes ao redor. Enquanto no poço P3 encontra-se próximo a uma área pantanosa com relevo rebaixado, podendo ser uma área local de agradação de sedimentação dos taludes em processo de erosão ao redor. O poço P5 encontra-se perto de um riacho e observamos uma grande fração de areias de diversos tamanhos com profundidade, sendo um solo transportado e possivelmente aterrado na superfície considerando sua proximidade a uma estrada de terra.

- De acordo com a simbologia da SUCS, as amostras classificam-se entre areias siltosas (SM), areias argilosas (SC), siltes plásticos (MH), siltes de baixa plasticidade (ML), e argilas plásticas (CH). Na descrição do grupo, todas as amostras incluem areia – seja na forma de areia, arenosa ou com areia. A presença

de areia em diferentes porcentagens e profundidades contribui para uma condutividade hidráulica mais alta nos poços P4 e P5 e mais baixas nos poços P1, P2 e P3, determinadas em campo por *Slug-Test*;

- Os ensaios de campo por *Slug-Test* foram eficazes em determinar as condutividades hidráulicas de forma simples e rápida. A área de interesse tem um gradiente médio de 0,022 e uma velocidade média de Darcy de $1,95 \times 10^{-7}$ m/s.

- Os ensaios de caracterização dos solos demonstram em conjunto a variabilidade e heterogeneidade dos perfis dos solos e portanto, na distribuição espacial dos solos dentro da área de interesse.

- Espera-se baixo comportamento de adsorção no transporte de contaminantes inorgânicos. Tanto o baixo teor de matéria orgânica quanto as análises de DRX para os argilominerais indicam que a área de estudo não possui alta CTC, apesar dos resultados de pH indicarem eletronegatividade do solo.

- O pH das águas subterrâneas variou entre 4,59 a 6,93 e do chorume entre 7,93 e 8,16. A condutividade elétrica das amostras de águas variou entre 0,032 e 7,113 mS/cm, coerente com a variação de sólidos totais dissolvidos.

- Os resultados dos parâmetros de campo, DQO e cromatografia de íons destacam claramente o efeito da ADR na qualidade de água no poço P1, localizado diretamente a jusante da pilha de resíduos, tendo resultados mais semelhantes ao chorume do que os outros poços de monitoramento.

No entanto, a distribuição das altas concentrações de sais não ficou clara a jusante do poço P1. Isto indica uma limitação da captura destes poços para representar precisamente as condições das águas subterrâneas. Por serem poços rasos, o transporte destes compostos pode estar ocorrendo em maior profundidade. Os poços podem também estar fora da linha direta de fluxo da ADR com pouca dispersão lateral.

As análises por espectrometria de massa detectaram 14 metais acima das CMP do CONAMA 420 entre os cinco poços e três datas de amostragem, sendo estes: Al, As, B, Ba, Cd, Co, Cr, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, Se e Zn. Alguns metais como B, Hg, Mn e Pb estavam presentes em todos os poços com concentrações acima das CMP sem padrões distintos. Outros como Ba, Co e Ni estavam presentes em concentrações acima da CMP nos poços P1 e, ou, P3, podendo ter origens naturais, mas também demonstrando efeitos do ADR. E por fim, o Cr e As indicaram sua

provável origem da ADR apresentando concentrações mais altas no chorume e no P1.

Em geral, a atribuição a fontes naturais não quer dizer que não pode estar havendo uma contaminação do elemento também vindo da ADR. De qualquer forma, como uma análise de FRX do próprio embasamento da micro-bacia não foi realizada, também não se pode descartar a possibilidade de haver uma concentração de metais de fonte naturais que não estão presentes nas análises dos solos. Vale ressaltar que além da ADR, o estudo preliminar apontou a possibilidade de uma outra possível fonte de contaminação, sendo o material de resíduo metalúrgico utilizado em algumas ruas de acesso da região. Mas não há registro para confirmar o uso e distribuição deste material e nem análises químicas dos materiais destas vias.

Embora o estudo de campo e de laboratório sejam investigações mais detalhadas, ainda há limitações especialmente em termos da sua abrangência dentro de uma área de estudo tão extensa, com uma formação complexa sendo uma área de agradação e com a ADR representando uma fonte variável de metais pesados. O pequeno número de pontos de amostragem não foi suficiente para confirmar o comportamento da contaminação. Houve também limitações nas baixas frequências de coleta de águas e nível d'água para analisar efeitos sazonais, assim como as profundidades rasas dos poços para captar a trajetória da contaminação.

Pode-se confirmar que há uma contaminação presente das águas subterrâneas nos pontos amostrados devido a presença de 14 metais dissolvidos com concentrações acima das concentrações máximas permissíveis do CONAMA 420, no período de fevereiro a agosto de 2019. Mas a distribuição precisa e a origem dos metais com concentrações acima das CMP do CONAMA não ficaram claras. Os resultados não podem afirmar que a contaminação por cada um dos 14 metais seja totalmente devido a presença da ADR. Portanto, maiores investigações são necessárias para confirmar a origem e distribuição dos metais com concentrações acima das CMP na área de estudo.

Sugere-se maior número de poços próximo a ADR e pela área entre a ADR e o rio, com profundidades variadas assim como pontos variados de coleta do chorume. Apesar das indicações de baixo CTC, sugere-se também análises de extração iônica para avaliar a CTC efetiva e o acúmulo de metais adsorvidos nas partículas dos solos, que podem se remobilizar com mudanças físico-químicas no

chorume ou com a precipitação. O parâmetro K_d dos contaminantes mais tóxicos poderiam ser avaliados para compreender seu transporte diante as condições locais. Por fim, recomenda-se análises dos metais totais e medições de redox das águas subterrâneas para determinar as formas iônicas dos metais presentes.

Com isto em mente, o valor deste estudo reside na confirmação de uma contaminação, na caracterização geral de uma área com poucos dados bibliográficos e na corroboração dos dados levantados e mapeados no estudo anterior. O próximo capítulo procura auxiliar na compreensão dos resultados e do comportamento do meio físico por meio de um modelo geral da área de estudo e da pluma de contaminação com base nos dados coletados neste capítulo e no anterior.

5. Modelagem da Pluma de Contaminação

5.1. Objetivos

O objetivo principal deste capítulo é de complementar as análises de campo e de laboratório na compreensão do meio físico e no comportamento de transporte de contaminantes através de um modelo hidrológico da bacia na qual a área de disposição do resíduo está inserida. Deste modo, visa-se simular o fluxo de água subterrânea em regime permanente. Ademais, baseado nos resultados apresentados nos capítulos anteriores simplificações foram impostas, buscando representar as diferentes condições de solos para analisar o efeito de anisotropia e heterogeneidade no fluxo do domínio selecionado como também no transporte de contaminantes. O transporte do cloreto (advecção) e do cromo (sorção) foram simulados e comparados nas diferentes condições de solos para ilustrar o efeito e a importância da sorção na extensão da contaminação.

5.2. Metodologia

A metodologia deste capítulo está separada em 4 partes (1) Módulos e Métodos de Cálculo, (2) Domínio do Modelo, (3) Fluxo Permanente, (4) Transporte de contaminantes. A primeira parte compreende os módulos e métodos de cálculos escolhidos no programa MIKE SHE. A segunda seção inclui a definição do domínio da modelagem, as condições de contorno, o tamanho da malha, a topografia e a espessura do aquífero. Logo a seguir, o fluxo será modelado para atingir um regime permanente com diferentes condições de superfícies e de solos baseados nos resultados dos estudos anteriores para observar o efeito da anisotropia e heterogeneidade. Os resultados serão analisados de acordo com os níveis d'água medidos em campo e com o balanço hídrico final. Em seguida, os transportes de duas substâncias com comportamentos diferentes serão simulados para fins de comparação: o cloreto, seguindo um transporte simplificado como puramente

advectivo, e o cromo, seguindo um transporte advectivo com retardamento por conta da sorção nos solos. Deste modo será possível comparar a extensão das plumas e tempos de chegada entre os dois tipos de transporte e entre solos isotrópicos e anisotrópicos.

5.2.1. Módulos e Métodos de Cálculo

Para esta modelagem, os seguintes módulos e seus respectivos métodos de cálculo foram selecionados: (1) Escoamento Superficial, pelo método simplificado, e (2) Zona Saturada, pelo método de diferenças finitas.

O módulo de Escoamento Superficial simula o movimento da água sobre a topografia. O cálculo 2D do escoamento superficial pode ser muito demorado e tornar-se uma fonte de instabilidades numéricas. Dependendo da configuração, é necessário um incremento de tempo bem pequeno, aumentando o tempo computacional (DHI, 2017a). Neste estudo, diante dos objetivos e escopo estabelecidos, considerou-se desnecessário o detalhamento do fluxo na superfície. Portanto, o método simplificado de encaminhamento de fluxo superficial foi escolhido ao invés do método de diferenças finitas.

O método simplificado de encaminhamento de fluxo superficial, *Simplified Overland Flow Routing*, é utilizado para aplicações regionais onde o detalhamento do fluxo não é necessário. Neste método, supõe-se que a equação de Manning para um fluxo turbulento em um plano infinito pode ser aplicado ao longo de uma micro-bacia (DHI, 2017b). A precipitação que atinge a superfície, acumula, e, em função da rugosidade e declividade, escoar e se distribui para a micro-bacia a jusante. Assim, o escoamento de uma micro-bacia para a próxima é representado conceitualmente como uma cascata de reservatórios.

O parâmetro principal nesta formulação é o M de Manning, equivalente ao coeficiente de rugosidade de Stickler e inverso do parâmetro, n, de Manning. Da mesma maneira em que o n de Manning varia de 0,01 (canais lisos) para 0,1 (canais densamente vegetados), o M de Manning varia entre 100 a 10 respectivamente (DHI, 2017b) Exemplos de valores de Manning para área vegetadas podem ser vistos na Tabela 5-1.

Outros parâmetros incluem a declividade, representando a declividade média da micro-bacia, o comprimento da declividade (representando um valor médio da distância que o fluxo percorre nestas declividades), o armazenamento permitido na superfície, e a profundidade inicial de água na superfície.

Tabela 5-1 Valores de Manning para Diferentes Coberturas

Cobertura	Pastagem	Terra Arável	Floresta Mista	Florestas decíduas	Florestas coníferas
M de Manning	17	25	13	13	10

Fonte: LIU & ZHOU, (2019)

O módulo da Zona Saturada pode ser modelado por dois métodos. Como o foco do estudo está na zona saturada, visto que durante a investigação de campo foi observado que o nível de água está próximo da superfície do terreno, foi escolhido o método de diferenças finitas por ser mais preciso, resolvendo a equação de fluxo em um meio poroso saturado (equação 5.1).

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(K_{xx} \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_{yy} \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_{zz} \frac{\partial h}{\partial z} \right) - Q = S \frac{\partial h}{\partial t} \quad (5.1)$$

A equação representa o balanço de massa em um volume de controle onde o fluxo que entra menos o fluxo que sai é igual ao armazenamento vezes a mudança de carga com tempo, no caso de um regime transiente. Já, para o caso de um regime permanente não há variações da carga hidráulica com tempo. O parâmetro K , representa as condutividades hidráulicas nas direções principais x , y , z . A carga hidráulica é dada por h , a vazão removida (podendo ser por bombeamento ou drenagem) é dada por Q , e o coeficiente de armazenamento é dado por S . Neste método o valor do coeficiente de armazenamento é dado pelo tipo de aquífero, utilizando o coeficiente de armazenamento específico (*specific storage*) para aquíferos confinados e o coeficiente de porosidade efetiva (*specific yield*) para aquífero não confinados. A formulação completa em mais detalhes pode ser consultada no volume 2 do manual do MIKE SHE (DHI, 2017b).

Como os resultados de interesse encontram-se na zona saturada, e também não foram realizadas análises dos parâmetros não saturados dos solos, optou-se por não simular a zona não saturada e, como consequência, não sendo possível simular o módulo de evapotranspiração. Deste modo, a integração destes processos foi

simplificada pelos parâmetros de fração da precipitação (*Net Rainfall Fraction*) e a fração de infiltração (*Infiltration Fraction*). A fração de precipitação representa a precipitação disponível para infiltração e escoamento superficial, assim levando em conta a evapotranspiração e a interceptação da precipitação pela vegetação. E a fração de infiltração representa a água que atinge o solo disponível para infiltração, levando em conta o tipo de solo e sua cobertura (DHI, 2017a). Assim, a recarga do aquífero, R_{net} , é dada pelo produto da precipitação, fração da precipitação e a fração da infiltração demonstrado na equação 5.2, cuja unidade é dada em mm/dia.

$$R_{net} = Prec. * Rainfall_{net} * Infiltration_{frac} \quad (5.2)$$

Para este escopo também não foi necessário simular o Rio Paraíba do Sul como o módulo de fluxo para rios, podendo usá-lo apenas como uma condição de contorno de carga constante.

5.2.2. Domínio do Modelo

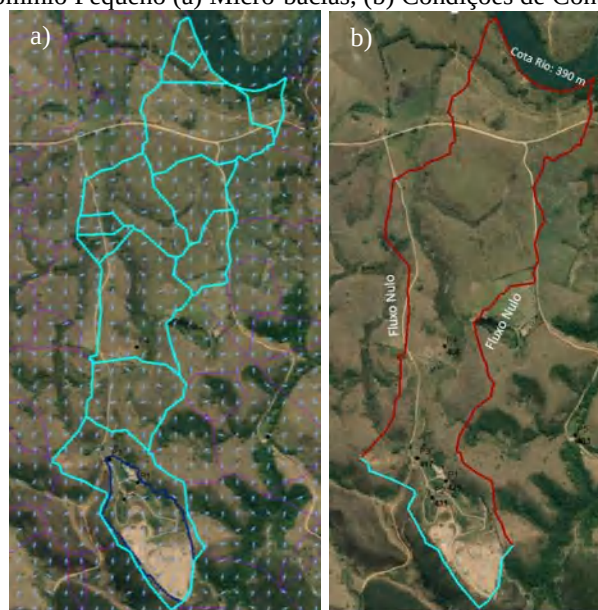
No capítulo 3, no Estudo Preliminar, a área de estudo foi definida como a sub-bacia onde a ADR está alocada. Para fins de modelagem, um domínio a nível de bacia ou sub-bacia é preferível, pois facilita a definição das condições de contorno e dos processos hidrológicos. Mas, como esta sub-bacia tem uma área grande, 23,84 km², o esforço computacional requerido é muito grande. Como o foco da modelagem é o comportamento do fluxo e transporte de contaminantes na região da ADR até o Rio Paraíba do Sul, cuja distância é de aproximadamente 2,5 km, não foi necessário modelar uma área tão extensa onde o comprimento era de aproximadamente 8 km. Como não há mapeamento piezométrico para esta extensa área, a estimativa inicial dos níveis d'água baseada na extrapolação dos dados dos poços ou de uma profundidade uniforme não seria coerente com as grandes variações topográficas de 640 a 390 metros de altitude.

Uma primeira tentativa foi feita estabelecendo o domínio com a área das micro-bacias diretamente a jusante da ADR. Para tal, foi analisada a área de interesse do estudo de campo e de laboratório, utilizando como referência as direções de fluxo da drenagem superficial geradas no ArcGIS. Desta maneira, o

contorno do rio pode ser considerado como carga constante; os contornos laterais considerados contornos de fluxo nulo; e o contorno a montante não pode ser presumido como fluxo nulo por conta da contribuição de fluxo a montante. A definição do novo domínio com as micro-bacias selecionadas e dos contornos impostos pode ser visto na Figura 5-1. O resultado deste tipo de configuração demonstrou problemas na definição dos contornos. Adicionalmente, por ser um domínio estreito, ou seja, os contornos ficaram muito próximos aos poços de observação, a simulação gerou um efeito anômalo no poço P2, mais próximo ao mergulho do contorno a montante.

Contudo, a definição do domínio tornou-se um desafio para conciliar uma área menor com as condições de contorno desconhecidas ou uma área maior com maior tempo computacional.

