OSMAR FRANCISCO GOMES

AVALIAÇÃO DO PERFIL HIDROGEOLÓGICO DE ATERRO SANITÁRIO UTILIZANDO SONDA DE CONDUTIVIDADE ELÉTRICA (CE) E CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA (CH) VIA CRAVAÇÃO DIRETA (CD)

São Paulo

2021

Aluno
OSMAR FRANCISCO GOMES

Título

AVALIAÇÃO DO PERFIL HIDROGEOLÓGICO DE ATERRO SANITÁRIO UTILIZANDO SONDA DE CONDUTIVIDADE ELÉTRICA (CE) E CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA (CH) VIA CRAVAÇÃO DIRETA (CD)

Versão Corrigida

Tese apresentada à Escola Politécnica da Universidade de São Paulo para obtenção do título de Doutor em Ciências.

Área de concentração: Engenharia Química

Orientador: Prof. Dr. Jorge Alberto Soares Tenório

São Paulo
2021

Este exemplar foi revisado e alterado em relação à versão original, sob responsabilidade única do autor e com a anuência de seu orientador.

São Paulo, 03 de dezembro de 2021

Assinatura do autor

Assinatura do orientador

Autorizo a reprodução e divulgação total ou parcial deste trabalho, por qualquer meio convencional ou eletrônico, para fins de estudo e pesquisa, desde que citada a fonte.

Catalogação-na-publicação

Gomes, Osmar Francisco
AVALIAÇÃO DO PERFIL HIDROGEOLÓGICO DE ATERRO SANITÁRIO UTILIZANDO SONDA DE CONDUTIVIDADE ELÉTRICA (CD) E CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA (CH) VIA CRAVAÇÃO DIRETA (CD) / O. F. Gomes -- São Paulo, 2021.
151 p.

Tese (Doutorado) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia Química.

1.condutividade elétrica 2.composição iônica 3.águas subterrâneas 4.contaminantes I.Universidade de São Paulo. Escola Politécnica. Departamento de Engenharia Química II.t.

Aos meus pais Isabel e Levindo (*in memorian*)
pelo amor e uma vida dedicada a família.

A minha esposa Silvia, meus filhos Rodrigo e Marcelo, pelo amor, apoio incondicional, incentivo e motivação nos momentos difíceis nessa minha jornada, por tornar-me uma pessoa melhor e mais feliz.

AGRADECIMENTOS

Após uma longa trajetória de trabalho na área de pesquisa como técnico de laboratório, iniciada nesta instituição em 1992, acompanhei como colaborador junto aos nossos alunos de pós graduação, o início e o final de ciclos com as suas dissertações de mestrado ou defesas de tese. Hoje, me vejo encerrando este mesmo ciclo que por muito tempo sonhei alcançar. Pois bem, este momento chegou e não foi por falta de apoio e motivação de pessoas que de formas distintas me possibilitaram concluí-lo, é para estas pessoas que direciono meus agradecimentos.

Primeiramente, agradeço a DEUS por me permitir desfrutar a dádiva da vida, sem ele nada seria possível.

Ao professor Jorge Tenório pela orientação, motivação, paciência e principalmente por acreditar e confiar no meu trabalho. Obrigado pela amizade, pelos valiosos conselhos e por me manter focado em todos os momentos ao longo desta jornada, sem o seu apoio e perseverança tudo seria mais difícil.

Ao professor Cláudio Oller pelo apoio, incentivo, por permitir o compartilhamento entre as responsabilidades técnicas e os estudos acadêmicos e, por dar-me a oportunidade de desenvolver este trabalho no CEPEMA.

Agradeço muito e especialmente, a professora Sílvia Agostinho, sua contribuição na minha formação acadêmica e humana vem de longa data, que nos remete aos corredores do IQ/USP no início dos anos 90. Hoje o meu muito obrigado vem de sua incondicional ajuda na elaboração da tese, nas discussões acadêmicas, nas sugestões experimentais e nos seus estímulos intelectuais que muitas vezes me levaram a driblar os momentos “escuros” e “improdutivos”. Sua confiança e segurança me levaram a este momento, foi um privilégio contar com sua amizade em todos estes anos.

À professora Elen Aquino pelo apoio, incentivo, as discussões relevantes e pela paciência nos meus momentos de estresse.

Ao professor Mauro Braga pelas discussões motivadoras, apoio constante e estímulo no meu desenvolvimento acadêmico e humano, meu muito obrigado pela sua amizade.

À professora Denise Espinosa pelo apoio, incentivo e por permitir utilizar sem restrições os equipamentos do laboratório.

À Aninha Fadel, técnica de laboratório do Larex, pela importante ajuda na parte analítica, por estar sempre pronta a atender aos meus pedidos, pela paciência e amizade.

Aos colegas do Larex que sempre me apoiaram e me auxiliaram durante esses anos na utilização do DRX, Malvern, Cromatografia de íons entre outras técnicas fundamentais para a conclusão deste estudo, são eles; Victor Bride, Jorge Coletti, Lidiane, Carlos Rosário, Caio Godoy, entre outros que por ventura deixei de citar.

A colega de laboratório Rafaela Araújo, pela paciência em me ouvir diariamente meus problemas experimentais, pelo apoio, motivação e amizade de longa data.

Ao Luciano meu amigo e técnico de manutenção que muitas vezes foi a campo me auxiliar nos experimentos e manutenções de última hora.

Agradeço ao Victor Lacerda pelas correções e sugestões na escrita da tese e o bate-papo nos momentos de ócio criativo.

À Dra Marilda Vianna, por me mostrar o caminho da investigação ambiental e acompanhar meus primeiros passos em campo.

Ao Dr Paulo Lima, pelas primeiras aulas práticas em campo de geologia e pedologia de forma prática e objetiva, sua contribuição foi muito valiosa.

À Dra Louise Gracioso pela colaboração na configuração, formatação da tese e pelo cafezinho que muitas vezes ”filei” em sua sala durante bons bate papos.

À Dra Marcela Galuzzi pela leitura e correções na primeira versão desta tese e pelas longas discussões no caminho entre as idas e vindas do CEPEMA/Larex.

À toda equipe de apoio do CEPEMA que se inicia com a vigilância com a Claudia, saudoso Marney, Jurandir e Moacir, a equipe de limpeza com dona Neide, Lidiane e Miguel; pela convivência harmoniosa, motivadora e por manter o Centro seguro, limpo e agradável.

Aos amigos de laboratório Rui, Nilson, Diego Armando, Gustavo Feijó, Gustavo Brandão e Elena pela longa convivência, apoio e sugestões.

Agradeço aos colegas de departamento Alexandre (Xandão), Elisete, Graça e Regina pelo apoio e resolução de questões administrativas que me pouparam tempo, item precioso no desenrolar de uma tese.

Agradeço a equipe da Oxi-Ambiental pelo apoio nas ultimas medições no campo bem como nas ultimas bateladas de análises.

Por fim e não menos importante, não posso deixar de agradecer as pessoas que não participaram ativamente em minha tese, mas torceram para que este dia chegasse.

Aos meus irmãos, que são muitos, os colocarei em ordem de nascimento; Elzi, Elza, Emília, Digmar (*in memorian*), France (*in memorian*), Geraldo, Rita, Aparecida, Carlos, Denise (*in memorian*) e Cristina, todos, sem exceção, foram e são exemplos de vida, superação e perseverança, é um privilégio e um orgulho muito grande em fazer parte desta família.

Ao meu cunhado e melhor amigo Fernando, que por muitas vezes sofreu com meus desabafos, na maioria das vezes não entendia nada, mas me estimulou e motivou sempre, um verdadeiro amigo irmão.

Pai e mãe, ainda que não estejam mais neste plano, dedico a vocês esta tese, pois, é resultado de vosso investimento a mais de 57 anos. Devo a vocês a minha vida!

A minha esposa Silvia, filhos Rodrigo e Marcelo por me darem uma razão de existir, por me receber de braços abertos todos os dias e me apoiar mesmo com eventual mau humor e estresse. Obrigado por não desistirem de mim.

Agradeço a equipe da Secretaria de Meio Ambiente do Município de Cubatão, representados pela Ilma sra secretária Ana Maria, diretor Cleiton Jordão e assessores, sem o aval e a determinação de vocês não seria possível acessar a área e realizar este estudo, o meu muito obrigado.

Como agradecimento final, dedico à Escola Politécnica da USP por me permitir, como técnico de laboratório do Centro de Capacitação e Pesquisa em Meio Ambiente (CEPEMA), alçar voos mais altos, a conciliar o trabalho e o estudo. Esteja certo que viver esta experiência acadêmica me possibilitou ser autônomo na forma de pensar e agir, condição indispensável na trajetória de um pesquisador.

Muito Obrigado!!!

RESUMO

O diagnóstico preciso feito através da investigação de uma área suspeita de contaminação é o maior desafio no processo de recuperação ou revitalização desta área. O presente estudo buscou aplicar ferramentas que possibilitassem avaliar em tempo real e de forma precisa a presença de lixiviado proveniente de aterro sanitário no solo. O estudo foi executado utilizando sondas de condutividade elétrica (CE) e condutividade hidráulica (CH) por cravação direta até a profundidade de 20 m, obtendo seu perfil elétrico e hidráulico. Através do uso da sonda de condutividade elétrica foi possível traçar um perfil elétrico do solo a ponto de identificar as camadas geológicas, hidrogeológicas e a presença de solo saturado contendo íons dissolvidos acima das concentrações observadas nos demais horizontes. Um trabalho de campo foi realizado no antigo aterro sanitário de Cubatão-SP, destino de resíduos sólidos urbanos do município, de 1982 até sua desativação em 2003. Os resultados de condutividade elétrica mostraram nos primeiros 5m no ponto de monitoramento G, por exemplo, uma oscilação entre 0,7 mS/m e 30 mS/m característico de solo silto-arenoso, contudo, apresentou no horizonte de 1,3 m um pico na ordem de 380mS/m. Abaixo desse nível, a variação foi de 220 mS/m a 280 mS/m, caracterizando um solo predominantemente argiloso, com domínio de argila plástica. Os testes de condutividade hidráulica (k) indicaram neste mesmo ponto, uma média de coeficiente hidráulico (kr) igual a 40 L/h*bar, apresentando um pico de 190 L/h*bar no horizonte de 2 m, característico de uma camada mais permeável associada à areia fina e areia média. Estudos de laboratório demonstraram de forma inequívoca que os resultados da CE experimental são diretamente proporcionais às CE calculadas e às concentrações iônicas presentes na fase aquosa contida no solo. O uso em conjunto das duas ferramentas possibilitou mapear com precisão o caminho preferencial do fluxo de massas e identificar o horizonte da contaminação. O uso da sonda de CE possibilitou identificar em tempo real, de forma rápida e precisa a presença de lixiviado de aterro sanitário no site estudado.

Palavras-chave: condutividade elétrica, composição iônica, águas subterrâneas, contaminantes.

ABSTRACT

The precise diagnosis made through the investigation of an area suspected of contamination is the greatest challenge in the recovery process. The present study sought to apply tools that made it possible to evaluate in real time and in a precise way the presence of leachate from landfill in the soil. The study was carried out using probes of electrical conductivity (CE) and hydraulic conductivity (CH) by direct driving up to the horizon of 20 m, obtaining its electrical and hydraulic profile. The objective was to understand the dynamics and behavior of the possible contamination plume and its interaction with the soil and groundwater. Through the use of the electrical conductivity probe it was possible to trace in real time an electrochemical profile of the soil to the point of identifying the geological, hydrogeological layers and the presence of aqueous solutions containing ions dissolved above the natural concentrations of the soil. Field work was carried out at the old sanitary landfill in Cubatão-SP, destination of solid urban waste in the municipality, from 1982 until its decommissioning in 2003. The results of electrical conductivity showed, at the sampling point G, for example, an oscillation between 0,7 mS/m and 30 mS/m characteristic of silty-clay soil, however, presented a peak in the order of 380 mS/m in the 1.3 m horizon. Below this level, the variation was from 220 mS/m to 280 mS/m, characterizing a predominantly clayey soil, with a domain of plastic clay. The hydraulic conductivity tests (k) indicated at this same point, an average hydraulic coefficient (kr) equal to 40 L/h*bar, presenting a CH peak of 190 L/h*bar in the 2 m horizon, characteristic of a more permeable layer associated with sand and pebbles. Laboratory studies have demonstrated unequivocally through the calculated EC that the experimental EC measured by the probe is directly proportional to the concentration of ions present in the aqueous phase contained in the soil. The joint use of the two tools made it possible to accurately map the preferential path of the mass flow on the surface of the investigated area. The use of the EC probe was possible to identify the presence of leachate in real time, quickly and accurately on the studied site.

Keywords: electric conductivity, ion composition, groundwater, contaminants.

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 - Modelo das fases do aterro. 5
Figura 2 - Zonas REDOX aeróbicas impactadas por lixiviado de aterro na fase metanogênica e espécies químicas sensíveis às condições redox.....17
Figura 3 - Mapa de Localização da Área de Estudo. 26
Figura 4 - Pontos de referência topográfica.....27
Figura 5 - Representação esquemática da distribuição da pluma de contaminação 32
Figura 6 - Ilustração da localização dos poços de monitoramento com seções transversais imaginárias.....33
Figura 7 - Esquema da ferramenta de condutividade hidráulica (CHCD). 34
Figura 8 - Curva de calibração de campo para cálculo da resistência do tubo. ...36
Figura 9 - Esquema de funcionamento de medição da sonda. 37
Figura 10 - Sonda eletroquímica 38
Figura 11 - Variação de valores de condutividade elétrica para sedimentos de diferentes granulometrias (sand - areia; silt - silte; clay - argila) 39
Figura 12 - Amostrador tipo liner, comprimento 1,15m.....40
Figura 13 - Amostra do solo ponto G, horizonte 5,75m à 6,90m 41
Figura 14 - Tubo de experimentação de medição da CE (A) e coleta do líquido percolado (B).....46
Figura 15 - Mapa Potenciométrico (Aquífero semi-confinado). 48
Figura 16 - Localização dos pontos de amostragem de A a K. 49
Figura 17 - Perfilagem (m) de Condutividade Hidráulica [L/ (h*bar)] ponto G 50
Figura 18 - Seções Transversais – Perfil CE (mS/m) (NW-SE).....53
Figura 19 - Seção Longitudinal – Perfil CE (mS/m) (NW-SE).....54
Figura 20 - Localização dos pontos de amostragem G. 55
Figura 21 - Seção transversal de CE (EC logging), orientada segundo SW-NE. Escala horizontal esquemática.....56
Figura 22 - Perfil elétrico do ponto G.....57
Figura 23 - Identificação dos pontos de amostragem para determinação analítica 58
Figura 24 - Difratograma da amostra P1. 58
Figura 25 - Difratograma da amostra P2 58

Figura 26 - Difratograma da amostra P3 59
Figura 27 - Composição dos íons metálicos nas amostras P1, P2 e P3. 62
Figura 28 - Gráfico de distribuição de tamanhos de partículas das amostras P1, P2 e P3.....63
Figura 29 - Determinação de umidade por gravimetria 66
Figura 30 - Cromatograma de ânions amostra P1, P2 e P3.....68
Figura 31 - Cromatograma de cánions amostra P1, P2 e P3 71
Figura 32 - Avaliação dos Valores de Condutividade Elétrica (µS/cm) das amostras de água subterrânea 75
Figura 33 - Efeito da umidade na CE medida pelo sensor em teste de bancada...77
Figura 34 - Efeito do lixiviado na CE medida pelo sensor em teste de bancada....78
Figura 35 - Curva de CE do solo em função da variação da umidade. 79
Figura 36 - Figura 36 – Curva de CE do solo em função da variação do Lixiviado. 79
Figura 37 - Variação da concentração aniônica nas amostras líquidas antes e depois de percolado através do solo amostrado.....83
Figura 38 - Concentração de cátions presentes no líquido percolado.....86
Figura 39 - Comportamento da CE nas amostras de solo contendo diferentes fases líquidas.....90
Figura 40 - Condutividade elétrica experimental x condutividade elétrica calculada. 92
Figura 41 - Condutividade elétrica experimental do ponto G, nas amostras P1, P2 e P3 versus a condutividade elétrica calculada.....94
Figura 42 - Unidades geológicas e suas respectivas condutividades elétricas e hidráulicas.. 96
Figura 43 - Seções transversais – Perfil CHCD (Krelativo: [L/ (h*bar)]) conjugado com CE (mS/m) (SW-NE). 99