Figura 5-1 Domínio Pequeno (a) Micro-bacias, (b) Condições de Contorno



Portanto, um “terceiro” domínio foi definido e utilizado para a modelagem, procurando expandir a área e manter os poços de observação mais próximos ao centro, com isso, buscou-se suavizar os efeitos de borda que ocorreram no domínio anterior. Os dados topográficos e as micro-bacias também foram utilizadas na delimitação do domínio, Figura 5-2, para poder manter ao máximo uma definição de sub-bacia.

O domínio e suas condições de contorno podem ser vistos na Figura 5-3. O contorno em verde representa o Rio Paraíba do Sul, sendo definido

como um contorno Tipo 1, Dirichlet, cuja condição imposta foi de carga constante de 390 m que é a cota de elevação média. O contorno em preto foi assumido como sendo do Tipo 2, Neumann, sendo estabelecido um contorno de fluxo nulo, tendo um gradiente de carga hidráulica perpendicular igual a zero. Apesar deste contorno não ser fisicamente um contorno de fluxo nulo, pois há fluxo vindo a montante, esta aproximação foi feita para simplificar as condições do domínio considerando que os pontos se encontram longe dos contornos.

Figura 5-2 Definição do Domínio de Acordo com as Micro-bacias

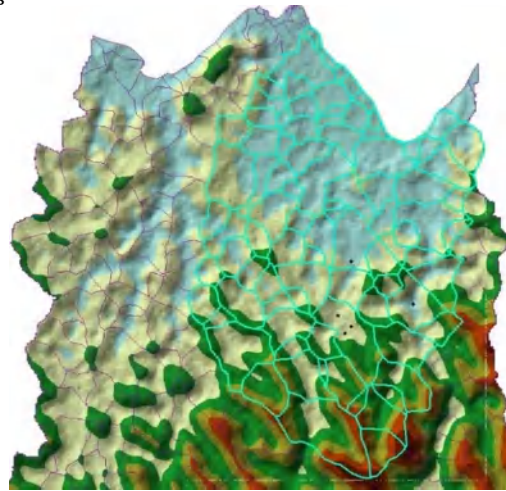
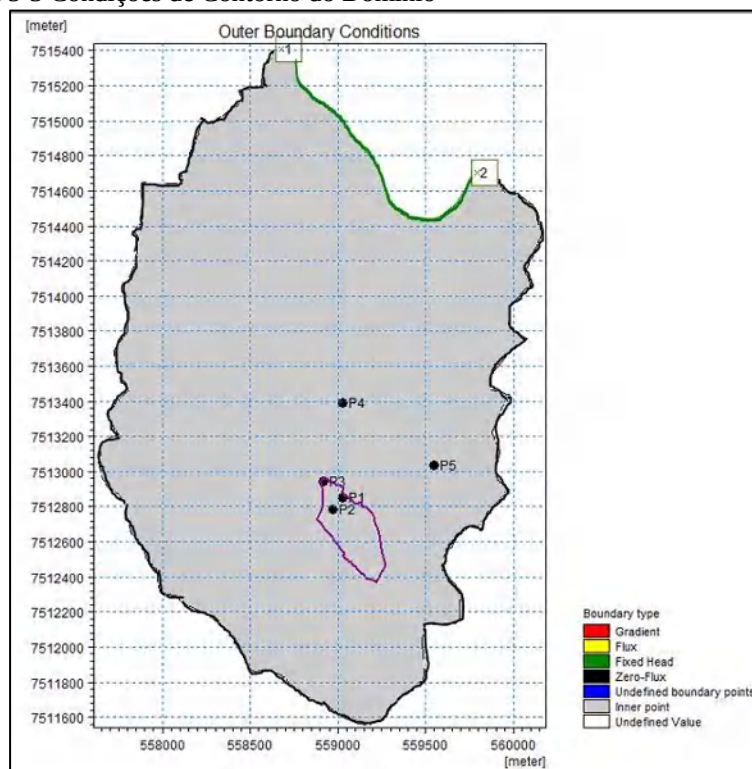


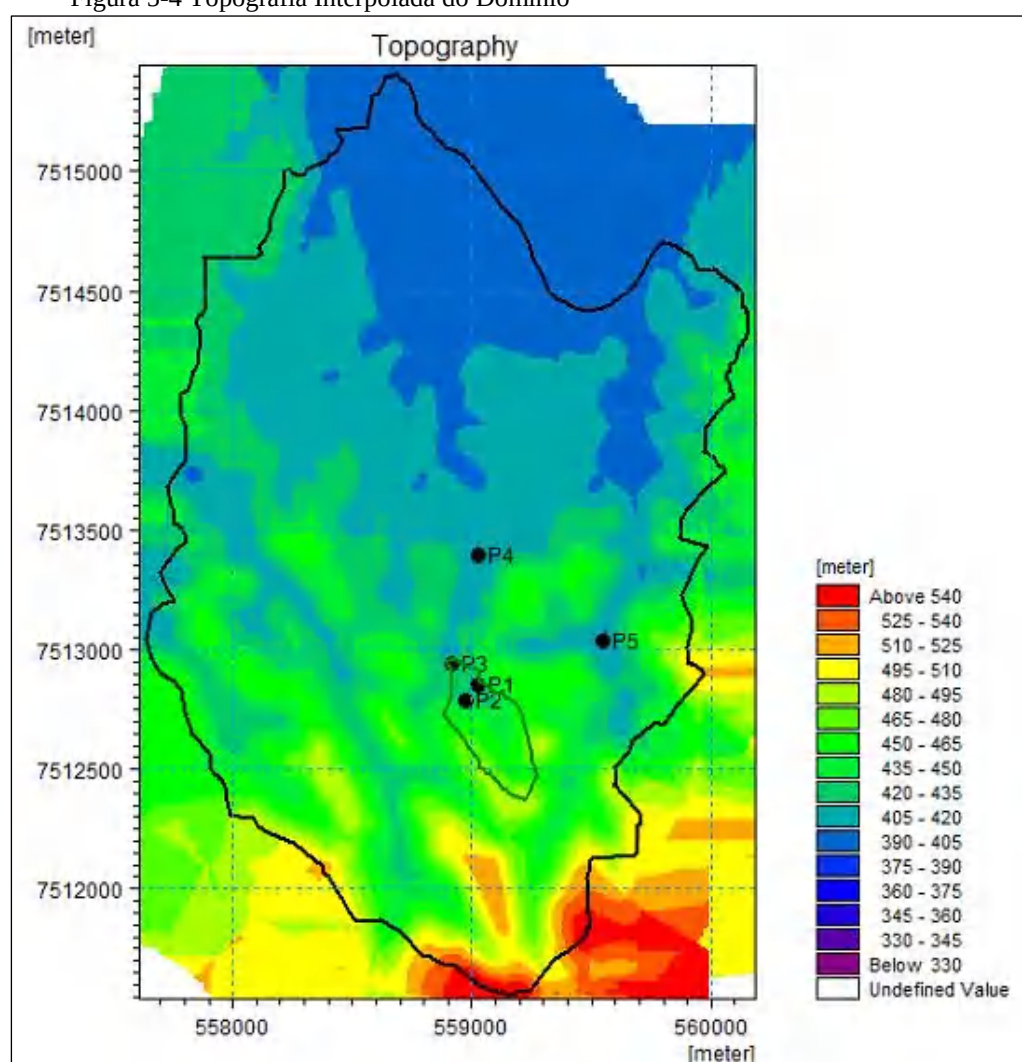
Figura 5-3 Condições de Contorno do Domínio



Posterior à definição do domínio e das condições de contorno, o seguinte passo foi a escolha do tamanho da malha, sendo esta de 5 m por 5 m, que concilia a precisão de resposta do fluxo com o tempo computacional. Desta forma, o número de células na direção X e na direção Y foram NX de 525 e NY de 780, tendo origem no ponto XO e YO cujas coordenadas são, respectivamente, 557610 m e 7511540 m adotando as coordenadas UTM 23 K.

A topografia foi incluída como dado de entrada do tipo ponto/linha, cuja extensão está no formato shapefile (.shp), utilizando as curvas de nível de 1 m criadas a partir de um modelo digital de elevação no ArcGIS previamente apresentado no capítulo do Estudo Preliminar. O programa MIKE SHE permite alguns tipos de interpolação para converter os dados de linha para a malha de 5 m x 5 m, sugerindo a interpolação bilinear para este tipo de dados de entrada (DHI, 2017a). O resultado desta interpolação pode ser visto na Figura 5-4.

Figura 5-4 Topografia Interpolada do Domínio



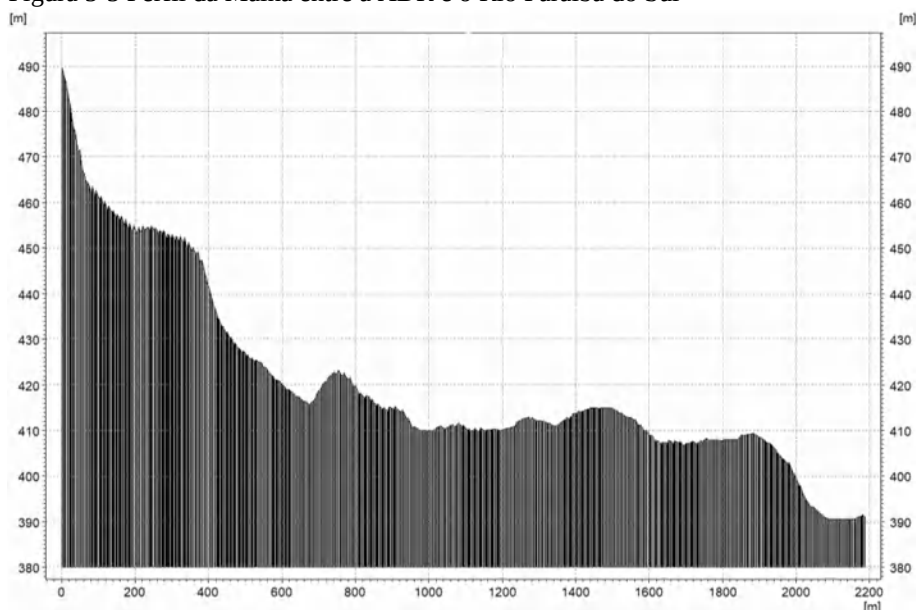
Por conta desta interpolação em uma malha de 5 por 5 m, as cotas dos poços não são exatamente iguais as cotas obtidas previamente pelo ArcGIS e, portanto, as cotas dos níveis d'água obtidos na campanha de investigação em campo tiveram que ser ajustados para poderem ser comparadas com os resultados da modelagem.

Tabela 5-2 Cotas de NA de Campo Ajustadas

Poço	Cota da Superfície Interpolada (m)	Nível D'Água de Campo	
		Profundidade Média (m)	Cota Média Ajustada (m)
P1	427,7	2,42	425,3
P2	434,0	1,74	432,3
P3	419,0	0,94	418,1
P4	409,6	2,86	406,7
P5	405,0	1,52	403,5

A zona saturada foi definida por uma camada computacional representando um aquífero não confinado. Como a topografia da região é muito oscilante e as elevações variam entre 554 m a 390 m, uma espessura constante para o aquífero criaria um topo rochoso muito oscilante. Isto resultaria em um nível d'água muito alto em certos picos, gerando gradientes íngremes. Mas, a altimetria do topo rochoso não é conhecida. Portanto, foi utilizado como o contorno inferior e impermeável, a cota de 380 m para todo o domínio. Desta maneira, tanto a espessura do aquífero quanto a transmissividade variaram ao longo da área. Um perfil desta variação entre a ADR e o rio pode ser vista na Figura 5-5.

Figura 5-5 Perfil da Malha entre a ADR e o Rio Paraíba do Sul



5.2.3. Fluxo Permanente

O programa MIKE SHE permite a entrada de uma distribuição de cargas hidráulicas iniciais podendo ser uma profundidade em relação a superfície, ou uma distribuição de cotas. É importante ressaltar que os dados de nível d'água dos cinco poços não são suficientes para extrapolar um mapa piezométrico do domínio inteiro. Também, não seria razoável definir o nível d'água a partir de uma profundidade uniforme em relação à superfície devido as oscilações topográficas já mencionadas. Portanto, a condição inicial contou com um nível d'água na cota 390 m, igual a carga constante do rio. Desta maneira, o domínio foi simulado em fluxo transiente até atingir um regime permanente por um período de 30 anos.

Duas condições de escoamento superficial foram simuladas, considerando quatro diferentes casos de solos até atingirem um regime permanente. Para cada simulação, o erro no balanço hídrico foi determinado, os níveis d'água nos poços de monitoramento foram comparados com os dados observados em campo e as distribuições das linhas de fluxo 2D, em planta, foram analisadas.

Para atingir um regime permanente, as condições climáticas precisaram ser mantidas constantes no tempo. Os parâmetros relacionados a precipitação estão apresentados na Tabela 5-3. A taxa de precipitação foi generalizada para 4 mm/dia baseado na precipitação média total anual apresentada no capítulo do Estudo Preliminar.

Tabela 5-3 Parâmetros Climáticas para Fluxo Permanente

Parâmetro	Valor	Distribuição Espacial
Taxa de Precipitação (mm/dia)	4,0	Uniforme
Fração de precipitação	0,8	Uniforme
Fração de infiltração	0,6	Uniforme

Para considerar a evapotranspiração e interceptação da vegetação, que é majoritariamente pastagem, uma fração de precipitação de 0,8 foi prescrita. Enquanto um valor de 0,6 foi prescrito para a fração de infiltração, valor baseado nas tabelas de Knox County para coeficientes de *runoff* considerando a vegetação, o solo e a declividade média, segundo Bengtson (2020). É importante ressaltar que

estes parâmetros representam a área de modo uniforme e generalizado. Com estes parâmetros, a recarga total para o aquífero é de 1,92 mm/dia.

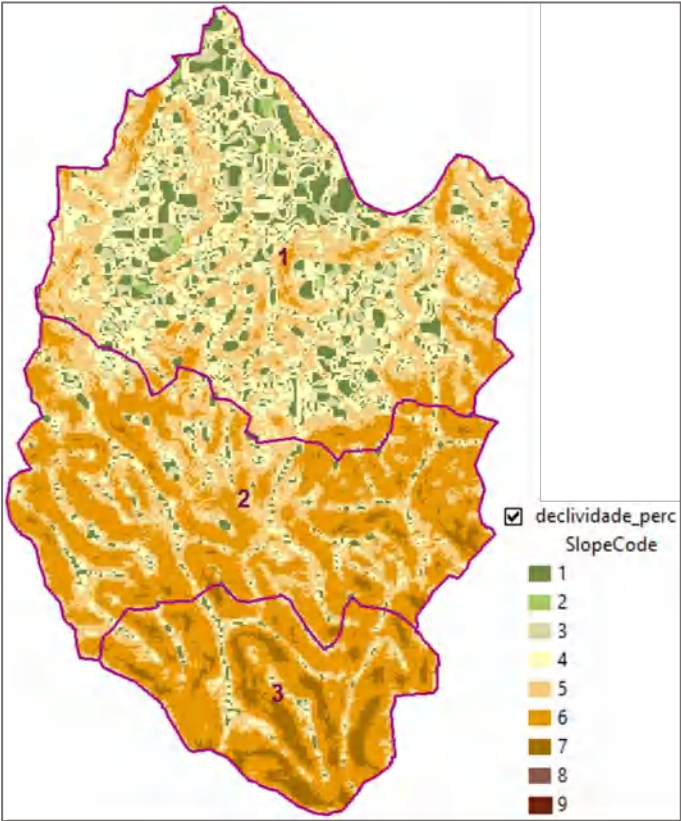
Os parâmetros para o módulo de escoamento superficial foram avaliados em dois casos, e estão apresentados na Tabela 5-4. Em ambos casos, o armazenamento superficial e a profundidade inicial foram mantidas como 0,0 mm. No primeiro caso os parâmetros padrões (*default*) do programa são aplicados ao domínio inteiro, uniformemente distribuídos.

O segundo caso separou o domínio em três zonas de escoamento com declividades médias distintas e M de Manning de acordo com a vegetação de pastagem (Zonas 1 e 2) ou a vegetação composta por florestas de eucalipto (Zona 3). As Zonas foram separadas de acordo com as declividades nas micro-bacias, utilizando as ferramentas do ArcGIS, demonstrado na Figura 5-6.

Tabela 5-4 Parâmetros de Escoamento Superficial para Dois Casos

Parâmetros	Uniforme	Zonas		
		1	2	3
Declividade	0,01	0,05	0,13	0,19
Comprimento do Declive (m)	100	100	100	100
M de Manning (m ^{1/3} /s)	10	17	17	10

Figura 5-6 Definição da Zonas de Escoamento Superficial de Acordo com Declividade



Para a modelagem da zona saturada, quatro casos foram comparados para analisar o efeito da anisotropia e heterogeneidade no fluxo no domínio. No primeiro caso, um único solo isotrópico foi considerado para o domínio, tendo a condutividade hidráulica média entre os cinco poços. No segundo caso, um único solo foi considerado para o domínio, mas com uma anisotropia na escala de K_h/K_v de 10. Para manter a mesma vazão nesta transformação, a condutividade hidráulica equivalente, K_{eq} , permaneceu igual a média dos cinco poços, tal que:

$$K_{média} = K_{eq} = \sqrt{K_h * K_v} \quad (5.3)$$

Considerando a relação $K_h/K_v = 10$, a condutividade hidráulica horizontal e vertical são definidas por:

$$K_h = K_{eq} * \sqrt{10} \quad (5.4)$$

$$K_v = K_{eq} / \sqrt{10} \quad (5.5)$$

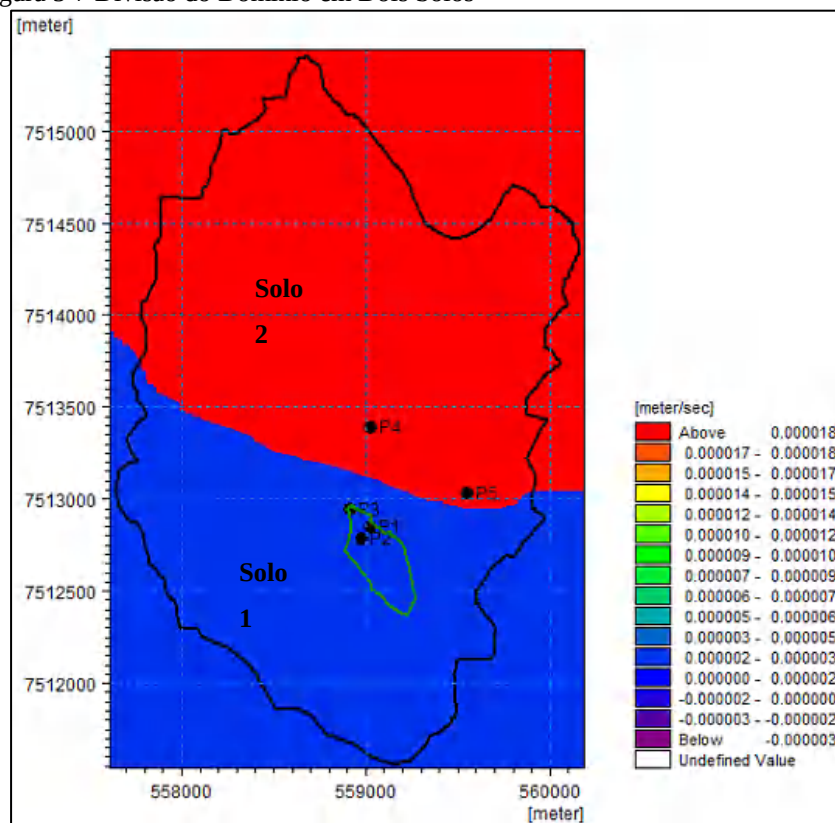
No terceiro caso, o domínio foi dividido em dois solos isotrópicos onde a condutividade hidráulica do solo 1 é a média entre os poços P1, P2 e P3, e a condutividade hidráulica do solo 2 é a média entre os poços P4 e P5. Por último, no quarto caso há dois solos iguais ao caso 3, mas com anisotropia em escala de K_h/K_v de 10, seguindo as definições das fórmulas 5.3, 5.4 e 5.5.

Os valores para cada caso podem ser vistos na Tabela 5-5 e a divisão do domínio em dois solos pode ser visto na Figura 5-7. A divisão dos solos foi feita em planta, de acordo com a ordem de grandeza das condutividades hidráulicas dos poços e baseado na divisão pedológica ilustrada no capítulo do Estudo Preliminar.

Tabela 5-5 Condutividades Hidráulicas para Cada Caso (m/s)

Caso:		1	2	3	4
Condição:		Um Solo Isotrópico	Um solo Anisotrópico	Dois Solos Isotrópicos	Dois Solos Anisotrópicos
Solo 1	Kh	8,76E-06	2,77E-05	2,24E-06	7,07E-06
	Kv		2,77E-06		7,07E-07
Solo 2	Kh		2,77E-05	1,86E-05	5,87E-05
	Kv		2,77E-06		5,87E-06

Figura 5-7 Divisão do Domínio em Dois Solos



Por fim, os parâmetros numéricos consideraram um intervalo de tempo básico de 1 hora, sendo o máximo permitido para a zona saturada de 24 horas e o máximo para o escoamento superficial de 1 hora, como recomendado (DHI, 2017a).

5.2.4. Transporte de contaminantes

As análises realizadas no capítulo 4, Estudo de Campo e de Laboratório, identificaram 14 metais dissolvidos com concentrações acima do permissível entre os cinco poços, assim como altas concentrações de cloreto, nitrato, sódio, potássio e magnésio no poço P1. Não sendo possível modelar todas as possíveis condições e plumas de contaminantes, dois elementos foram escolhidos para representar comportamentos contrastantes que podem ocorrer diante uma fonte de contaminação tão heterogênea.

Os dois solutos escolhidos foram o cloreto e o cromo. Apesar de não ser um metal, o cloreto foi escolhido por ter um comportamento de transporte geralmente regido pela advecção, e servir de comparação com o transporte do cromo que sofre retardamento por sorção. Entre os metais tóxicos, o cromo foi escolhido por ter uma

concentração maior no chorume e no poço P1, indicando a ADR como fonte de contaminação. Além do mais, alguns dos outros metais com concentrações acima do permissível, não apresentavam distintos comportamentos em relação a distância da ADR.

Os transportes de ambos contaminantes foram analisados por diferenças finitas em duas condições de fluxo em regime permanente. Foram utilizados os resultados das configurações da zona saturada para o caso 3, dois solos isotrópicos, e para o caso 4, dois solos anisotrópicos, por terem apresentado melhores resultados de fluxo. Foram mantidos os parâmetros *default* do controle numérico de intervalo de tempo, por não haver instabilidades numéricas durante a execução, como salienta DHI (2017a).

Para a modelagem de transporte, a porosidade e a densidade aparente do solo são necessárias. Como não foram coletadas amostras indeformadas, estes parâmetros não foram determinados no capítulo anterior. Desta forma, foram adotados os valores médios obtidos por Goldenstein (2019) dos solos do talude da Estrada de Bulhões, localizado dentro do domínio estabelecido, entre a ADR e o rio. Neste estudo, dois solos foram analisados e classificados como areia siltosa e argila siltosa, tendo granulometria, mineralogia e composição química semelhantes aos solos analisado no capítulo anterior.

Apesar do depósito dos resíduos sólidos representar uma fonte heterogênea espacialmente e temporalmente, a área e a concentração da fonte foram consideradas constantes e uniformes. A extensão da fonte foi estimada baseada em fotos de satélite da área das pilhas, ilustrada pela hachurada na Figura 5-8.

Figura 5-8 Área da Fonte de Contaminação



O transporte de cloreto dissolvido considerou apenas o processo de advecção. A concentração da fonte considerou o resultado de cloreto do poço P1 de 1500 mg/L, obtido no Estudo de Campo e de Laboratório. Enquanto o transporte de cromo considerou tanto o processo de advecção quanto o processo de sorção. A concentração da fonte foi a concentração máxima medida no chorume da ADR, sendo de 0,25 mg/L.

Para modelar a sorção do cromo no solo, foi escolhido o modelo de sorção linear no equilíbrio. Deste modo a relação entre a quantidade de cromo adsorvido no solo em relação a concentração de cromo dissolvido na água é dada pelo coeficiente de distribuição, K_d . O valor de K_d do cromo adotado para esta modelagem foi de 4 L/kg baseado na revisão de Allison & Allison (2005) de 245 artigos sobre parâmetros de K_d de 20 elementos, considerando uma média entre o K_d de Cr (III) e de Cr (VI). Um estudo por Demuelenaere (2004), realizando ensaios de batelada com solos residuais do Rio de Janeiro, apresentou parâmetros de K_d acima de 250 L/kg em condições ácidas e básicas para o Cr. Portanto, adotando um valor de 4 L/kg é conservador considerando que o transporte do contaminante sofrerá menos sorção.

Um resumo dos parâmetros adotados para a modelagem do transporte de cloreto e de cromo pode ser visto na Tabela 5-6.

Tabela 5-6 Parâmetros de Solo e da Fonte de Contaminação

Parâmetro	Valor	Distribuição Espacial
Porosidade	0,50	Uniforme no Domínio
Densidade Aparente (kg/m ³)	1760	Uniforme no Domínio
Extensão Horizontal da Fonte (m ²)	69.000	Área das Pilhas
Extensão Vertical da Fonte (m)	3,00	Área das Pilhas
Concentração da Fonte de Cl (mg/L)	1.500	Uniforme na Área das Pilhas
Concentração da Fonte de Cr (mg/L)	0,25	Uniforme na Área das Pilhas
Coeficiente K_d do Cromo (L/kg)	4,00	Uniforme no Domínio

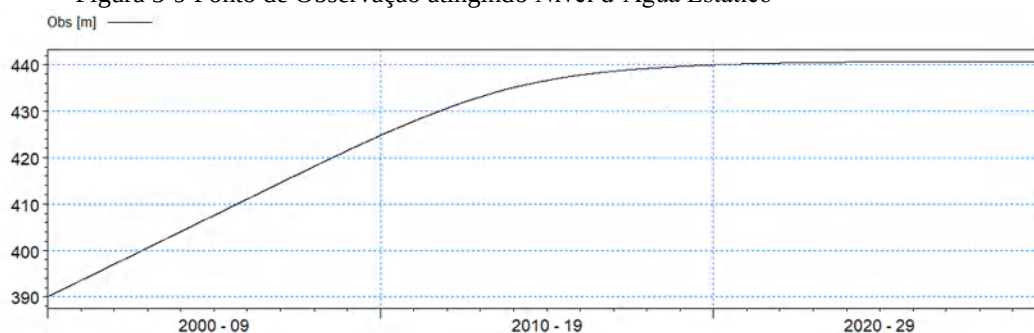
5.3. Resultados

Os resultados das simulações estão separados entre (1) Fluxo Permanente, (2) Transporte de Cloreto, e (3) Transporte de Cromo.

5.3.1. Fluxo Permanente

Em geral, as simulações atingiram um nível d'água estático entre 20 a 30 anos, sendo mais rápido nos poços mais próximos ao contorno a jusante. Um ponto de observação localizado a montante dos poços, no ponto mais ao sul do domínio, foi acompanhado ao longo das simulações para garantir que o domínio inteiro estabilizasse dentro do período de 30 anos. Um exemplo deste ponto, e de como os outros poços foram monitorados, pode ser visto na Figura 5-9, com a cota do nível d'água se estabilizando após 26 anos.

Figura 5-9 Ponto de Observação atingindo Nível d'Água Estático



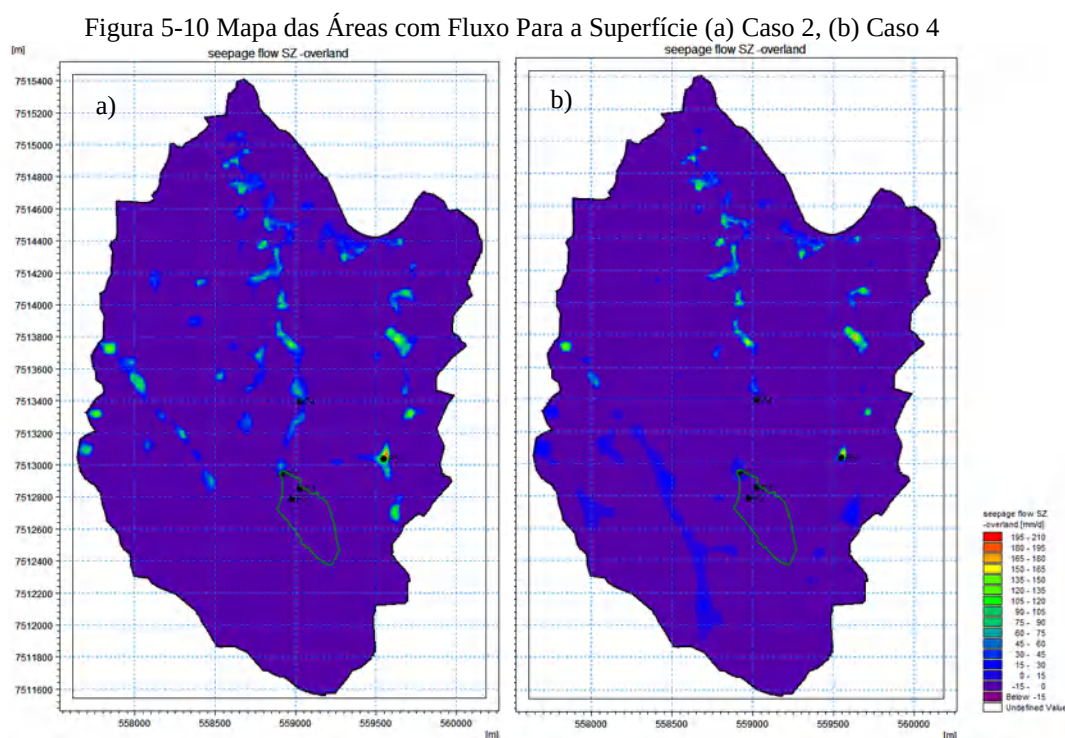
As duas condições de escoamento superficial testadas, considerando os parâmetros uniformes e separados em zonas (como estabelecido na Figura 5.7), não afetaram os resultados de nível d'água estático nos cinco poços, mas mostraram diferenças nos erros do balanço hídrico final. Um resumo dos erros para cada caso pode ser visto na Tabela 5-7. Um erro negativo significa que o modelo está removendo água, e, portanto, a soma da mudança no armazenamento e no fluxo de saída é menor que o total de entrada. Mas, considerando que o total de entrada é de 35970 mm no período de 30 anos, o maior erro obtido foi de -50 mm, representando um erro relativo de 0,14 %.

Tabela 5-7 Resultado do Erro do Balanço Hídrico (mm)

Caso:		1	2	3	4
Condição Solos:		Um solo Isotrópico	Um Solo Anisotrópico Kh/Kv=10	Dois Solos Isotrópicos	Dois Solos Anisotrópicos Kh/Kv=10
Condição Superficial:	Uniforme	-40	-38	-37	-38
	Zonas	-23	-50	-18	-34

Através do balanço e dos resultados de nível d'água, foi possível ver que há áreas com fluxo da zona saturada para a superfície, locais onde o nível d'água encontra-se acima de superfície. Estes pontos de alagamento acabam gerando os erros de balanço hídrico encontrados. Para todos os casos, menos o caso 2, a separação em zonas de escoamento ajudou a diminuir o erro conseguindo escoar melhor a água na superfície.

As diferenças entre as condições dos solos também afetaram as áreas alagadas. Entre um solo anisotrópico e dois solos anisotrópicos, tendo escoamento superficial em zonas, a distribuição e as intensidade do fluxo para a superfície varia. Na Figura 5-10 vemos que há mais áreas alagadas no caso 2 e, que em ambos casos, os poços P3, P4 e P5 estão em áreas com nível d'água acima da superfície, conforme as áreas topograficamente mais baixas.



Em um perfil traçado a partir do topo da ADR em direção ao rio, mas passando pelo poço P3, é possível ver como a topografia oscila em relação ao nível d'água no caso 2, criando vales que geram o alagamento, Figura 5-11

Figura 5-11 Perfil da Topografia e Nível D'água da ADR até o Rio para o Caso 2



Na Tabela 5-8 apresenta-se os resultados das cotas do nível d'água para os cinco poços considerando os 4 casos juntos com as cotas médias de campo, estas consideradas como referência.