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1 - Composição do lixiviado em fase ácida, metanogênica e maturação. ...8
Tabela 2 - Faixas de valores de condutividade hidráulica para alguns materiais geológicos. 14
Tabela 3 - Principais reações redox em aquíferos por liviviado. 15
Tabela 4 - Pontos de referencia utilizados para o levantamento topográfico 27
Tabela 5 - Georreferenciamento do ponto G....42
Tabela 6 - Composição mineralógica da amostra P1....59
Tabela 7 - Composição mineralógica da amostra P2....59
Tabela 8 - Composição mineralógica da amostra P3....59
Tabela 9 - Distribuição acumulada da amostra P1, P2 e P3. 64
Tabela 10 - Determinação de Carbono Orgânico Total....65
Tabela 11 - Concentrações de ânions (mg/L). 68
Tabela 12 - Concentrações de cátions.(mg/L). 70
Tabela 13 - Concentração de ânions presentes nas amostras líquidas antes e depois de percolado através do solo amostrado....81
Tabela 14 - Concentração de cátions presentes nas amostras liquida antes e depois de percolada pelo solo amostrado....85
Tabela 15 - Efeito da CE em solo saturado com solução contendo íons dissolvidos. 90
Tabela 16 - Condutividade molar a diluição infinita de cátions e ânions 91
Tabela 17 - Condutividade elétrica em mS/m dos íons analisados....91
Tabela 18 - Concentração iônica (mol/L) nas profundidades P1, P2 e P3 93
Tabela 19 - Condutividade elétrica calculada nas profundidades P1, P2 e P3 do PM-G....93
Tabela 20 - Condutividade elétrica calculada em diluição infinita e condutividade elétrica experimental 94
Tabela 21 - Correlação entre Condutividade hidráulica e análise tátil-visual no PM-G. 96

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

CE	Condutividade Elétrica
CH	Condutividade Hidráulica
CD	Cravamento Direto
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
USEPA	United State Environmental Protection Agency
CPRM	Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais
CEPEA	Consultoria Paulista de Estudos Ambientais
HRSC	High Resolution Site Caracterization
DAEE	Departamento de Água e Esgoto
IPT	Instituto de Pesquisas Tecnológicas
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
DQO	Demanda Química de Oxigênio
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
P	Ponto de Medição
PM	Poço de monitoramento
VOCS	Compostos Orgânicos Voláteis
SVOCS	Compostos Orgânicos Semi Voláteis
ORP	Potencial de Óxido Redução
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
NBR	Norma Brasileira
SW	Sudoeste
NW	Noroeste
NE	Nordeste
SE	Sudeste
NA	Nível d’água
V	Volume
L	Representação da distância na análise dimensional
T	Representação do tempo na análise dimensional

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO ..... Erro! Indicador não definido.

2. REVISÃO DA LITERATURA **3**

2.1. Aterro Sanitário 3

2.2. Lixiviado de Aterro 6

2.3. Mecanismo de transporte de lixiviado no subsolo 9

2.4. Condutividade hidráulica do solo 12

2.5. Zonas Redox 14

2.6. Condutividade elétrica do solo 18

2.7. Caracterização em Alta Resolução 19

2.7.1. Cravação Direta - (CD) 20

2.7.2. Medidas de Condutividade Hidráulica por Cravação Direta (CHCD) 21

2.7.3. Medidas de Condutividade Elétrica por Cravação Direta - (CECD) 23

3. OBJETIVO **24**

4. MATERIAIS E MÉTODOS **25**

4.1. Fluxograma experimental do estudo de campo 25

4.2. Área de estudo 25

4.3. Levantamento Topográfico 26

4.4. Sondagem de Reconhecimento 27

4.5. Contexto Geológico e Hidrogeológico da Área de Estudo 28

4.5.1. Contexto Geológico Local 28

4.5.1.1. Aterro 29

4.5.1.2. Sedimentos de origem flúvio-lagunares e coluvionares 29

4.5.1.3. Solo Residual e Saprolito 29

4.5.2. Contexto Hidrogeológico Local 29
4.5.2.1. Aquífero raso/Aquífero suspenso 30
4.5.2.2. Aquífero Livre/Semi-Confinado 31
4.6. Avaliação dos Fluxos de Massa na Água Subterrânea 31
4.6.1. Sonda de Condutividade Hidráulica (CH) 34
4.6.2. Sonda de Condutividade Elétrica (CE) 37
4.7. Amostragem da água subterrânea, superficial e lagoa de rejeito. 36
4.8. Amostragem do solo 40
4.9. Análises químicas e físicas do solo 41
4.9.1. Análise tátil-visual 41
4.9.2. Análise de íons metálicos via ICP 41
4.9.3. Análise mineralógica 42
4.9.4. Análise granulométrica l 42
4.9.5. Determinação de carbono orgânico total (COT) 42
4.9.6. Determinação do teor de umidade 42
4.9.7. Recuperação da fase líquida do solo por centrifugação 43
4.9.8. Cromatografia iônica 44
4.10. Ensaios de bancada 44
4.10.1. Fluxograma experimental do estudo em laboratório 44
5. RESULTADOS E DISCUSSÕES 47
5.1. Elaboração do Mapa Potenciométrico. 47
5.2. Localização dos pontos de amostragem 49
5.3. *Perfis de condutividade Hidráulica do solo (CH)*. 50
5.4. *Perfis de condutividade elétrica do solo (CE)* 51
5.5. Caracterização físico-química do solo. 55
5.5.1. Amostragem e caracterização do solo e água subterrânea no ponto G 67
5.5.2. Análises mineralógicas obtidas através de difração de Raio X (DRX) 58
5.5.3. Resultados das análises de íons metálicos via ICP- OES 62
5.5.4. Análises granulométricas via Malvern 62
5.5.5. Determinação de Carbono Orgânico Total (COT) por calcinação 65

5.5.6. Umidade total do solo 66
5.5.7. Recuperação da fase aquosa do solo e cromatografia iônica 67
5.5.7.1. Cromatografia aniônica 68
5.5.7.2. Cromatografia catiônica 71
5.6. Condutividade elétrica como indicador de contaminação 76
5.6.1. Ensaios de bancada do efeito da CE como indicador de contaminação . 76
5.6.2. Resultados de análises de íons da fase aquosa percolada através do solo 81
5.6.3. Resultado da análise de ânions dos testes de bancada 83
5.6.4. Resultado da análise de cátions dos testes de bancada 87
5.6.5. Resultado da CE dos testes de bancada. 90
5.7. Correlação entre as medidas de condutividade elétrica experimental obtida nas profundidades P1, P2 e P3 e a condutividade elétrica calculada a partir das concentrações dos íons presentes 94
5.8. Correlação entre a condutividade hidráulica e a análise tátil visual 96
5.9. Correlação entre as medidas de condutividade elétrica e condutividade hidráulica por cravamento direto 98

6. CONCLUSÕES. 101

7. REFERÊNCIAS. 103

8. ANEXO. 115

1 . INTRODUÇÃO

O solo, um recurso natural complexo e não renovável, é fundamental para a sustentação, manutenção do ecossistema, provimento de alimentação, energia e outros suprimentos essenciais à vida. Por um longo período, o solo foi utilizado sem planejamento ou cuidados na preservação de sua condição natural.

O crescimento populacional, juntamente com a demanda crescente por alimentos e produtos de consumo, propiciou um aumento contínuo na produção de resíduos sólidos urbanos (RSU) e, com ele, a necessidade de deposição desses resíduos em áreas destinadas para esse fim. Por mais que se busquem alternativas como a reciclagem, compostagem e incineração, a maior parte destes resíduos (40,5%) se destina a aterros (ABRELPE, 2019). Ainda hoje, existem em torno de 2612 lixões a céu aberto em atividade no país, sendo a região nordeste a que apresenta seu maior número (54%) (ABETRE, 2020). A disposição de RSU em ambientes abertos, porém de forma controlada, pode ainda levar a impactos ambientais como a poluição do ar promovida pelos gases gerados pela ação bacteriana, problemas estéticos, alteração na fauna e flora e proliferação de vetores de risco à saúde humana (Christensen et al, 2001; Christenson e Cozzarelli, 2003; Bortolin et al, 2010; Moody e Townsend, 2017; Negi et al, 2018; Pandey et al, 2019).

Um dos maiores impactos, senão o maior, promovido pelo RSU se dá pela presença do líquido nele contido ou através da infiltração (percolação) de água fluvial, juntamente com a decomposição química de compostos orgânicos e inorgânicos presentes no resíduo. Dá-se a esse líquido o nome de chorume ou lixiviado de aterro. A infiltração desse lixiviado através de fraturas e trincas nas mantas de contenção em aterros sanitários ou aterros controlados, constitui a maior carga poluidora ao meio ambiente, contaminando o solo e o lençol freático.

Neste trabalho, foi realizado um estudo de caso no Aterro Sanitário Municipal de Cubatão, situado ao meio do polo químico e petroquímico, que foi, durante o período de 1982 a 2003, destino de deposição dos resíduos sólidos urbanos, hospitalares e industriais gerados no Município. Embora tenha sido projetado e operado com sistemas de impermeabilização da base por argila e sistemas de drenagem de percolados, em 2003 o aterro foi interditado pela Companhia

Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), devido a um desmoronamento de parte dos resíduos depositados sob compactação (maciço) (PRAD, 2006).

A interdição do aterro foi uma medida tomada após análises indicarem a existência de erosões e trincas no subsolo, com potencial risco ambiental. Sendo assim, surgiu a necessidade de estudar de forma detalhada a possível contaminação de solo e lençol freático no entorno do maciço pelo percolado, utilizando ferramentas de alta resolução, compostas por Sonda de Condutividade Elétrica por Cravação Direta-(CECD)-*(Direct- Push Electrical Conductivity* (DPEC)) e Sonda de Condutividade Hidráulica por Cravação Direta- (CHCD)-*(Direct- Push Injetion Logging* (DPIL)).

O uso destas técnicas possibilitou conhecer em tempo real o direcionamento e a condutividade hidráulica (CH), bem como a composição geológica e hidrogeológica do aquífero, levando a um entendimento dinâmico do direcionamento, tanto no sentido vertical quanto no horizontal da pluma de contaminação.

Como parâmetro de controle aos sinais obtidos pelos sensores em campo, foram desenvolvidos em laboratório experimentos a fim de reproduzirem as condições próximas às do campo. Adicionalmente, foram efetuadas análises químicas e físico químicas detalhadas do solo e da água subterrânea.

Ressalta-se, porém, que a proposta desta tese teve como ponto de partida um estudo prévio na determinação da qualidade da água subterrânea e do solo numa área do aterro sanitário Municipal . Este estudo foi uma demanda da Secretaria Municipal de Meio Ambiente de Cubatão e da CETESB. Os resultados relacionados estão apresentados de forma resumida como anexo no final desta tese. A partir desses resultados preliminares surgiram algumas evidências claras da descontinuidade de forma abrupta da condutividade elétrica relacionada ao perfil do solo. Este fato instigou a fazer um estudo mais detalhado utilizando a sonda de condutividade elétrica como uma possível ferramenta de diagnóstico da presença de lixiviado no subsolo proveniente do aterro sanitário.

2 . REVISÃO DA LITERATURA

2.1. Aterro Sanitário

O aterro sanitário é o local em que ocorre a deposição final dos resíduos sólidos urbanos. Sua construção deve atender à legislação ambiental e sanitária de cada país, objetivando evitar impactos tanto ao meio ambiente quanto à saúde humana.

No Brasil, as diretrizes para localização, construção, implantação, operação e encerramento de aterros sanitários de pequeno, médio e grande porte são definidas pela norma técnica ABNT- NBR 15849 - Resíduos Sólidos Urbanos, criada em 2010 (ABNT, 2010).

A norma técnica define que os aterros sanitários devem possuir um revestimento de fundo composto por camadas de manta impermeabilizada e drenante, de maneira a evitar que haja vazamento descontrolado do lixiviado pela base do aterro. Além disso, devem contar com cobertura de solo, drenagem de biogás e de lixiviado, compactação dos resíduos, divisão em células e monitoramento geotécnico e ambiental (ABNT - NBR 15849 - 2010).

Os vazadouros ou lixões, por outro lado, são locais de disposição dos resíduos sem qualquer elemento de proteção ambiental, enquanto os aterros controlados são aqueles em situação intermediária entre aterros sanitários e vazadouros, apresentando geralmente compactação e cobertura dos resíduos (Brasil, 2010).

Em uma pesquisa realizada no ano de 2019 pela Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE), foi apontado que 59,5% dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU), de um total aproximado de 79 milhões de toneladas produzidas por ano, tem sua destinação a aterros sanitários, enquanto que 40,5% tiveram destinação inadequada (ABRELPE-2019). O estudo apontou que 3.001 municípios brasileiros depositaram em torno de 29,5 milhões de toneladas de resíduos em aterros controlados ou lixões. Vale ressaltar que estas condições não possuem os aparatos de segurança e proteção aos operadores e ao meio ambiente (Brasil, 2010). Estes valores projetam uma evolução modesta das metas estabelecidas pelo Plano Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), no que se refere à

extinção dos lixões e vazadouros, propostos a princípio para a data de 2 de agosto de 2014 (PNRS, 2010).

Recentemente (2019) o Ministério de Meio Ambiente (MMA), através da Agenda Nacional de Qualidade Ambiental Urbana, implementou o Programa Lixo Zero que visa integrar a gestão do governo, setor privado e sociedade civil, de forma a fortalecer a coleta seletiva, reciclagem, logística reversa e recuperação energética.

O PNRS estabelece em seu Art. 54 o prazo de até 02 de agosto de 2021 para as capitais e regiões metropolitanas se adequarem. Outros prazos foram estabelecidos para atender todas as regiões, levando em conta o número de habitantes; para os municípios com população superior a 100 mil habitantes foi estendido o prazo até a data de 02 de agosto de 2022, para os municípios com população entre 50 mil e 100 mil habitantes estendeu-se o prazo até 02 de agosto de 2023 e para aqueles com população inferior a 50 mil habitantes até 02 de agosto de 2024, contudo, não há resultado efetivo publicado até o presente momento.

Esse quadro mostra que, atualmente, existe ainda uma grande quantidade de lixões sendo utilizados no Brasil (2612 unidades de acordo com a ABETRE, 2020). O número de lixões desativados que ainda não passaram por medidas de intervenção é supostamente ainda maior, tendo em vista que a preocupação relacionada aos cuidados na disposição é recente no Brasil e no mundo.

As primeiras iniciativas mais relevantes voltadas à proteção do ambiente subterrâneo associado aos aterros sanitários são da década de 60, através de estudos de Kehew (2001), pesquisador da universidade de Michigan nos Estados Unidos.

Os impactos ambientais associados a aterros sanitários e lixões com problemas de operação, são conhecidos e frequentes. Estudos como os de Christensen et al (2003), Christenson e Cozzarelli, (2003); Hypolito e Ezaki, (2006); Lago, Elis e Giacheti, (2006); Mondelli et al., (2007), Lopes, Brigante e Schalch, (2007), Bortolin e Malaguti Filho, (2010), Alves e Bertolo (2012), Negi et al., (2018) e Zhai et al., (2019) evidenciam a preocupação com o destino e apontam os efeitos negativos à saúde humana e ao meio ambiente, promovidos por estes aterros. Ainda, segundo os autores, a ineficiência operacional destes aterros está relacionada à falta de planejamento e ao erro na construção ou manejo dos mesmos, fatos estes que ocorrem não apenas em depósitos antigos, mas também nos novos aterros que ainda não passaram por intervenções ambientais. O Painel

Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC sigla em inglês) define índices, interações e os efeitos diretos e indiretos dos efluentes gerados pelos aterros.

Com o objetivo de compreender o comportamento dos resíduos depositados e seus efluentes no meio ambiente, Pohland e Harper, em 1985, propuseram um modelo conceitual de maturação de um aterro subdividindo-o em 5 fases (Figura 1).