Tabela 5-8 Resultado das Cotas de Nível d'Água em Fluxo Permanente (m)

Caso:		1	2	3	4
Poço	Cota Média de Campo (m)	Um solo Isotrópico	Um Solo Anisotrópico $K_h/K_v=10$	Dois Solos Isotrópicos	Dois Solos Anisotrópicos $K_h/K_v=10$
P1	425.3	424.2	420.6	427.7	424.8
P2	432.3	426.2	421.8	431.5	427.8
P3	418.0	419.8	419.3	420.5	421.4
P4	406.7	409.4	410.4	408.8	408.3
P5	403.5	407.6	411.6	407.2	409.0

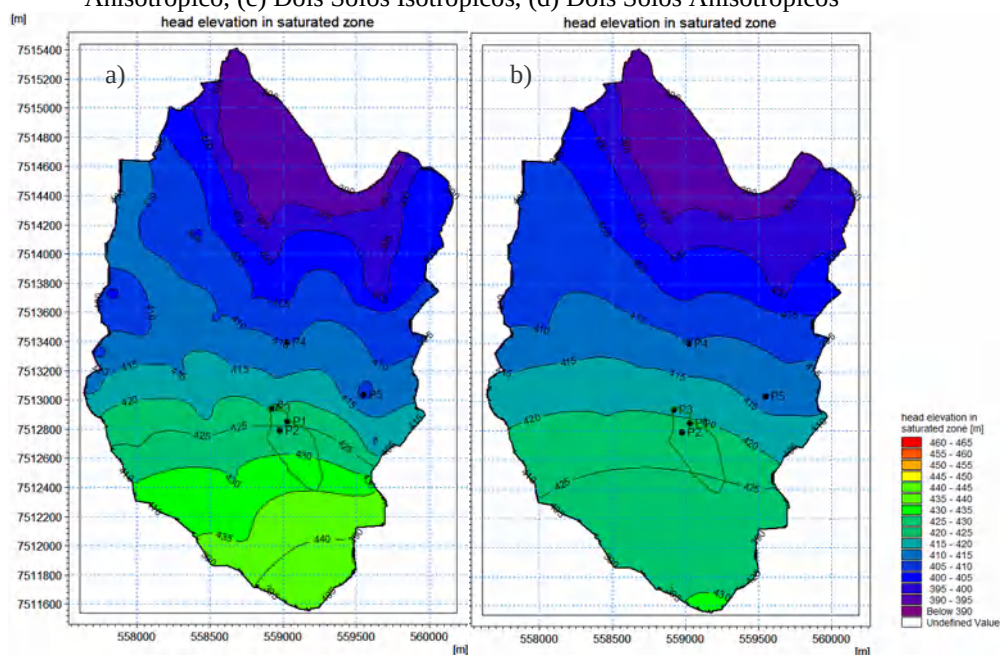
Os valores em vermelho indicam que o nível d'água encontra-se acima da superfície do solo, que ocorreu em todos os casos simulados para os poços P3 e P5. Estes dois pontos encontram-se em áreas de vales, em relação ao seu entorno, portanto, mais difíceis de serem representadas e naturalmente sujeitas a alagamentos. O poço P5 principalmente, está localizado perto a um riacho, e levando em consideração a malha de 5 por 5 m, é possível que o ponto esteja representando a água superficial. Assim, foi considerado aceitável o nível d'água acima da superfície nestes pontos. Por sua vez, o poço P1, apesar de apresentar um valor acima da superfície em apenas um caso, encontra-se ao lado de uma antiga lagoa de chorume, área pantanosa e também sujeita a acúmulo de água.

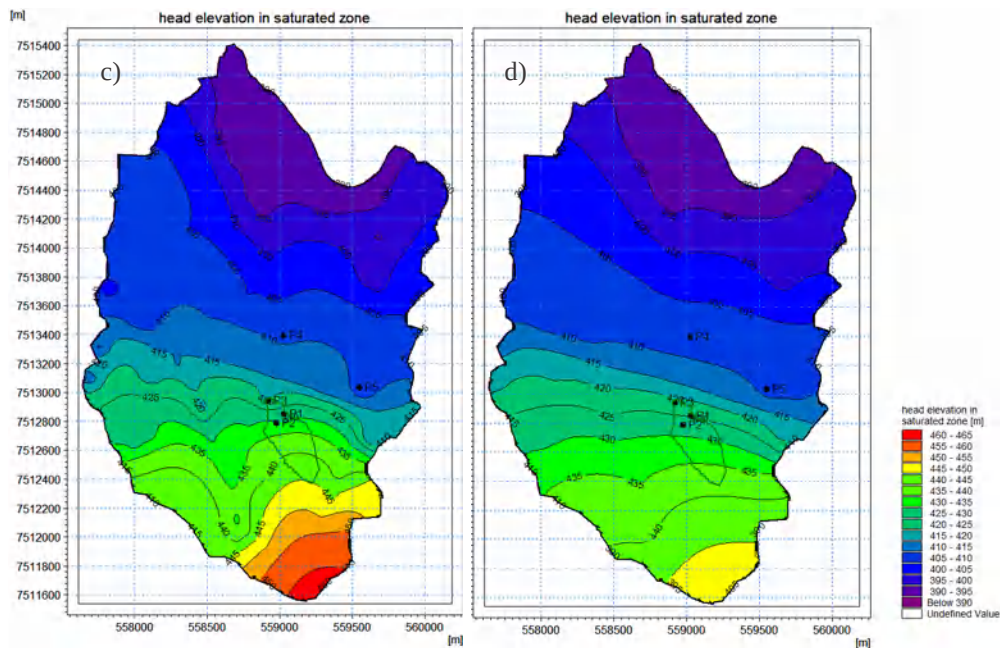
Entre os quatro casos, o caso 2 apresenta os piores valores estimados em relação as médias de campo, onde o nível d'água para os poços P1 e P2 está muito abaixo do observado enquanto os poços restantes encontram-se acima da superfície, especialmente o poço P5. Ao considerar apenas um solo no domínio, diferenças entre os solos acabam não sendo representadas, resultando numa maior diminuição do nível d'água nos solos que deveriam ser menos permeáveis e, acumulando água nos solos que deveriam ser mais permeáveis.

Os melhores resultados foram na distribuição de dois solos. O caso 3 apresentou os melhores resultados para os poços P2 e P5, enquanto o caso 4 apresenta os melhores resultados para os poços P1 e P4. Apesar de simplificada, a separação em dois tipos de solos permitiu uma melhor representação para todos os pontos amostrados.

Em nível de domínio, as distribuições das linhas de fluxo 2D, em planta, também mostraram comportamentos distintos entre os quatro casos, Figura 5-12. Nos casos isotrópicos (casos 1 e 3) é possível ver maior influência da topografia no comportamento das linhas de fluxo enquanto nos casos anisotrópicos (casos 2 e 4), as linhas têm menos ondulações. Os casos isotrópicos também apresentaram cotas mais altas na região a montante da ADR em comparação com os casos anisotrópicos.

Figura 5-12 Mapa de Elevação do Nível d'Água (a) Um Solo Isotrópico, (b) Um Solo Anisotrópico, (c) Dois Solos Isotrópicos, (d) Dois Solos Anisotrópicos

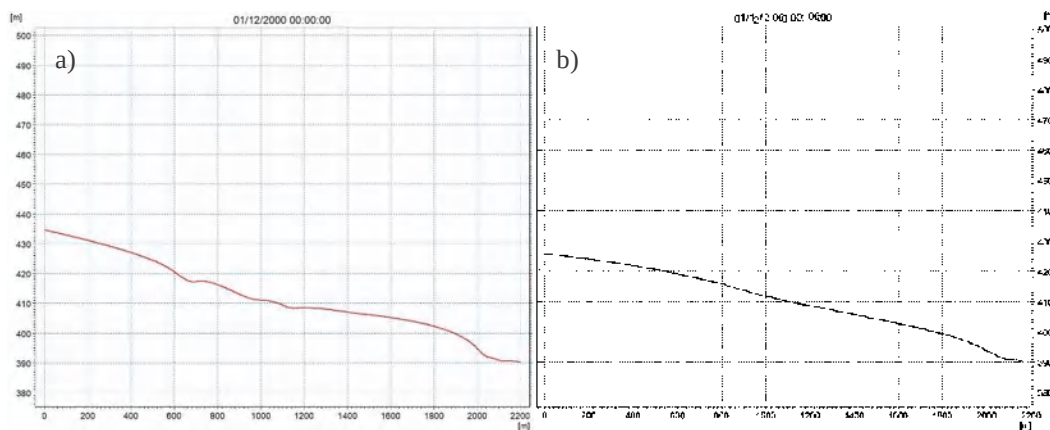


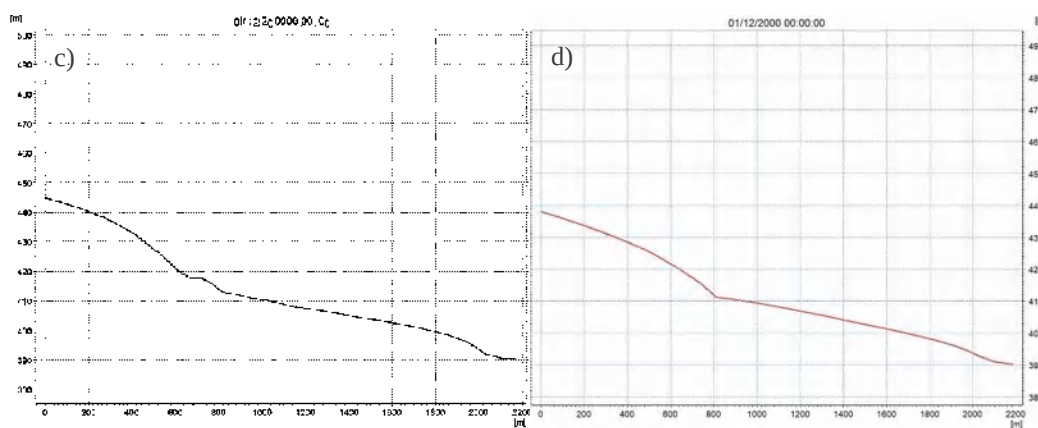


Nos casos considerando haver dois solos (casos 3 e 4), as linhas de fluxo a montante da ADR aproximam-se perto da interface entre os dois solos criando um gradiente hidráulico maior, seguido por um gradiente hidráulico menor a jusante. Enquanto nos casos de um solo (casos 1 e 2), o espaçamento das linhas é mais uniforme na região entre a ADR e o rio.

Estes comportamentos também podem ser vistos nos perfis dos níveis d'água entre a ADR e o rio, Figura 5-13. Os solos isotrópicos apresentam maiores ondulações de acordo com a topografia e os casos com dois solos apresentam maior diferenciação entre os gradientes hidráulicos.

Figura 5-13 Perfil do Nível d'Água entre a ADR e o Rio para (a) Um Solo Isotrópico, (b) Um Solo Anisotrópico, (c) Dois Solos Isotrópicos, (d) Dois Solos Anisotrópicos





5.3.2. Transporte de Cloreto

O transporte de cloreto foi simulado na condição de fluxo permanente tanto para a configuração do caso 3, dois solos isotrópicos, quanto para o caso 4, dois solos anisotrópicos. Para ambos os casos, foram determinadas as extensões da pluma após 30 anos como também após 100 anos. A medição da extensão considera o comprimento na direção y, sul-norte, começando do ponto mais a montante da fonte até a concentração de 10 mg/L. Assim, a extensão inicial, que é o comprimento da fonte, foi de 365 m. A concentração de 10 mg/L foi considerada como sendo o limite da pluma baseado nas concentrações naturais constatadas por Castro (2000) variando de 1,5-17,0 mg/L em aquíferos cristalinos e 0,14-17,0 mg/L em aquíferos sedimentares no município de Resende. Também foi determinado o tempo de chegada de 10 mg/L no Rio Paraíba do Sul.

Um resumo dos resultados pode ser visto na Tabela 5-9 e os resultados em planta, ilustrando as plumas para os mesmos períodos, podem ser vistos na Figura 5-14 a Figura 5-16.

Tabela 5-9 Resultados Transporte de Cloreto

Resultado	Dois Solos Isotrópicos	Dois Solos Anisotrópicos
Extensão após 30 anos (m)	695	1.400
Extensão após 100 anos (m)	1.835	2.284
Tempo de chegada da pluma na conc. de 10 mg/L (anos)	Não chega ao rio. Estabiliza em 105 anos	42,7

Figura 5-14 Extensão da Pluma de Cloreto Após 30 anos para (a) Dois Solos Isotrópicos, (b) Dois Solos Anisotrópicos

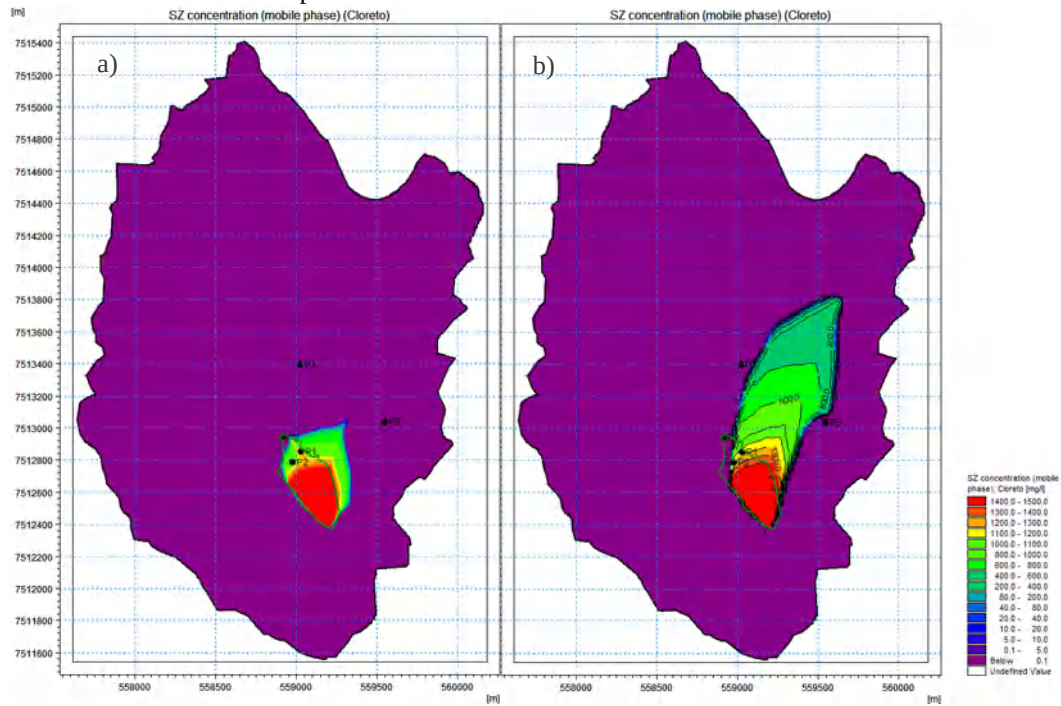


Figura 5-15 Extensão da Pluma de Cloreto Após 100 anos para (a) Dois Solos Isotrópicos, (b) Dois Solos Anisotrópicos

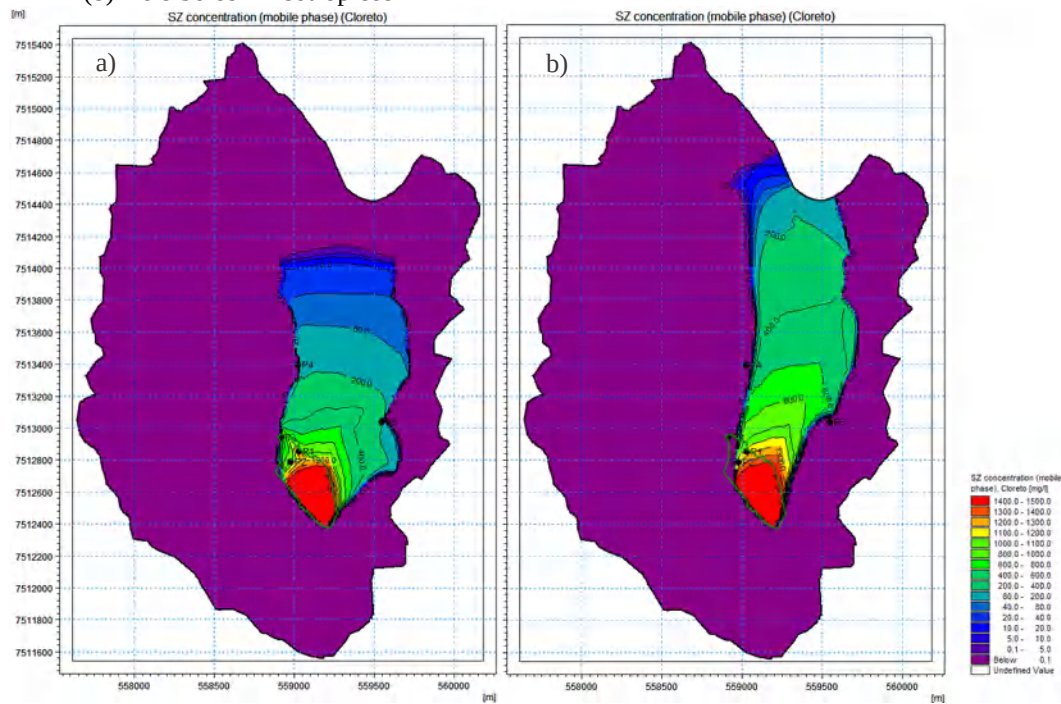
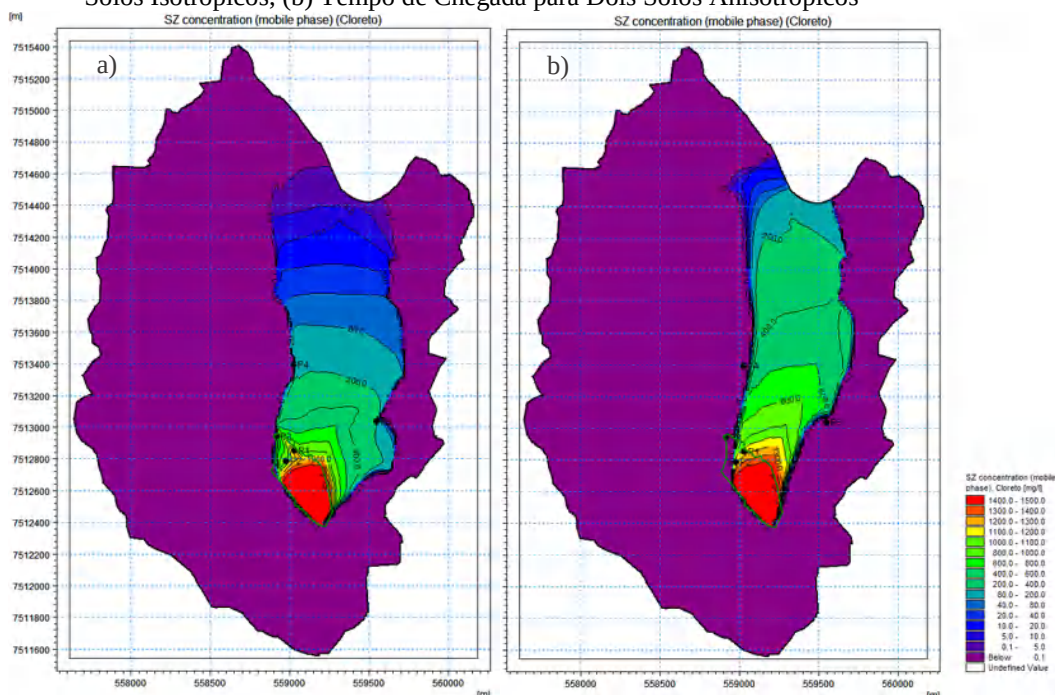


Figura 5-16 Extensão da Pluma de Cloreto no (a) Tempo de Estabilização para Dois Solos Isotrópicos, (b) Tempo de Chegada para Dois Solos Anisotrópicos



Os resultados da extensão horizontal da pluma do cloreto mostram uma clara diferença na velocidade de transporte entre os solos isotrópicos e anisotrópicos com uma relação de K_h/K_v de 10, sendo este um resultado esperado e condizente com o comportamento deste elemento. Em 30 anos, quase a idade da ARD, a extensão da pluma nos solos anisotrópicos é duas vezes maior do que nos solos isotrópicos.

O tempo de chegada da pluma com uma concentração de 10 mg/L de cloreto, uma concentração média encontrada naturalmente na água subterrânea desta região, considerando o caso anisotrópico é de 42,7 anos, enquanto no caso isotrópico, esta concentração se estabiliza antes do rio. O tempo de estabilização nas condições de fluxo permanente para o caso isotrópico é de 105 anos.

Em 100 anos de simulação, concentrações mais altas de cloreto, chegando a 80 mg/L, atingem o rio no caso dos solos anisotrópicos, indicando estar 4 vezes acima dos níveis naturais, mostrando um influencia antrópica. No caso dos solos isotrópicos, apenas 0,1 mg/L chega até o contorno para este mesmo tempo. Portanto, os resultados mostram o forte papel da anisotropia no transporte do cloreto.

A diferença entre os solos isotrópicos e anisotrópicos também afetaram o formato das plumas. Podemos ver uma pluma inicialmente mais estreita no caso

anisotrópico por conta da sua rede de fluxo, que apresentou menor influência da topografia e linhas de fluxo mais uniformes em comparação com o caso isotrópico.

Observando as plumas em relação a localização dos poços, os poços P4 e P5 encontram-se nas bordas das plumas. No caso anisotrópico estes poços estão um pouco mais afastados das bordas, assim como o poço P3, o poço P2 encontra-se na borda da pluma. Mas em ambos casos, os poços P3, P4 e P5 não estão no centro da trajetória do cloreto. Este comportamento pode explicar as concentrações baixas encontradas nestes poços durante a campanha de amostragem realizada em campo, por estarem fora da trajetória de transporte. Enquanto as concentrações mais altas observadas no P1 são coerentes com as distribuições em ambos casos de solos.

5.3.3. Transporte de Cromo

O transporte de cromo foi simulado na condição de fluxo permanente tanto para a configuração do caso 3, dois solos isotrópicos, quanto para o caso 4, dois solos anisotrópicos. Para ambos os casos, foram determinadas as extensões da pluma após 30 anos, 42,7 anos (usado para comparar com o transporte de cloreto), 100 anos e 300 anos. A medição da extensão considera o comprimento na direção y, sul-norte, começando do ponto mais a montante da fonte até a concentração de 0,05 mg/L, concentração máxima permissível pelo CONAMA 420. Assim, a extensão inicial, que também é o comprimento da fonte, é de 365 m. Um resumo dos resultados pode ser visto na Tabela 5-10 e os resultados em planta, ilustrando as plumas para os mesmos períodos, podem ser vistos na Figura 5-17 a Figura 5-20.

Tabela 5-10 Resultado Transporte de Cromo

Resultado	Dois Solos Isotrópicos	Dois Solos Anisotrópicos
Extensão após 30 anos (m)	380	405
Extensão após 42,7 anos (m)	390	420
Extensão após 100 anos (m)	415	500
Extensão após 300 anos (m)	515	925

Em um período de 30 anos, a extensão do cromo foi de 380 m para os solos isotrópicos e de 400 m para os solos anisotrópicos. Considerando a extensão inicial da fonte de 365 m, o cromo andou apenas 15 metros e 40 metros para cada caso respectivamente, muito menos que o cloreto. Em 42,7 anos, quando o cloreto chega

ao rio, o cromo ainda se encontra a 25 m e 55 m da fonte, para o caso isotrópico e anisotrópico respectivamente. Por conta do processo de sorção e da concentração de fonte significativamente mais baixa que o cloreto, o transporte de cromo não atingiu o rio para ambas configurações de solos.

Figura 5-17 Extensão da Pluma de Cromo Após 30 anos para (a) Dois Solos Isotrópicos, (b) Dois Solos Anisotrópicos

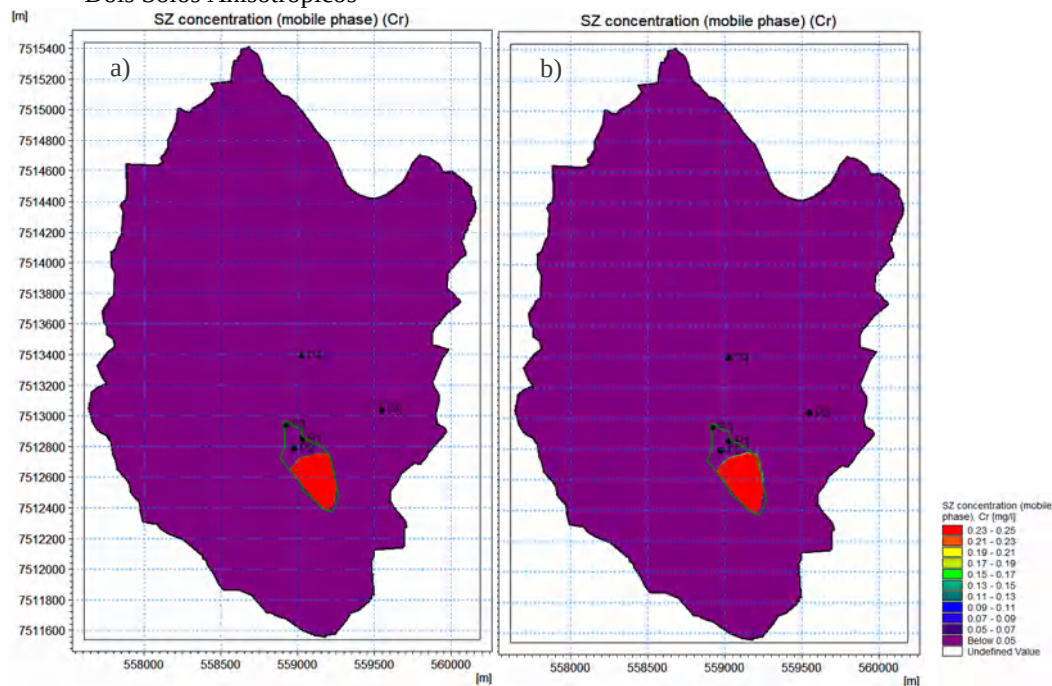


Figura 5-18 Extensão da Pluma de Cromo Após 42,7 anos para (a) Dois Solos Isotrópicos, (b) Dois Solos Anisotrópicos

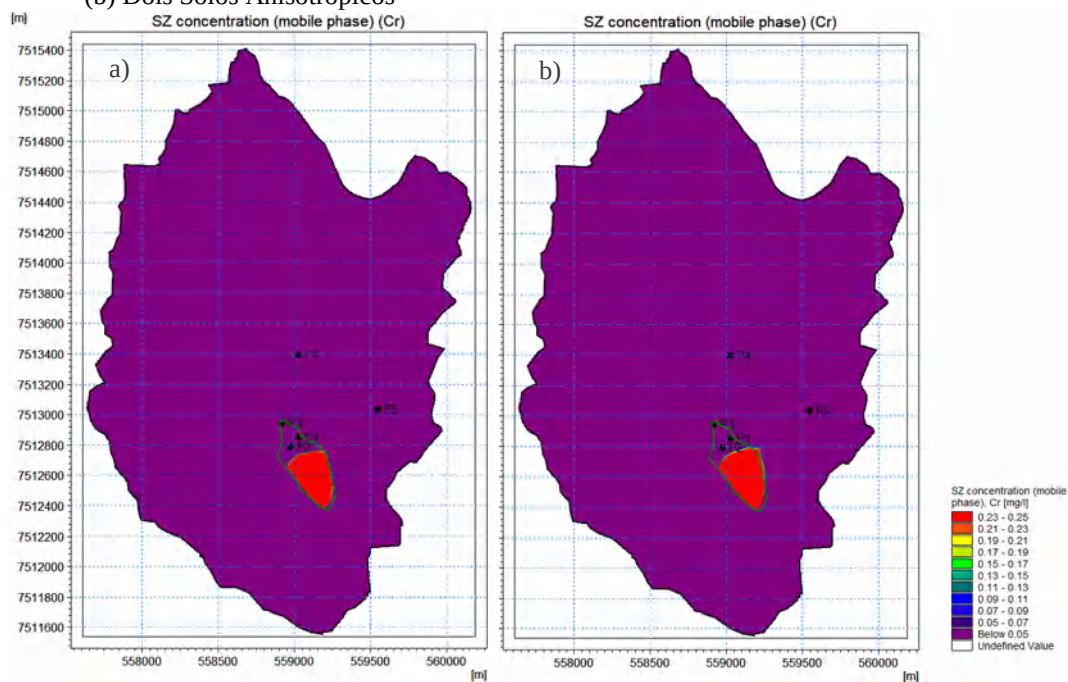


Figura 5-19 Extensão da Pluma de Cromo Após 100 anos para (a) Dois Solos Isotrópicos, (b) Dois Solos Anisotrópicos

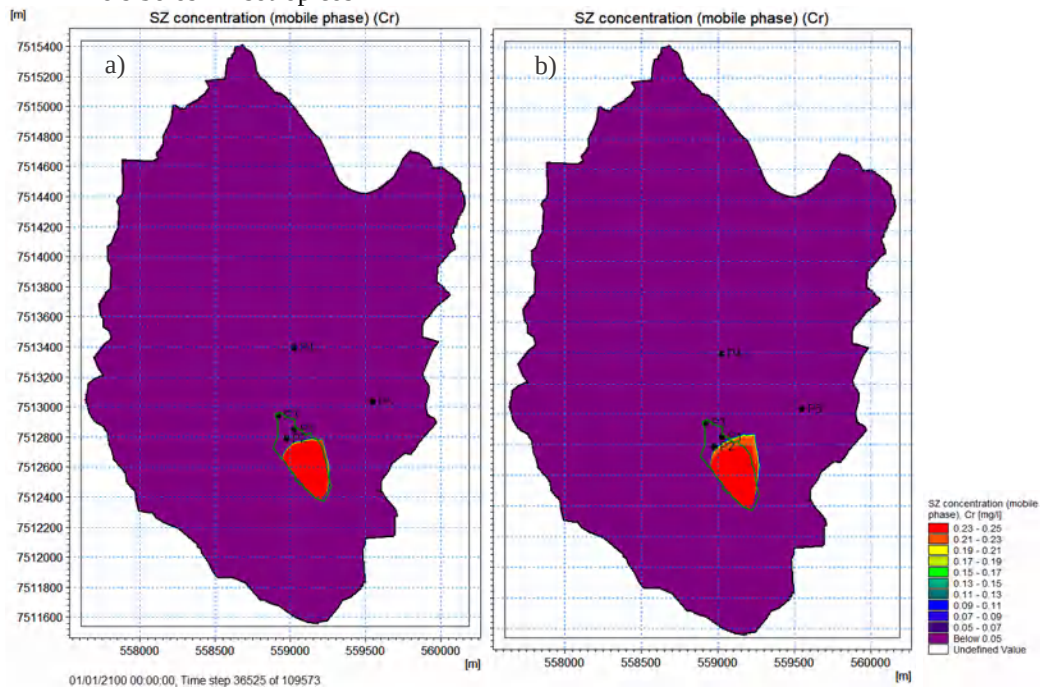
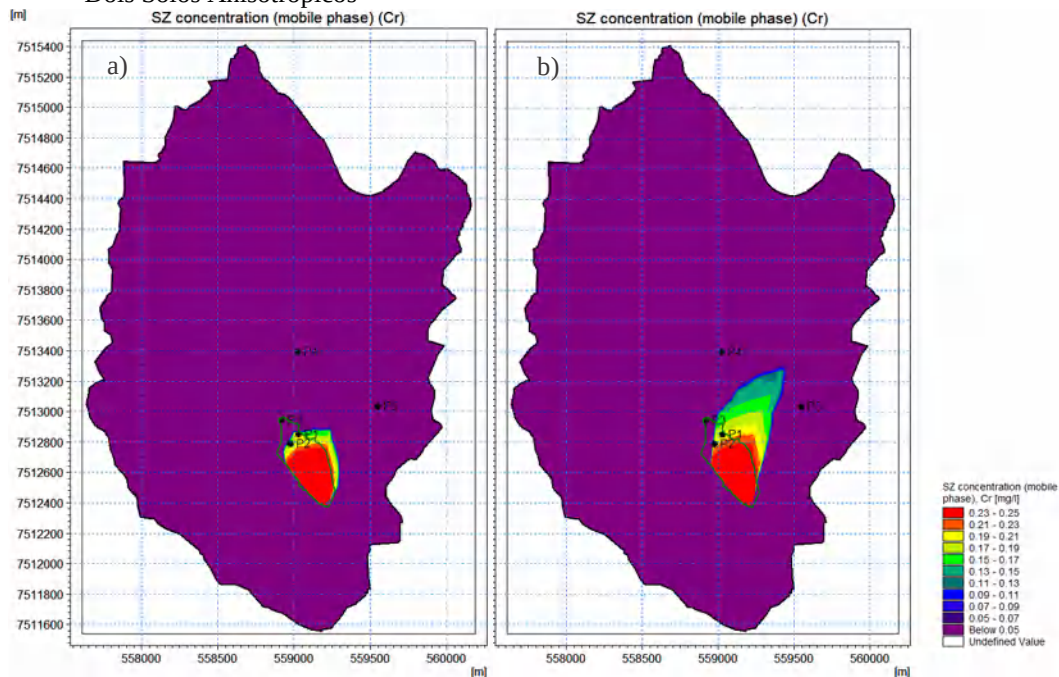


Figura 5-20 Extensão da Pluma de Cromo Após 300 anos para (a) Dois Solos Isotrópicos, (b) Dois Solos Anisotrópicos



Como no caso do cloreto, estes resultados apontam ao efeito importante da anisotropia no transporte do cromo, permitindo uma extensão maior do contaminante. Em um período de 300 anos, a pluma do cromo no caso anisotrópico é aproximadamente 1,7 vezes mais extensa do que no caso isotrópico, e anda 3,7

vezes mais longe. Apesar de que o período de 300 seja muito tempo afrente, o resultado serve para ilustrar o grande aumento na extensão da pluma no caso anisotrópico após entrar no domínio do solo 2 onde a condutividade hidráulica é mais alta. Isto ressalta como o conhecimento da distribuição espacial do solo e sua anisotropia é fundamental para a estimação da extensão da contaminação.