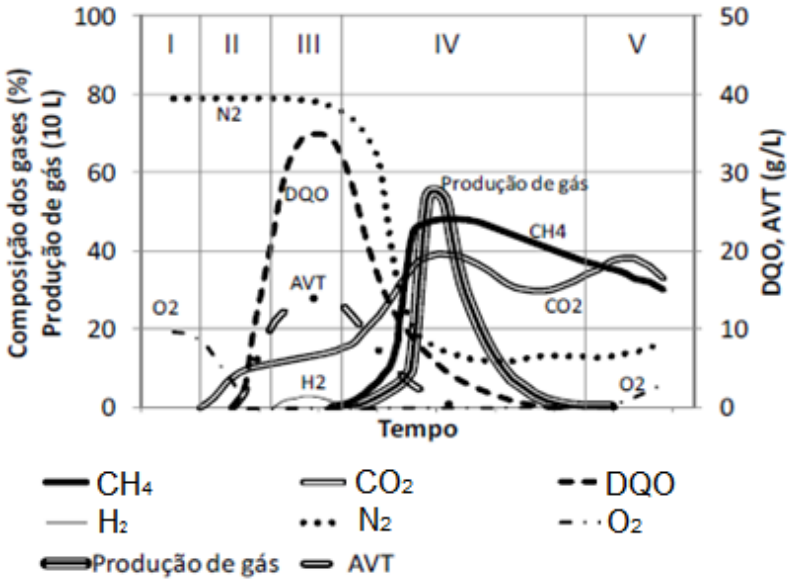


Figura1- Modelo das fases do aterro segundo Pohland and Harper (1985), adaptado por Alves e Bertolo (2012).

Estas 5 fases do aterro foram definidas em função dos produtos gerados. Fanin e Robert (2006), descrevem as fases e duração dos eventos e os processos biogeoquímicos que os envolvem, como descrito a seguir.

Fase I – Aeróbica: período em que as bactérias aeróbicas iniciam o consumo de oxigênio disponível que podem durar horas ou dias;

Fase II – Transição: Início da fermentação, fase em que as bactérias anaeróbicas se instalam consumindo a matéria orgânica produzindo dióxido de carbono, álcoois e ácidos, podendo durar de dias a semanas;

Fase III – Acidogênese (Pohland e Harper) ou acetogênese, conforme Fanin e Robert (2006). Nesta fase inicia-se a atividade de bactérias acidogênicas, consumindo os produtos gerados na fase anterior e produzindo hidrogênio, dióxido de carbono (CO_2) além de ácidos orgânicos como os ácidos carboxílicos e em particular o ácido acético (origem da denominação acetogênese de Fanin e Robert).

Os ácidos produzidos nesta fase são os responsáveis pelo pH baixo do lixiviado, o que favorece a dissolução dos íons metálicos. Esta fase pode durar de 6 a 18 meses;

Fase IV – Metanogênica: Os ácidos orgânicos e o hidrogênio produzidos são consumidos gerando o metano e dióxido de carbono. Nesta fase, ocorre um aumento do pH precipitando os íons metálicos que estavam em fase dissolvida. Esta fase pode durar de anos a décadas;

Fase V – Maturação: Nesta fase, ocorrem os processos de oxidação, as concentrações da composição orgânica e inorgânica dissolvidas diminuem e, por consequência, o pH retorna para próximo de 7, reduzindo significativamente a formação do metano. Nesta fase, não foi proposto um tempo de duração pelos autores.

Em outro estudo, Fanin e Robert (2006), com o objetivo de facilitar a compreensão das fases do lixiviado, propuseram uma classificação em apenas três fases; fase ácida (aterro jovem), fase metanogênica (aterro velho) e fase de maturação (aterro estabilizado).

Souto (2009) explica que as fases percoladas poderiam ser classificadas apenas como lixiviado novo e velho, pois as fases intermediárias são relativamente curtas, apesar de operarem por muitos anos. Contudo, aponta que o maior impacto causado pelo descarte inadequado do resíduo sólido urbano (RSU) vem da natureza do seu líquido percolado.

2.2. Lixiviado de Aterro

O lixiviado ou chorume é um líquido de cor escura, viscoso, rico em compostos orgânicos, com forte odor e geralmente ácido, formado a partir da degradação dos compostos orgânicos contidos nos resíduos depositados no aterro. O maior impacto do lixiviado de aterro sanitário se dá no lençol freático e águas superficiais, principalmente quando o aterro não é construído seguindo os padrões estabelecidos por normas técnicas e/ou quando há rachaduras ou trincas em sua geomanta (PRAD, 2006).

A infiltração do percolado através do solo pode levar a diversas interações que podem ser de caráter químico, bioquímico e geoquímico, atuando de forma conjunta

ou isolada, levando à contaminação do solo e do lençol freático, impactando diretamente a saúde humana e o meio ambiente (Zuazagoitia e Villaroel, 2016).

Existem diversos estudos, que avaliam os impactos e a composição do lixiviado de aterro. Pesquisas como a de Öman e Junestedt (2008) descrevem a investigação das substâncias químicas presentes no lixiviado de 12 aterros estudados na Suécia. Nestes, foram identificadas mais de 90 substâncias orgânicas e 50 inorgânicas, inclusive, xenobióticos e metais tóxicos. Baun e Christensen (2004), em investigação similar, estudaram a composição dos lixiviados em 7 países (Alemanha, Dinamarca, França, China, Holanda, Reino Unido e Estados Unidos), e, também encontraram a presença de xenobióticos em 10 aterros municipais na Dinamarca.

Christensen et al (2001), propuseram que as substâncias presentes e com potencial de contaminação em aterro sanitário, podem ser agrupadas em quatro grupos distintos. São eles:

- Matéria orgânica dissolvida como ácidos orgânicos voláteis, ácidos fúlvico, ácido húmico e compostos mais complexos como, estrógenos e componentes de medicamentos.

- Macrocomponentes inorgânicos como íons de Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^{+}, K^{+}, NH_4^{+}, Fe^{2+}, Mn^{2+}, Cl^{-}, SO_4^{2-} e HCO_3^{-}.

- Íons metálicos como o Cd^{2+}, Cr^{2+}, Cu^{2+}, Pb^{2+}, Ni^{3+}, Zn^{2+} e também Li^{+}, Hg^{+}, B^{3+}, As^{3+}, Se^{2+}, Ba^{2+} e Co^{2+} em menores concentrações.

- Compostos orgânicos xenobióticos (XOCs) como os hidrocarbonetos aromáticos, fenóis e organoclorados.

Suas inúmeras reações químicas, bioquímicas e eletroquímicas, influenciadas pelos resíduos sólidos, líquidos e gasosos contidos no chorume alteram a composição do lixiviado que, por sua vez, depende da idade (fases), sazonalidade e composição do resíduo.

De forma geral, Daskalopolos et al (1998) citam em seus estudos que odores, ruídos e particulados são característicos de aterros, no entanto, devem ser contidos e/ou tratados, a fim de evitar maiores danos ao meio ambiente.

Ehrig (1988) e Pohland & Haper (1985) publicaram os primeiros estudos detalhados da composição do lixiviado de aterro sanitário, subdividindo-o em três fases distintas. A Tabela 1 descreve as análises químicas e físico-químicas do lixiviado coletado nas respectivas fases do aterro.

Tabela 1 - Composição do lixiviado em fase ácida, metanogênica e maturação.Todos os valores em mg/L exceto pH, relação DBO/DQO e metano (Pohland e Haper (1985), Ehrig (1983,1988), adaptado por Alves et al. (2012).

Parâmetro	Fase ácida	Fase metanogênica	Fase maturação
pH	4,7 a 7,7	6,3 a 8,8	7,1 a 8,8
CE (µS/cm)	1.600 a 17.000	2.900 a 7.700	1.400 a 4.500
ORP (mV)	80 a -240	-70 a -240	97 a 163
Ácidos voláteis	3.000 a 18.000	250 a 4.000	Ausente
DBO	1.000 a 57.700	600 a 3.400	4 a 120
DQO	1.500 a 71.100	580 a 9.760	31 a 900
DBO/DQO	0,4 a 0,8	0,17 a 0,64	0,02 a 0,13
NTK	14 a 1970	25 a 82	7 a 490
Nitrogênio amoniacal	2 a 1.030	6 a 430	6 a 430
Nitrato	0,05 a 19	ausente	0,5 a 0,6
Fosfato	0,2 a 120	0,7 a 14	0,2 a 14
Alcalinidade	140 a 9.650	760 a 5.050	200 a 3.520
Fe^{2+}	90 a 2.200	115 a 336	4 a 20
Mn^{2+}	0.6 a 41	0,6	0,6
K^{+}	35 a 2.300	35 a 2.300	35 a 2.300
Na^{+}	20 a 7.600		
*Ca^{2+}	10 a 2.500	20 a 600	
Mg^{2+}	3 a 1.140	81 a505	81 a 190
Cl^{-}	30 a 5.000	30 a 5.000	30 a 5.000
SO_4^{2-}	10 a 3.240	Ausente	5 a 40
S^{2-}	0 a 818	0,9	Ausente
CH_4 (no ar)	<0,01	0,03 a 0,60	0 a 0,10
*Cd^{2+}	0,005	0,005	
*Pb^{2+}	0,09	0,09	
*Cr^{4+}	0,28	0,28	
*Co^{2+}	0,05	0,05	
*Ni^{3+}	0,17	0,17	
*Zn^{2+}	0,1 a 120	0,03 a 4	
*Cu^{2+}	0,07	0,07	

É possível perceber na Tabela 1, variações de concentrações de elementos químicos, bem como alterações físico-químicas na medida em que as fases do aterro avançam. Por exemplo: o pH apresentado na fase inicial ou fase ácida, tende a ficar mais baixo e isso se dá devido ao consumo do oxigênio disponível no meio e

posterior hidrólise da matéria orgânica promovidos por micro-organismos, formando ácidos e álcoois;

Nas fases metanogênica e de maturação, o pH varia entre neutro e básico, impulsionado pela formação de metano e dióxido de carbono provenientes do metabolismo das bactérias acidogênicas que, por sua vez, metabolizam os ácidos produzidos nas fases anteriores propiciando a formação de Nitrogênio amoniacal e consequente aumento do pH.

Os íons metálicos, presentes na fase inicial do aterro, se encontram dissolvidos no meio líquido, devido às características de solubilidade destes em meio ácido. Por outro lado, na maturação (pH neutro ou básico) esses íons precipitam na forma de hidróxidos e se associam à fase sólida.

Apesar dos resultados das pesquisas de Ehrig e Pohland and Haper terem sido publicados há mais de quatro décadas, ainda hoje são citados como referência nos estudos relacionados a aterros sanitários, como é o caso de Kjeldsen et al (2002), Alves e Bertolo (2012), Moody e Townsend (2017), Scandelai et al (2018) e Audebert et al (2019).

2.3. Mecanismo de transporte de lixiviado no subsolo

O transporte do lixiviado através do subsolo é estudado como transporte de massa em meio permeável ou poroso, que por sua vez atende a quatro mecanismos distintos: advecção, difusão, dispersão mecânica e interações químicas entre o soluto e o solo. A advecção é um processo físico que consiste no fluxo de água ou de solução através do solo, sem que haja alterações em suas concentrações, porém, mantendo uma velocidade média constante. Neste processo, o soluto não interage com o meio poroso. Nobre (1987), citou a equação diferencial (Equação 1) representativa do transporte advectivo na direção x, onde C refere-se à concentração do soluto (M/L^3) e Vx a velocidade linear média ou velocidade de percolação (L/T):

$$\frac{\partial C}{\partial T} = -Vx\,\frac{\partial C}{\partial x} \qquad (1)$$

A componente Vx pode ser calculada através da Equação 2 (citado por Elbachá, 1989).

$$Vx = \frac{K}{n_e}\frac{\partial h}{\partial x} \qquad (2)$$

Onde:

h é o potencial hidráulico (altura da coluna do fluido responsável pela pressão hidrostática ($\rho\Delta h$).

K é a condutividade hidráulica do solo (L/T),

n_e é a porosidade efetiva (adimensional) e,

$\partial h/\partial x$ representa o gradiente de potencial hidráulico na direção x (adimensional).

A difusão é o processo pelo qual íons e moléculas do soluto se movem no sentido da região de maior concentração para a de menor concentração, tendendo a um equilíbrio de concentração. O fluxo difusivo pode ser expresso pela Equação 3 da primeira lei de Fick, (citado por Elbachá, 1989).

$$j_A x = -D_A \frac{\partial C_A}{\partial x} \qquad (3)$$

Onde se leva em consideração:

($j_A x$) o fluxo de massa do soluto A, dado por Mol por unidade de área e de tempo ($M/L^2.t$);

D_A o coeficiente de difusão (L^2/t) e

$\partial C_A/\partial x$ o gradiente de concentração (M/L^4).

O sinal negativo indica o fluxo na direção de maior para menor concentração. A difusão de fases líquidas através do solo sofre influência principalmente em função dos tamanhos dos grãos. Por exemplo, partículas de granulometria fina provocam uma trajetória tortuosa que leva a difusão ocorrer com menor velocidade (Mitchell, 1991). Nesse caso, aplica-se o coeficiente de difusão efetivo D*, Equação 4:

$$D^* = \varpi D_A \quad (4)$$

Onde ϖ é o coeficiente de tortuosidade-adimensional (Bear, 1972) e D_A o coeficiente de difusão (L^2/T).

A dispersão mecânica ocorre quando há um espalhamento do soluto nos poros do subsolo, alterando a velocidade do fluido nos canais ou caminhos existentes. A variação da velocidade ocorre devido à rugosidade da superfície dos poros; quanto maior a rugosidade, maior é o atrito e menor será a velocidade de transporte. Outro fator que interfere na velocidade é o tamanho dos poros, pois, quanto maior o tamanho dos poros, maior será a velocidade. O fator tortuosidade ou simetria do caminho a ser percorrido, também interfere na velocidade de dispersão; caminhos com maior tortuosidade diminuem a velocidade do fluxo (Cleary, 1989, e Feitosa et al, 2008).

As interações químicas e bioquímicas entre o soluto e a composição geoquímica do solo também devem ser levadas em consideração, pois podem não apenas alterar as concentrações dos poluentes da pluma, como modificá-los. Estas interações podem ocorrer de seis formas, segundo Boscov, (1997). São elas: Reações de adsorção - dessorção, reações ácido-base, reações de dissolução - precipitação, reações de óxido - redução, pareamento de íons ou complexação e síntese microbiana.

O mecanismo de adsorção é um dos processos mais estudados quando aplicado ao comportamento de contaminantes em solos argilosos, devido à sua eficiência na retenção de poluentes e a sua reversibilidade (Zanon et al., 2013, Lange et al., 2012 e Boscov et al 2010 e 2011).

A adsorção é um processo físico-químico pelo qual ocorre a transferência de massa do adsorbato (espécie química a ser adsorvida) em meio líquido para um adsorvente (espécie química que o adsorveu) sólido.

As ligações entre as partículas do solo (adsorventes) e as espécies químicas da solução (adsorbato) são mantidas por forças elétricas tais como, forças de Van der Waals, interações íon-íon, ligações covalentes, entre outras, alterando sua intensidade de atração de acordo com a natureza eletroquímica das moléculas (Gomide, 1988).

O processo de adsorção ocorre continuamente até sua saturação, momento em que se extinguem todos os sítios ativos para aquela espécie. Na adsorção se estabelece um equilíbrio de adsorção-dessorção na interface líquido-adsorvente, que por sua vez, depende de fatores como a temperatura, natureza do adsorbato e natureza do adsorvente (Pena, 2000).

Há dois tipos de adsorção, a física e a química, dependendo das forças de atração entre o adsorbato e o adsorvente. A adsorção física é considerada de baixa energia e não envolve a transferência de cargas ou modificação da superfície. A força de atração tipo Van der Walls é considerada uma adsorção física ou fisissorção, neste caso, as moléculas são fracamente adsorvidas e podem ser facilmente dessorvidas com o aumento da temperatura.

Na adsorção química ou quimissorção, as moléculas reagem quimicamente com o adsorvente, ocorrendo uma interação forte com o substrato em sítios específicos tornando-a uma interação de alta energia.

As interações que ocorrem entre o lixiviado e o solo serão abordadas de forma qualitativa com maiores detalhes no capítulo 5 desta tese. Neste mesmo capítulo serão descritos os processos de adsorção/dessorção, interações REDOX, natureza físico-química do lixiviado e a dinâmica dessas interações no sítio investigado, não significando que as demais interações não sejam relevantes.

2.4. Condutividade hidráulica do solo

Como foi visto na Equação 2, a condutividade hidráulica (K) é uma constante de proporcionalidade que relaciona a velocidade linear do fluido com o gradiente de potencial hidráulico ($\partial h/\partial x$) relacionada à velocidade linear do fluido (Vx).