Considerando o período de 30 representativo da idade da ADR, pode-se concluir que os resultados destas simulações foram coerentes com as concentrações de campo e um pouco conservadores. Em geral as concentrações nos poços P1, P2 P3 foram abaixo de 0,04 mg/L enquanto as concentrações medidas em campo variaram entre 0,049 e 0,096 mg/L para os poços P1 e P3. A jusante, nos poços P4 e P5, não foram detectadas concentrações acima do limite de detecção de 0,02 mg/L em campo e na modelagem.

5.4. Conclusão

A modelagem simplificada da área de estudo atingiu um regime permanente entre 20 a 30 anos para os casos simulados. Foi observado que as duas condições de escoamento superficial não afetaram os resultados de nível d'água estático nos cinco poços, mas mostraram diferenças nos erros do balanço hídrico final. Em geral, a separação em zonas de escoamento ajudou a diminuir o erro conseguindo escoar melhor a água na superfície.

Mesmo assim, devido a topografia altamente variável da área, algumas áreas de topografias mais baixas tiveram níveis d'água acima da superfície. Os poços P3 e P5 foram mais difíceis de serem representadas, pois no primeiro o terreno é naturalmente sujeito a alagamentos, e no segundo, está próximo a um riacho. Os casos 3 e 4, dois solos isotrópicos e dois solos anisotrópicos, foram as configurações que melhores representaram os níveis d'água nos poços.

Os solos isotrópicos apresentam maiores ondulações na rede de fluxo 2D em planta, acompanhando a topografia, enquanto os casos 3 e 4 apresentaram gradientes hidráulicos mais altos a montantes seguidos por gradientes mais baixos no segundo solo.

A diferença no comportamento do fluxo entre os casos 3 e 4 refletiram no transporte de cloreto e de cromo. No caso do cloreto, a extensão da pluma nos solos

anisotrópicos foi o dobro do que nos solos isotrópicos. O tempo de chegada da pluma com uma concentração de 10 mg/L nos solos anisotrópicos foi de 42,7 anos enquanto no caso isotrópico as concentrações se estabilizaram antes de atingir o rio. No caso do cromo, tanto a isotropia quanto a sorção tiveram um papel importante na extensão da pluma. No tempo em que o cloreto chega no contorno do rio, o cromo ainda se encontra a 25 m e 55 m da fonte, respectivamente para o caso isotrópico e anisotrópico. Portanto, o modelo demonstra um baixo impacto de contaminação de metais ao Rio Paraíba do Sul nos períodos simulados.

A distribuição das plumas do cloreto e do cromo mostraram em geral que o poço P1 está diretamente no centro da trajetória do transporte do contaminante, podendo explicar a falta de padrão no comportamento visto nas concentrações medidas nos poços P2, P3, P4 e P5. Concentrações de metais acima dos valores permissíveis foram constatados nestes poços, mas sem uma distribuição óbvia. Apesar de não estarem no centro da trajetória, estes poços, de acordo com a simulação, ainda sofrem influência da borda das plumas. Assim, o poço P5 não pode ser considerado um poço branco. No caso do poço P1, as concentrações altas tanto de metais como de outros íons refletiram o efeito da ADR.

Os resultados auxiliam na compreensão do comportamento do meio físico e mostram como a distribuição espacial e a anisotropia dos solos são fundamentais para o fluxo no domínio e para a estimação da extensão de um contaminante. Mas por conta da generalização dos parâmetros em uma área com topografia altamente variável, pedologia heterogênea, e por ser um modelo simplificado, há dificuldades em reproduzir as condições exatas da região. O modelo é simplificado por considerar apenas um regime permanente, por supor condições climáticas constantes e uniformes, por considerar condições de contorno de fluxo nulo apesar do domínio não ser uma sub-bacia, por considerar o topo rochoso constante na elevação de 380 m, por discretizar os tipos de solos apenas em planta, por considerar a fonte de contaminação constante e homogênea e por estimar o tamanho e concentração desta fonte. Para uma modelagem mais detalhada, recomenda-se um maior levantamento de dados com mais investigações de solos e implementações de poços pelo domínio para melhor representar a heterogeneidade do meio e capturar as concentrações dos contaminantes ao longo da trajetória de transporte.

6. Considerações Finais

Neste trabalho foi avaliado a contaminação da Área de Disposição de Resíduos do município de Resende, objetivando identificar, caracterizar, quantificar e avaliar a contaminação por metais pesados provenientes dos resíduos sólidos urbanos ali depositados. Assim, o trabalho foi composto por três estudos, o Estudo Preliminar, o Estudo de Campo e de Laboratório, e a Modelagem da Pluma de Contaminação através do MIKE SHE. Cada estudo abordou uma variedade de metodologias, análises, e programas para construir uma concepção do meio-físico e das condições das águas subterrâneas de maneira geral. As principais conclusões destes estudos podem ser resumidas pelos seguintes pontos:

- A sub-bacia de estudo está situada em um ambiente geológico e geomorfológico complexo e diversificado. Seu relevo oscilante cria vale com áreas de agradação e deposição sedimentar. Em geral os solos da área de estudo são cauliniticos e quartzosos, com presença abundante de muscovitas, biotitas e feldspato em processo de alteração. Os tipos de solos variam entre argilas arenosas, siltes arenosos e areias siltsas, com condutividades hidráulicas na ordem de grandeza de 10^{-5} a 10^{-6} m/s;

- Análises confirmaram uma contaminação presente das águas subterrâneas nos pontos amostrados devido a presença de 14 metais dissolvidos com concentrações acima das concentrações máximas permissíveis do CONAMA 420/2009, no período de fevereiro a abril de 2019, sendo estes: Al, As, B, Ba, Cd, Co, Cr, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, Se e Zn;

- Os resultados, por si só, não são capazes de afirmar que todos os metais detectados sejam totalmente devido a presença da ADR, podendo existir a presença de metais dissolvidos nas águas subterrâneas por origens naturais, ressaltando novamente que se trata de uma área de agradação;

- A ADR teve um efeito claro na qualidade de água no poço P1, localizado diretamente a jusante da pilha de resíduos, tendo resultados mais semelhantes ao chorume do que nos outros poços de monitoramento;

- O padrão da distribuição das concentrações de metais não ficou claro a jusante do poço P1. Isto pode indicar uma limitação da captura destes poços, podendo não estar na trajetória ou profundidade do transporte dos contaminantes;

- Apesar de suas limitações, a modelagem simplificada da pluma de contaminante, no MIKE SHE, complementou a compreensão do comportamento do meio físico e mostrou como a discretização dos tipos de solos e sua anisotropia é fundamental para a o fluxo do domínio e para o transporte de um contaminante. O tempo de chegada da pluma numa concentração de 10 mg/L de cloreto no rio, para os solos anisotrópicos, foi de 42,7 anos. Por conta da sorção, para este mesmo período de tempo, o cromo ainda se encontrava a 25 m e 55 m da fonte, respectivamente para os solos isotrópico e anisotrópicos;

- A distribuição das plumas do cloreto e do cromo gerados pelo modelo foram coerentes com os comportamentos padrões das concentrações nos poços de monitoramento. O modelo mostrou que o poço P1 está diretamente no centro da trajetória do transporte do contaminante enquanto os outros poços em geral tendem a contornar as plumas. Esta distribuição pode explicar o efeito claro da ADR no poço P1 no estudo de campo e de laboratório e a falta de padrão nos outros poços.

A modelagem constatou um baixo impacto ambiental dos metais para o Rio Paraíba do Sul nos períodos simulados. Mas, é necessário monitorar e acompanhar o transporte da pluma para avaliar a utilização e ocupação segura da área entre a ADR e o rio. Além dos 14 metais, outros tipos compostos também podem estar presentes acima de concentrações permissíveis. No momento, a área entre a ADR e o Rio Paraíba do Sul não é uma região ocupada pela cidade. Mas, ela pode vir a ser utilizada no futuro, considerando o crescimento populacional e industrial em Resende e sua proximidade ao centro urbano. Contudo, há a presença de pequenos criadores de gado nesta região. Assim, a contaminação das águas subterrâneas nesta área é relevante para o planejamento futuro da região.

Portanto, recomenda-se a continuidade do estudo na área para um maior levantamento de dados, para melhor compreensão das condições das águas subterrâneas e para uma modelagem mais robusta representando as condições transientes reais. Algumas das recomendações mais relevantes para futuros trabalhos incluem:

1. Maior número de poços, com profundidades variadas pelo domínio para melhor capturar as concentrações dos contaminantes ao longo da trajetória de transporte e para monitorar e mapear os níveis d'água;
2. Maior número de pontos de amostragem de solos e ensaios de condutividade hidráulica para representar a heterogeneidade da sub-superfície em um modelo mais discretizado;
3. Levantamento geofísico do topo rochoso do domínio;
4. Analisar a composição química dos solos e das águas subterrâneas a montante da ADR para conhecer as concentrações naturais da área;
5. Análises químicas para determinação da CTC e dos parâmetros K_d ;
6. Análise das pilhas de resíduos sólidos para compreender seu comportamento como uma fonte heterogênea, sua produção de chorume e como ela mudará com o tempo.

Referências

ABRELPE. **Panorama de Resíduos Sólidos**. Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. 2018.

AFONSO, J.C. **Resíduos de Equipamentos Eletroeletrônicos: O Antropoceno Bate à Nossa Porta**. Revista Virtual de Química. Vol 10. N 6. 2018. ISSN 1984-6835. Disponível em: <<http://static.sites.sbq.org.br/rvq.sbq.org.br/pdf/v10n6a12.pdf>>. Acesso em: 28/03/2020.

ALLISON J.D.; ALLISON, T.L. **Partition Coefficients for Metals in Surface Water, Soil and Waste**. USEPA Office of Research and Development, Washington DC, 2005.

AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS. **ASTM D2487-17: Standard Practice for Classification of Soils for Engineering Purposes (Unified Soil Classification System)**. West Conshohocken, 2017.

AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS. **ASTM D4044/D4044M-15: Standard Test Method for (Field procedure) for Instantaneous Change in Head (Slug) Tests for Determining Hydraulic Properties of Aquifers**. West Conshohocken, 2015.

AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS. **ASTM D4327-17: Standard Test for Method for Anions in Water by Suppressed Ion Chromatography**. West Conshohocken, 2017.

AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS. **ASTM D6919-09: Standard Method for Determination of Dissolved Alkali and Alkaline Earth Cations and Ammonium in Water and Wasterwater by Ion Chromatography**. West Conshohocken, 2009.

ANA. **Estação Fluviométrica 58250000: Resende**. Hidroweb – Sistema Nacional de Informações Sobre Recursos Hídricos. 2000:2016. Acesso em: novembro 2018.

ASF DAAC. **Image ALPSRP270296730**. JAXA/METI ALOS PALSAR L1. ASF DAAC: Alaska Satellite Facility Distributed Active Archive Centers. 2011. Acessado novembro 2018.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 6457: Amostras de solo: Preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização**. Rio de Janeiro, 2016.

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

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 6508: Grãos de solos que passam na peneira de 4,8 mm – Determinação da massa específica**. Rio de Janeiro, 1984.

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

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 7181: Solo – Análise granulométrica**. Rio de Janeiro, 2016.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 8419: Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos**. Rio de Janeiro, 1996.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13600: Solo – Determinação do teor de matéria orgânica por queima a 440°C**. Rio de Janeiro, 1996.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13895: Construção de poços de monitoramento e amostragem**. Rio de Janeiro, 1997.

ABGE. **Geologia de Engenharia**. Associação Brasileira de Geologia de Engenharia e Ambiental. São Paulo, 1998.

BAIRD, C. **Química Ambiental**. Artmed Editora S.A., São Paulo, 2002.

BABROSA, R.M.; OTERO, O.M.F. **Caracterização da Pluma de Poluição Originada por Depósito de Lixo Urbano**. Geochimica Brasiliensis, v.13, n.1, p.51-65, 1999.

BARBOSA, M. C. **Interação Solo-Contaminante: Troca Iônica**. Notas de Aula COC742 - Transporte e Interação Solo-Contaminante. PEC/COPPE-UFRJ. Rio de Janeiro, 2011.

BARBOZA, A. C. L.; BREDAS, T. C.; JUNIOR, G. C. S.; MELLO, L. **Análise de Fácies Sedimentares Aplicadas à Estudos de Reservatórios em Depósito Fluvial da Formação de Resende, RJ**. In: XV Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas, Natal, 2008.

BASTOS, C.A.B. **Estudo Geotécnico Sobre a Erodibilidade de Solos Residuais Não Saturados**. 2004. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2004.

BENGTSON, H. H. **Rational Method Runoff Coefficient Tables for Storm Water Runoff Calculation**. Bright Hub Engineering. 2020. Disponível em: <<https://www.brighthubengineering.com/hydraulics-civil-engineering/93173-runoff-coefficients-for-use-in-rational-method-calculations/>>. Acesso em: 04/02/2020.

BOSZCZOWSKI, R. B. **Avaliação de propriedades mecânicas e hidráulicas de um perfil de alteração de granito-gnaiss de Curitiba, PR**. 2008. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2008.

BOUWER, H.; RICE, R. C. **A Slug Test Method for Determining Hydraulic Conductivity of Unconfined Aquifers with Completely or Partially Penetrating Wells**. Water Resources Research, v.12, n.3, p. 423-428, 1976.

BUTLER, J. J. Jr. **Slug tests in site characterization: Some practical considerations**. Environmental Geoscience., v. 3, n.3, p. 154- 161, 1996.

BOUWER, H. **The Bouwer and Rice Slug Test - an Update**. Ground Water, v. 27, n. 3, p. 304-309, 1989.

CASTRO, F. G. **Caracterização Hidrogeológica e Hidrogeoquímica da Bacia Sedimentar de Resende – RJ**. 2000. Tese (Mestrado em Geologia) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2000.

CASTRO, F. G.; JUNIOR, G. C. S.; PIZANI, T. C.; SILVA, D. B. **Caracterização Hidrogeológica e Hidrogeoquímica Preliminar da Bacia Sedimentar de Resende – RJ**. In: 1st Joint World Congress on Groundwater. 2000.