A condutividade hidráulica (K) é a propriedade que expressa a medida de escoamento de um líquido através do solo, é essencial na modelagem do fluxo subterrâneo e na definição do processo de transporte no subsolo (Tindall et al., 1999; Lu and Likos, 2004; Fredlund et al., 2012). Estes fluxos podem alcançar valores de K de até 10^{-2}cm/s a dezenas de metros de distâncias em solos insaturados e porosos, influenciando, principalmente, no transporte e dispersão de poluentes (Ferraz et al., 2015 e Qifei et al., 2015).

A lei que rege o movimento dos fluidos em meios porosos foi proposta por Henry Darcy em 1856, onde se descreve o fluxo de um fluido através de uma coluna contendo meio poroso não consolidado, conforme Ferraz et al., Darcy levou em consideração a altura da coluna (L) e as pressões exercidas do fluido entre os dois pontos (h_1 e h_2). Neste experimento ele observou que a vazão (Q) é diretamente proporcional à área da secção transversal (A) e a diferença entre e os potenciais hidráulicos em dois pontos (h_1 e h_2) e inversamente proporcional à altura da coluna (L). Darcy demonstrou que a vazão é proporcional a um valor numérico denominado coeficiente de permeabilidade (k), que indica o grau de permeabilidade do solo estudado. Segundo Darcy, a equação empírica seria dada mediante a Equação 5.

$$Q = -k.\frac{(h1-h2)}{L} \ . A \qquad (5)$$

Onde:

Q é vazão (V/T)

k é coeficiente de permeabilidade (L/T)

A é a área transversal da amostra do solo.

Da relação entre Q e A se obtém a velocidade do fluido. A comparação entre as Equações 5 e 2 mostra a equivalência entre a visão empírica macroscópica de Darcy e do conceito infinitesimal do transporte do fluido por advecção.

A condutividade hidráulica pode variar de forma significativa dentro do mesmo aquífero dependendo de fatores como porosidade, tamanho das partículas, arranjos e formas dos grãos, heterogeneidade, compactação, fraturas, propriedades físico químicas dos fluidos (densidade, viscosidade) e massa específica das partículas (Cleary et al., 1989; Feitosa et al., 2008).

Vale lembrar que a lei de Darcy não se aplica em todos os casos como, por exemplo, em gradientes não lineares, em fluxos turbulentos ou em condições não permeáveis semelhantes às encontradas em determinados tipos de solos.

Feitosa et al (2008) descrevem alguns valores de condutividade hidráulica em relação aos tipos de solo (Tabela 2).

Tabela 2 - Faixas de valores de condutividade hidráulica para alguns materiais geológicos (Feitosa et al.,2008).

Tipos de solo	Condutividade Hidráulica (cm/s)
Argila	10^{-9} - 10^{-6}
Silte; silte argiloso	10^{-6} - 10^{-4}
Areia argilosa	10^{-6} - 10^{-4}
Areia siltosa; Areia fina	10^{-5} - 10^{-3}
Areia bem selecionada	10^{-3} - 10^{-1}
Cascalho	10^{-2} - 10^{-0}

Observa-se na Tabela 2 que à medida que aumenta o tamanho das partículas do solo maior é a condutividade hidráulica e mais permeável é o material.

2.5. Zonas Redox

Um solo contendo contaminantes, por exemplo, devido à presença de lixiviado de aterro sanitário, possui inúmeras zonas redox (regiões em que os processos de oxidação e redução ocorrem pela presença de espécies químicas capazes de serem oxidadas (por perda de elétrons) e de outras capazes de serem reduzidas (por ganho de elétrons), Alves e Bertolo, 2012).

A identificação das áreas com pares redox é uma importante informação, no sentido de compreender a natureza química do lençol freático que, por sua vez, afeta diretamente a mobilidade e a disponibilidade de espécies inorgânicas e orgânicas presentes no meio (Appelo and Postma, 2005).

Para que ocorra a óxido redução, há a necessidade da presença de receptores de elétrons (oxidantes), como o nitrato e sulfato, além de doadores de elétrons de baixo estado de oxidação (redutores) como, por exemplo, o íon Fe(II) e Mn(II). A ausência dos doadores ou receptores de elétrons no meio não permite que a reação ocorra em suas respectivas zonas, logo, não ocorre a formação da zona óxido-redutora (Alves e Bertolo, 2012).

A mudança do estado redox a partir da subsuperfície do solo está diretamente ligada à presença de oxigênio no meio (oxidante) e a presença de redutores biológicos.

Dentre as transformações mais comuns, principalmente em áreas impactadas por lixiviado, estão a degradação de matéria orgânica como aminoácidos e proteínas, apresentadas na tabela 3.

Tabela 3 – Principais reações redox em aquíferos impactados por lixiviado.

A oxidação da matéria orgânica está representada por OMO e a matéria orgânica dissolvida como MOD.

Processos redox	Transformações observadas
Metanogênese/ Mineralização fermentativa da matéria orgânica	MOD + ácido acético → metano + gás carbônico
Redução do sulfato/ OMO	MOD + sulfato + ácido → gás carbônico + gás sulfídrico + água
Redução do ferro/ OMO	MOD + hidróxido férrico + ácido → gás carbônico + íon ferroso + água
Redução do manganês/ OMO	MOD + óxido de manganês + ácido → gás carbônico + manganês + água
Denitrificação/ OMO	MOD + nitrato + ácido → gás carbônico + nitrogênio + água
Respiração aeróbica	MOD + oxigênio → gás carbônico + água
Redução do CO2	Ácido carbônico + ácido+ → metano + água
Oxidação do íon amônio	Íon amônio + oxigênio → íon nitrato + ácido + água
Oxidação do metano	Metano + oxigênio → ácido carbônico + água

Adaptado de Christensen *et al.* (2001).

Os processos redox podem contribuir para a preservação ou degradação de contaminantes antropogênicos, (Bradley, ,2003; McMahon e Chapelle, 2007; Smedley e Kinniburgh, 2002; Sracek et al., 2004; Wang et al., 2007).

Alguns destes compostos iônicos, como exemplo, os de As^{3+} e As^{5+}, possuem diferentes características de adsorção devido a seus estados de oxidação e a afinidade em formar complexos com elementos orgânicos e inorgânicos, os quais são influenciados pelo pH e pelo potencial redox do meio (MacGeehan & Naylor, 1994). Os íons de cromo (Cr^{3+} e Cr^{6+}) possuem diferentes solubilidades em função

dos estados de oxidação e pH. O íon Cr^{3+} é pouco solúvel em meio aquoso, enquanto o íon Cr^{6+} se apresenta na forma de cromato (CrO_4^{2-}) e dicromato ($Cr_2O_7^{2-}$), cujo equilíbrio é dependente do pH.

Os íons relacionados no último parágrafo podem exercer um efeito tóxico ao meio ambiente e ao ser humano e este efeito está associado principalmente aos seus estados de oxidação. O arsênio possui toxicidade em todas as formas, contudo, seu efeito pode ser ampliado à medida que aumenta seu estado de oxidação. Sua associação a compostos inorgânicos o torna mais tóxico que na forma complexada com elementos orgânicos (Fowler, 1980). O Cr^{3+}, forma de maior abundância no meio ambiente, não possui toxicidade, porém no estado de oxidação +6 (cromato e dicromato) é altamente carcinogênico e mutagênico (Gochfeld, 1991).

Não obstante, podem ocorrer outras interferências que não a antrópica nos produtos gerados nas áreas de aterro. Fatores exógenos relacionados com o clima, relevo e hidrologia da área podem favorecer a dissolução de minerais (carbonatos, alumino-silicatos e silicatos), de sais solúveis (NaCl, $CaSO_4$) e a troca de cátions quando presentes os íons Ca^{2+} e Mg^{2+} na presença de Na^{+}. Estes fatores podem elevar as concentrações de cátions e pH.

Em estudo efetuado em uma área impactada por resíduos sólidos, Alves (2014) descreve uma sequência de zonas redox presentes no aterro investigado;

Metanogênica,

Ferro redutora,

Manganês redutora,

Redutora de Nitrato e

Redutora de Oxigênio (Aeróbica).