CEIVAP. **Geologia e Pedologia**. SIGA WEB: Sistema de Informações Geográficas e Geoambientais da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul. 2007. Acesso em: novembro 2018.

CEIVAP. **Plano de Recursos Hídricos da Bacia Paraíba do Sul – Resumo**. Diagnóstico dos Recursos Hídricos Relatório Final (Relatório Contratual R-7). Resende: AGEVAP. 2006.

CORNELL. **Soil Organic Matter Fact Sheet**. Agronomy Fact Sheet Series, Fact Sheet 41. 2008. Disponível em: <<http://franklin.cce.cornell.edu/resources/soil-organic-matter-fact-sheet>>. Acesso em: 05/2019.

CUNNINGHAM, W.L.; SCHALK, C.W. GWPD 17 - Conducting an instantaneous change in head (slug) test with a mechanical slug and submersible pressure transducer. *In: Groundwater technical procedures of the U.S. Geological Survey*. U.S. Geological Survey Techniques and Methods 1-A1, p. 145-151, 2011.

DEMUELENAERE, R.G.A. **Caracterização de Propriedades de Transporte de Metais Pesados em Solos Residuais do Rio de Janeiro**. 2004. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2004.

DHI. **MIKE SHE Volume 1: User Guide**. 2017. Disponível em: <https://manuals.mikepoweredbydhi.help/2017/Water_Resources/MIKE_SHE_Printed_V1.pdf>. Acesso em: 25/03/2020.

DHI. **MIKE SHE Volume 2: User Guide**. 2017. Disponível em: <https://manuals.mikepoweredbydhi.help/2017/Water_Resources/MIKE_SHE_Printed_V2.pdf>. Acesso em: 25/03/2020.

FETTER, C. W. **Applied Hydrogeology**. Fourth Edition. New Jersey, 2001.

FETTER, C.W. **Contaminant Hydrogeology**. Second Edition. Prentice Hall Inc., New Jersey, 1999.

FITTS, C. R. **Groundwater Science**. Second Edition. Elsevier Inc., 2013. DOI: 10.1016/B978-0-12-384705-8.00001-7.

FOUAD, M; HUSSEIN, E.E. **Assesement of Numerical Groundwater Models**. International Journal of Scientific & Engineering Research, v. 9, n. 6, 2018. ISSN 2229-5518.

FREEZE, R. A.; CHERRY, J. A. **Groundwater**. First Edition. Prentice Hall Inc. New Jersey, 1979.

GOLDENSTEIN, J. P. N. **Análise de Erodibilidade em Talude de Corda da Bacia Sedimentar de Resende (RJ)**. 2019. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental) - Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2019.

GRAHAM, D.N.; BUTTS, M.B. **Flexible Integrated Watershed Modeling with MIKE SHE**. CRC Press, Boca Raton, 2005.

GRIM, R. E. **Clay Mineralogy**. Second Edition. McGraw-Hill. New York, 1968.

HUAT, B. B. K.; TOLL, D. G.; PRASAD, A. **Handbook of Tropical Residual Soils Engineering**. First Edition. Taylor & Francis Group. Boca Raton, 2013.

HVORSLEV, H. J. **Time Lag and Soil Permeability in Groundwater Observations**. U.S. Army. Corps of Engineers, Waterways Experiment Station, Bulletin n. 36, 1951.

IBAÑEZ, J. P. **Modelagem micro-mecânica discreta de solos residuais**. 2008. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2008.

IBGE. **Estatísticas de População**. IBGE: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2018. Acesso em: novembro 2018.

INEA RJ. **Base Cartográfica, Geologia, Geomorfologia e Uso e Cobertura do Solo**. Base Temática – O Estado do Ambiente. 2010. Acesso em: novembro 2018.

INMET. **Estação Pluviométrica 83738: Resende**. Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa. 1968:2018. Acesso em: novembro 2018.

INMET. **Estação Pluviométrica 83738: Resende**. Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa. 2019. Acesso em: setembro 2019.

LIU, Z; ZHOU, C. **Hydrological and Chloride Transport Processes in a Small Catchment of the Norrstrom Basin: A MIKE SHE Modelling Approach**. 2019. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Kth Royal Institute of Technology, Stockholm, 2019.

NETO, A. L.; ALMEIDA, J.A. **Caracterização Morfológica e Química de Argissolos com Horizontes Subsuperficiais Escurecidos em Santa Catarina.** Revista de Ciências Agroveterinárias, v.12, n. 2, p.294-303, 2013. ISSN 1676-9732.

PARISOT, E. H.; GUIGUER JR., N.; REBOUÇAS, A. C.; CABRAL JR., D.; DUARTE, U. **Monitoramento das Águas Subterrâneas Adjacentes ao Aterro Sanitário de Taubaté (SP) – Primeiros Resultados.** Boletim IG-USP. Série Científica, v.16, p. 32-45, 1985.

PEDE, M. A. Z. **Caracterização da Condutividade Hidráulica do Embasamento Cristalino Alterado Saturado na Região Metropolitana de São Paulo.** 2004. Dissertação (Mestrado em Geociências e Meio Ambiente) - Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2004.

PINTO, C. S. **Curso Básico de Mecânica dos Solos em 16 Aulas.** Oficina de Textos. São Paulo, 2000.

PREFEITURA DE RESENDE. **Produto 03 – Diagnóstico Municipal Participativo.** Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos do Município de Resende/RJ, Resende, 2018.

RAMOS, R. R. C. **Sistemas Aluviais Terciários da Bacia de Resende, Estado do Rio de Janeiro, Brasil: Análise de Fácies e Revisão Estratigráfica.** 2003. Tese (Doutorado em Geologia) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2003.

RAMOS, R. R. C; MELLO, C. L.; SANSON, M. S. R. **Bacias Sedimentares Brasileiras: Bacia de Resende.** Fundação Paleontológica Phoenix, v. 7, n.76, p.1-6, 2005. ISSN: 1517-7351.

RIO DE JANEIRO (Estado). **Elaboração do Plano Estadual de Recursos Hídricos do Estado do Rio de Janeiro: R3-B – Temas Técnicos Estratégicos: RT-06 Avaliação do Potencial Hidrogeológico dos Aquíferos Fluminenses.** Fundação COPPETEC, INEA, SEA, Rio de Janeiro, 2014.

SANDERS, L. L. **A Manual of Field Hydrogeology.** Prentice Hall; Upper Saddle River, NJ, 1998. ISBN 0-13-227927-4.

SCOKART, P.O.; MEEUS-VERDINNE, K.; DE BORGER, R., **Mobility of heavy metals in polluted soils near zinc smelters.** Water, Air and Soil Pollution, 20, p.451-463, 1983.

SOUTO, G.D.B; POVINELLI, J. **Tabelas de Características Típicas do Lixiviado de Aterros Sanitários Brasileiros: Fases Ácida e Metanogênica**. 26º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2011. Disponível em: <<http://abes.locaweb.com.br/XP/XP-EasyArtigos/Site/Uploads/Evento19/TrabalhosCompletoPDF/III-215.pdf>>. Acesso em: 01/03/2019.

SUN, H.; KOSH, M. **Under-versus Overestimation of Aquifer Hydraulic Conductivity from Slug Tests**. ICHE 2014: Proceedings of the 11th International Conference on Hydrosience & Engineering, Hamburg, 2014. ISBN 978-3-939230-32-8.

TREFRY, M.; MUFFELS, C. **FEFLOW: A Finite-Element Groundwater Flow and Transport Modeling Tool**. Groundwater, v. 45 n. 5, p.525-528, 2007.

USEPA. **Review of Geochemistry and Available Kd Values for Cadmium, Cesium, Chromium, Lead, Plutonium, Radon, Strontium, Thorium, Tritium (3H), and Uranium**. Understanding Variation in Partition Coefficient, Kd, Values. EPA 402-R-99-004B. Office of Air and Radiation. 1999.

USGS. **MODFLOW 6: USGS Modular Hydrologic Model**. 2019. Disponível em: <<https://www.usgs.gov/software/modflow-6-usgs-modular-hydrologic-model>>.

VASCONCELOS, D. V. **Estudo da Tratabilidade do Lixiviado Gerado no Aterro Controlado de Volta Redonda (RJ)**. 2014. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2014.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Cadmium in Drinking Water**. Background Document for Development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality. Geneva, 2011.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Chromium in Drinking Water**. Background Document for Development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality. Geneva, 2003.

ZDECHLIK, R. **A Review of Applications for Numerical Groundwater Flow Modeling**. 16th International Multidisciplinary Scientific GeoConference (SGEM), Bulgaria, 2016.

Apêndices

Apêndice A:

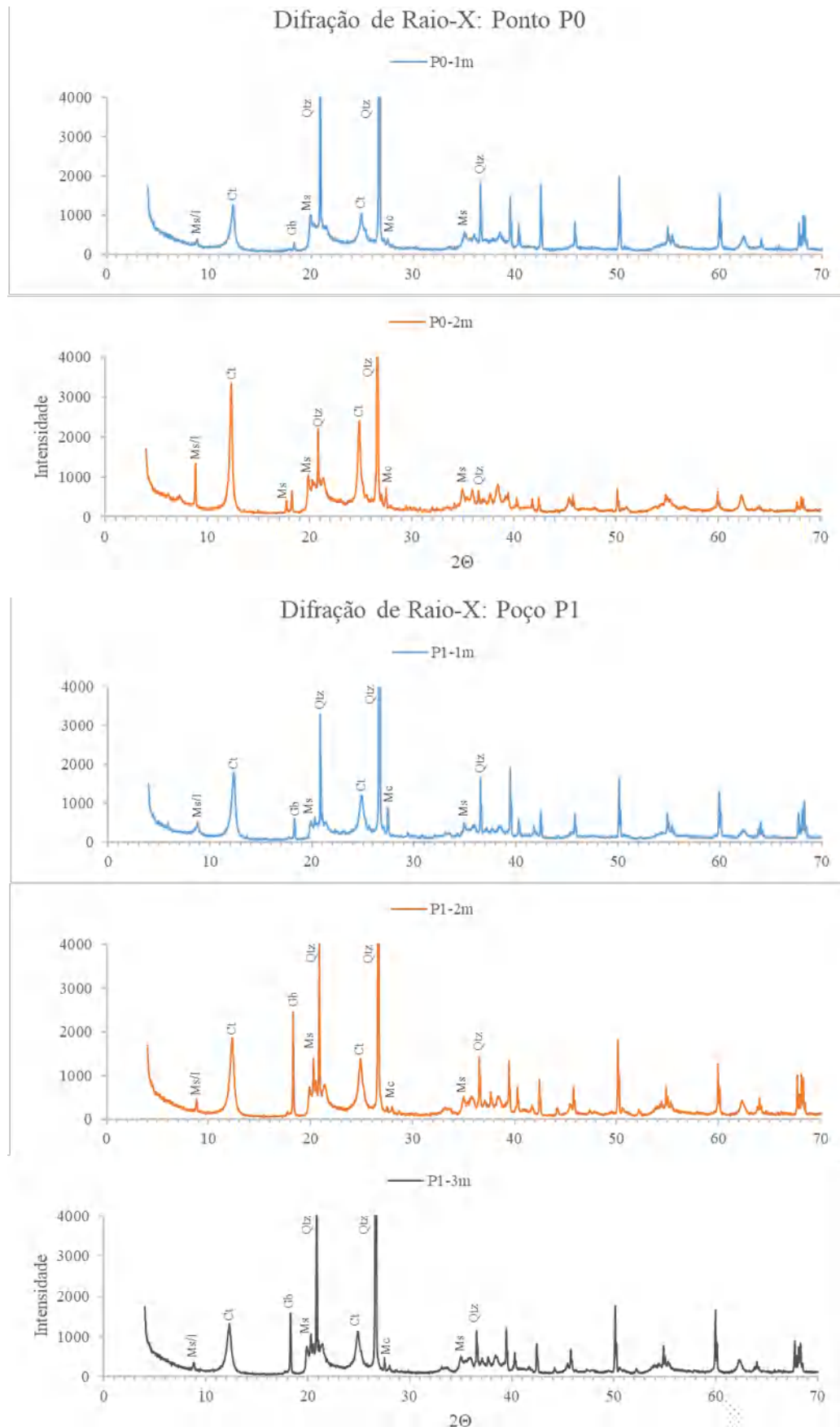
Tabela da Umidade Natural e Teor de Matéria Orgânica

Umidade Natural e Teor de Matéria Orgânica (%)				
Amostra	Umidade Natural (%)	Desvio Padrão	Teor de Matéria Orgânica (%)	Desvio Padrão
P0-1m	32,5	0,8	4,0	0,2
P0-2m	48,0	2,1	4,0	0,4
P1-1m	29,4	0,3	2,6	0,1
P1-2m	36,3	2,5	5,1	0,4
P1-3m	49,8	2,2	5,4	0,1
P2-1m	41,3	0,8	3,4	0,7
P2-2m	41,9	1,9	3,4	0,5
P2-3m	46,1	0,1	2,5	0,3
P2-4m	68,3	1,5	1,7	0,3
P3-1m	37,2	0,9	3,0	0,4
P3-1,3m	36,0	1,0	2,8	0,2
P3-2m	48,1	3,7	5,4	0,3
P4-1m	31,2	1,3	3,6	0,5
P4-2m	44,8	1,4	3,7	0,7
P4-3m	51,9	1,1	2,5	0,2
P4-4m	49,9	1,7	1,3	0,3
P5-1m	42,3	0,9	8,7	0,1
P5-2m	46,0	0,7	5,6	0,1

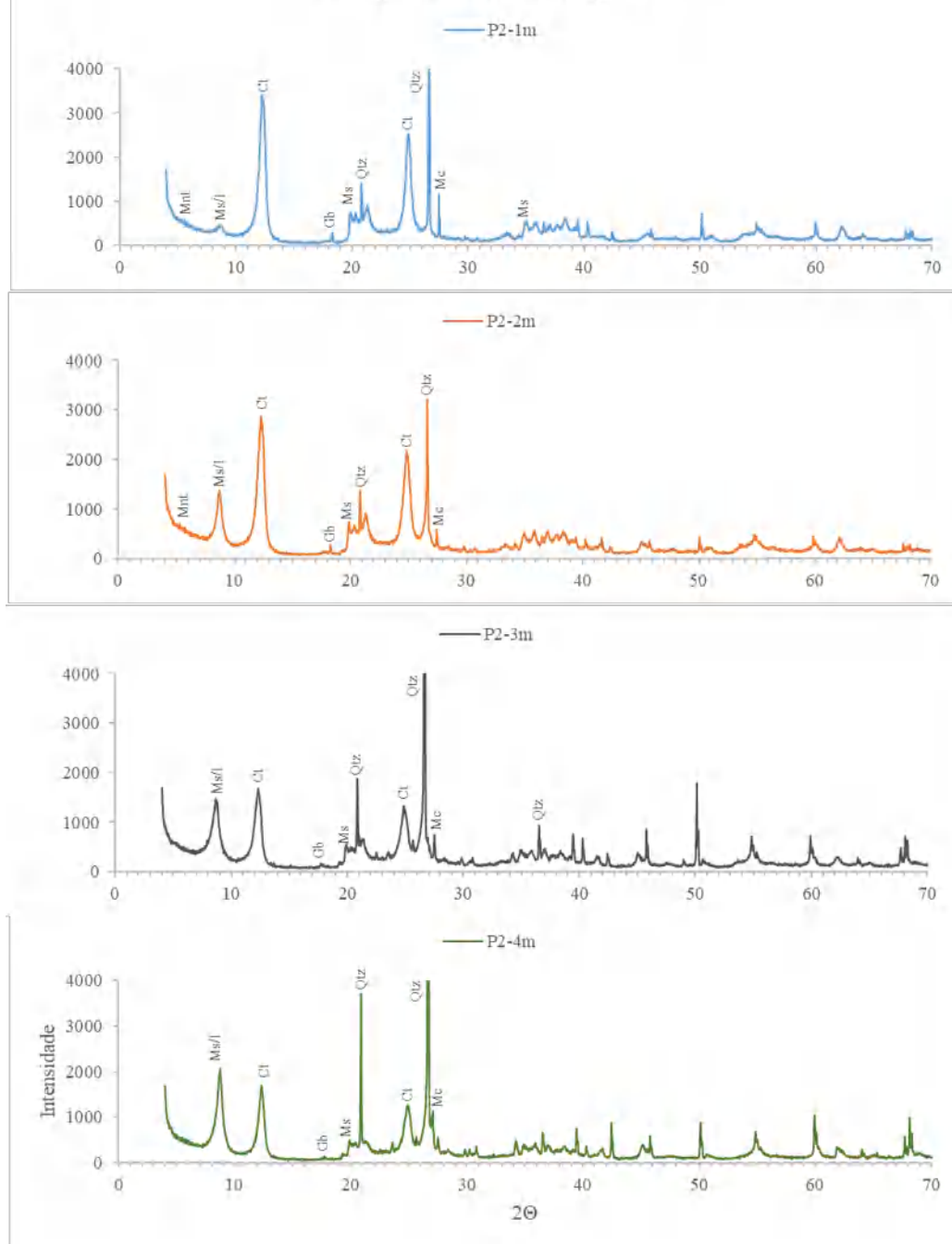
Apêndice B:
Tabela da Distribuição Granulométrica

Granulometria (%) - SUCS							
Amostra	Pedregulho		Areia			Silte	Argila
	Grosso	Fino	Grossa	Média	Fina		
P0-1m	0,0	0,0	0,1	5,4	13,0	28,9	52,7
P0-2m	0,0	0,0	0,0	0,3	15,2	43,6	40,9
P1-1m	3,4	2,0	5,5	15,1	24,2	31,5	18,4
P1-2m	0,0	1,2	2,8	15,5	18,4	28,1	34,0
P1-3m	0,0	1,3	2,5	13,1	17,1	23,6	42,3
P2-1m	0,0	0,0	0,5	6,0	24,8	52,5	16,2
P2-2m	0,0	0,0	0,1	3,7	39,6	44,7	11,9
P2-3m	0,0	0,0	0,2	7,4	42,0	41,3	9,0
P2-4m	0,0	0,0	0,1	7,0	55,2	33,1	4,5
P3-1m	0,0	3,4	5,6	27,4	26,2	17,1	20,4
P3-1,3m	0,0	3,3	3,8	24,0	29,2	18,1	21,5
P3-2m	0,0	3,2	2,8	18,6	25,4	21,2	28,8
P4-1m	0,0	0,5	0,9	12,6	14,4	28,0	43,6
P4-2m	0,0	0,0	0,3	8,8	21,3	36,8	32,9
P4-3m	0,0	0,0	0,3	13,5	32,5	41,7	12,0
P4-4m	0,0	0,5	1,6	18,0	37,9	34,4	7,7
P5-1m	0,0	0,0	0,2	1,6	30,7	38,3	29,3
P5-2m	0,0	0,0	12,5	25,1	38,4	13,0	11,0

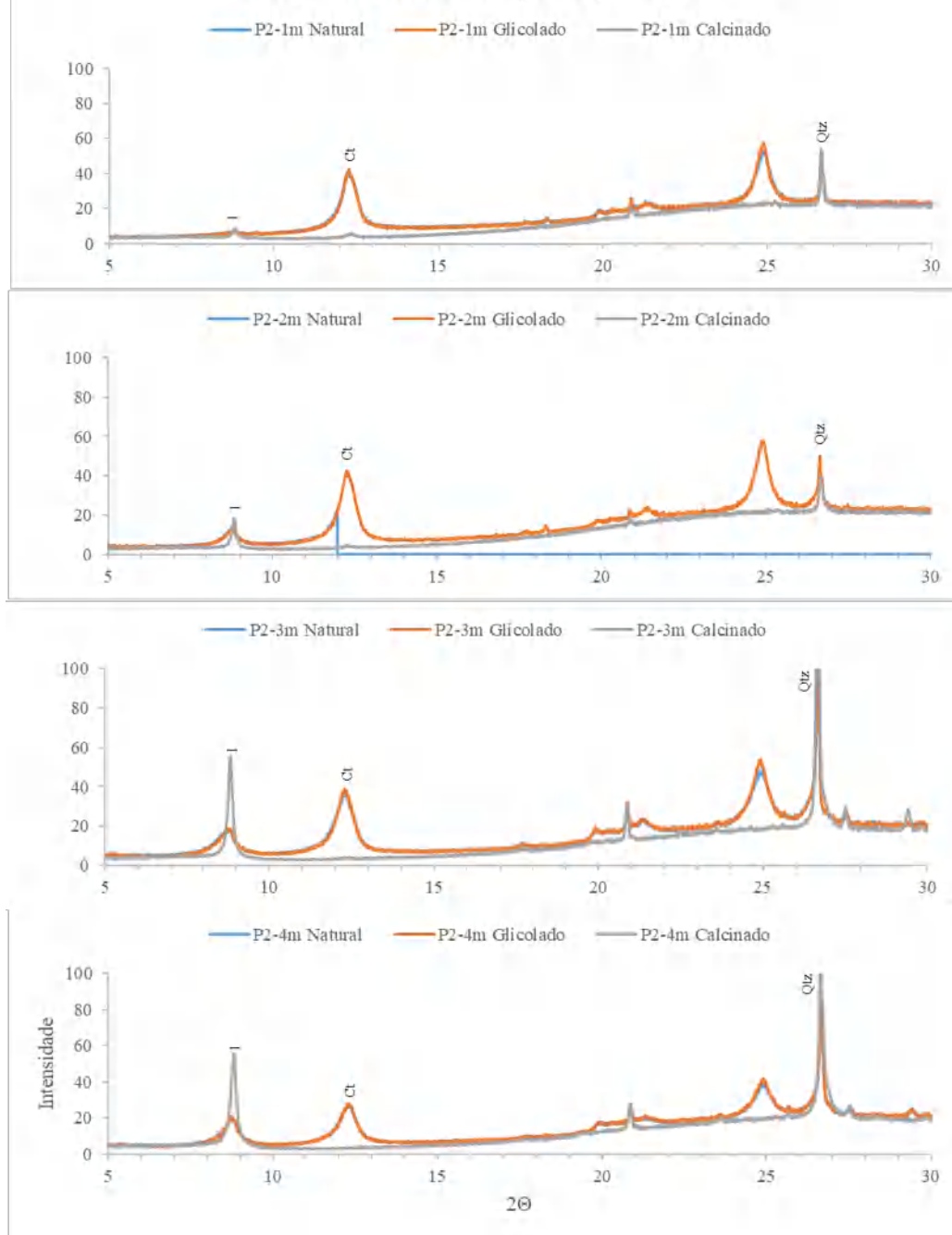
Apêndice C: Gráficos dos Resultados de DRX



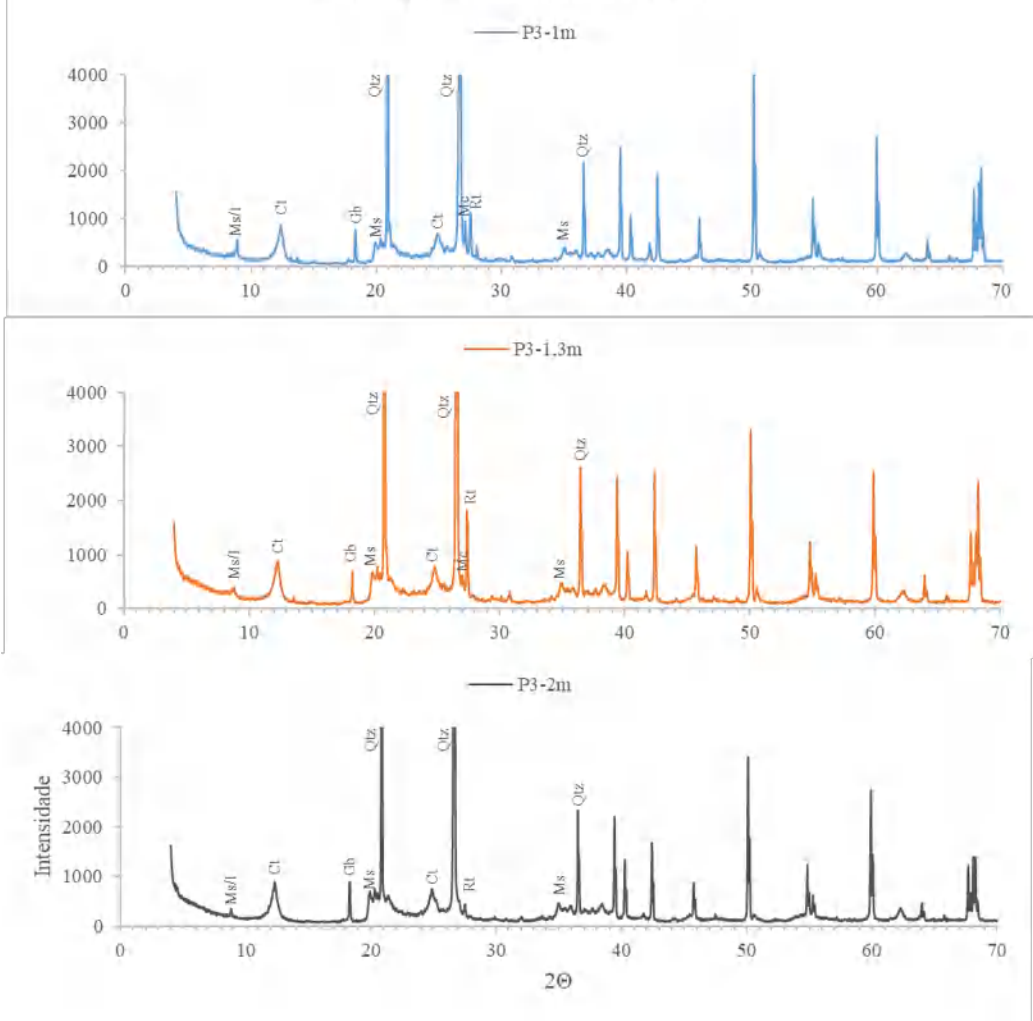
Difração de Raio-X: Poço P2



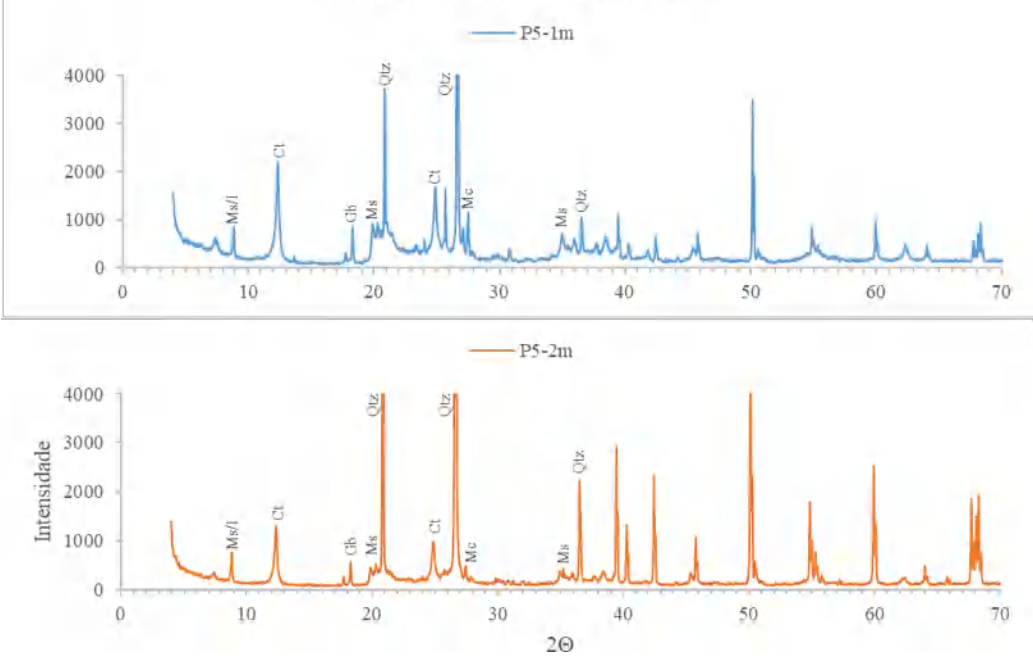
Difração de Raio-X: Fração Argila Poço P2



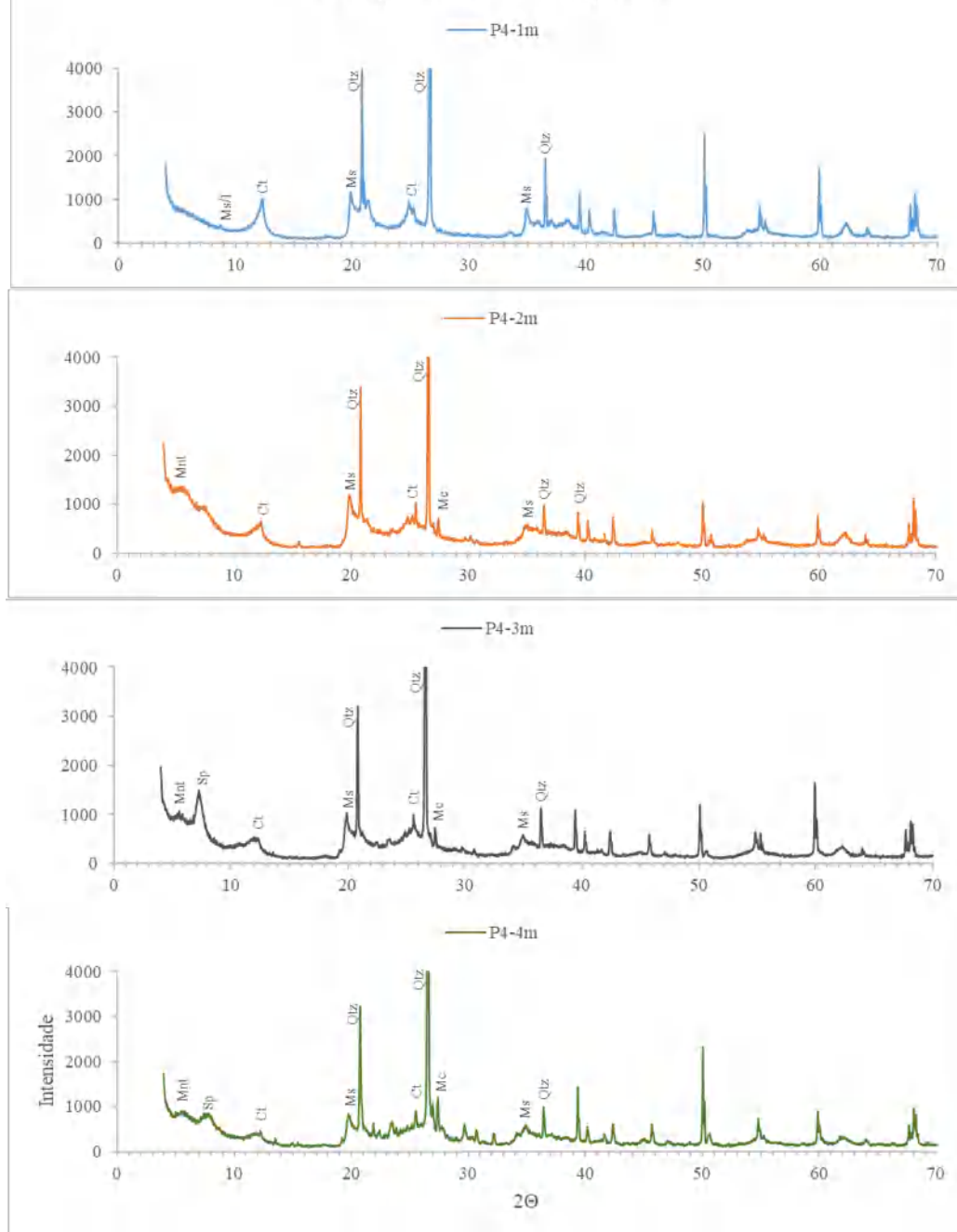
Difração de Raio-X: Poço P3



Difração de Raio-X: Poço P5



Difração de Raio-X: Poço P4



Difração de Raio-X: Fração Argila Poço P4