De acordo com Alves (2014), a ausência da zona redutora de sulfato se deu pela baixa concentração dessa espécie no aquífero. Sua presença se deve principalmente pela dissolução de resíduos sólidos, principalmente o de construção civil contendo gesso e/ou cimento, além de ser encontrado como constituinte nativo da água subterrânea.

O enxofre pode ser encontrado também nas formas reduzida como sulfeto, gás sulfídrico ou como minerais metálicos, o que não ocorreu no estudo citado.

A Figura 2, citada por Alves e Bertolo (2012) e descrita por Christensen (2001), indica as 6 zonas redox impactadas por lixiviado de aterro. O processo tem início no núcleo da pluma, próximo à condição metanogênica, onde há uma efetiva ação

bacteriana aeróbica produzindo gás carbônico, metano e amônio provenientes de degradação de proteínas e aminoácidos, além de gás sulfídrico originário da redução do sulfato.

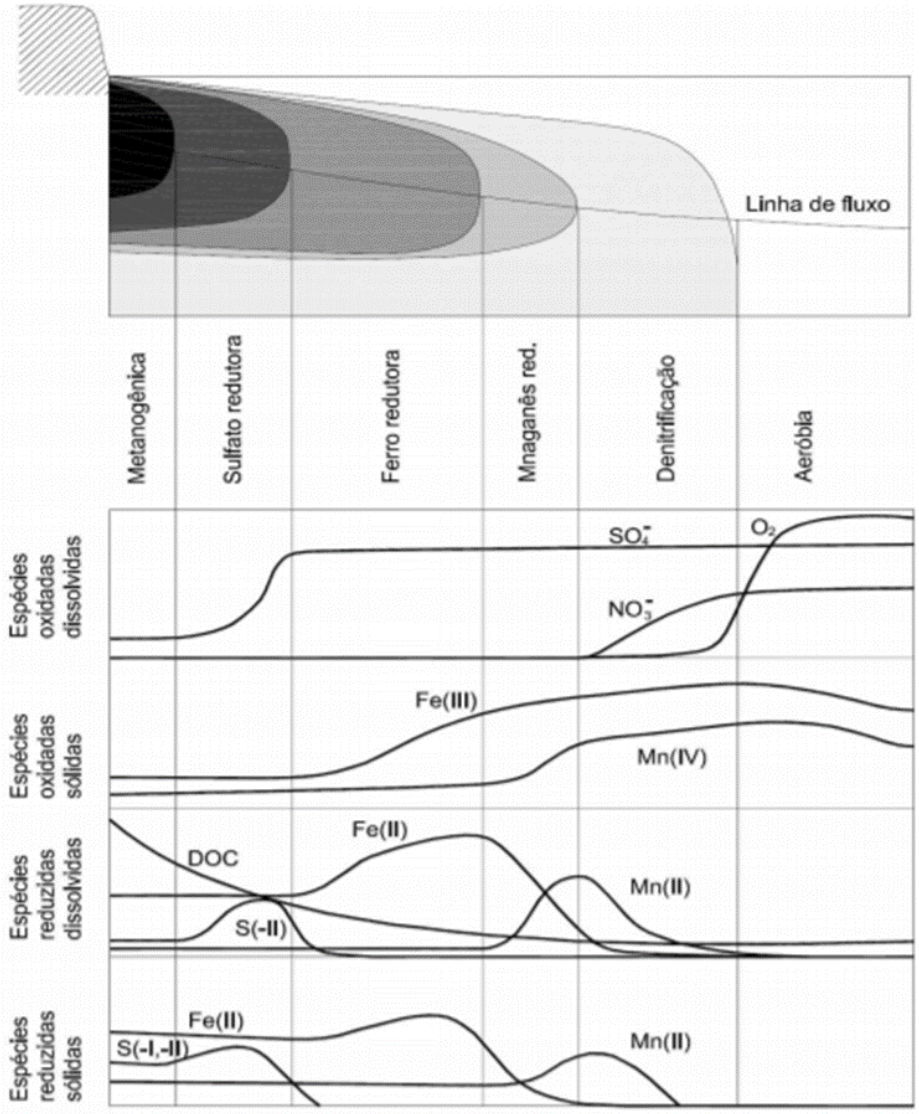


Figura 2 – Zonas REDOX aeróbicas impactadas por lixiviado de aterro na fase metanogênica e espécies químicas sensíveis às condições redox (Alves et al., 2012; adaptado de Christensen et al., 2001).

Nota-se na Figura 2 que, à medida que se afasta da condição metanogênica, ocorre também a redução da disponibilidade do carbono orgânico dissolvido (DOC).

Segundo Alves (2012), este modelo apresentado é um modelo simplificado, visto que as áreas redoxes podem sofrer alterações provenientes da heterogeneidade geológica e geoquímica do sítio. Não necessariamente todas as

zonas deverão estar presentes no aterro de forma gradativa, podendo também ocorrer simultaneamente diversas fases, que por sua vez dependem de diversos fatores como composição do resíduo, tempo de operação, maturação, especiação química natural do aquífero bem como efeitos sazonais (Fanin e Roberts, 2006; Alves e Bertolo, 2012).

Fatores naturais como a oxidação e dissolução de minerais ocorrem ao longo de todas as fases no aquífero, levando a variações dos constituintes, suas concentrações, alcalinidade, potencial Hidrogeniônico (pH) e potencial de óxido-redução (Eh). As reações de dissolução do calcário (como a calcita) com o ácido carbônico, Equação 1, caracteriza bem o processo, disponibilizando no meio o Ca^{2+}, Mg^{2+} e HCO_3^-.

Equação 1

$1H_2CO_3 + CaCO_3 \leftrightarrow Ca^{2+} + 2HCO_3^-$

$2H_2CO_3 + Ca/Mg\ (CO_3)_2 \leftrightarrow Ca^{2+} + Mg^{2+} + 4HCO_3^-$

Minerais como a pirita na presença do oxigênio podem sofrer oxidação na presença de água, Equação 2, levando a produção no meio dos íons Fe^{2+}, Fe^{3+} e SO_4^{2-} promovendo as seguintes reações.

Equação 2

$FeS_{2\ (s)}\ 7/2\ O_2 + H_2O \rightarrow Fe^{2+} + 2SO_4^{2-} + 2H^+$

$Fe^{2+} + 1/4\ O_2 + H^+ \rightarrow Fe^{3+} + 1/2\ H_2O$

$Fe^{3+} + 3H_2O \rightarrow Fe\ (OH)_{3\ (s)} + 3H^+$

$H^+ + CaCO_3 \rightarrow Ca^{2+} + HCO_3^-$

$Ca^{2+} + SO_4^{2-} \rightarrow CaSO_{4\ (S)}$

2.6. Condutividade elétrica do solo

A condutividade elétrica está ligada diretamente à capacidade do solo em conduzir a corrente elétrica através de sua estrutura hidrogeoquímica, que pode estar relacionada à presença de sais dissolvidos e à temperatura (Feitosa et al., 2008).

O perfil elétrico do solo, segundo Bezerra (2013) está associado, além dos descritos por Feitosa (2008), a diversos outros fatores como: presença de diferentes tipos de íons (cátions e ânions), salinidade, tamanho dos poros, distribuição dos

tamanhos das partículas, pH, presença de contaminantes e diferentes graus de saturação.

Em estudos direcionados à compreensão da geoquímica e hidrogeoquímica relacionadas à água subterrânea em áreas suspeitas de contaminação e/ou contaminadas por percolados de aterro sanitário, essa condutividade elétrica pode estar associada à identificação de macrocomponentes inorgânicos e íons metálicos presentes no lixiviado (Alves et al., 2013).

O solo impactado por lixiviado é constituído por elevada concentração de carga de matéria orgânica dissolvida, macrocomponentes inorgânicos, íons tóxicos e xenobióticos. Suas concentrações e composição variam de acordo com as fases do aterro, sua localidade e características do resíduo depositado (Alves et al., 2012).

Estudos propostos por Pandey and Shukla (2019), apontam que a resistividade elétrica do solo sofre redução imediata quando em contato com o lixiviado. Neste estudo foram ensaiadas três concentrações de lixiviado em diferentes tipos de solo.

Os resultados indicaram que diferentes composições de chorume causaram mudanças bem maiores no solo do que quando causadas por diferentes tipos de solo.

Na agricultura, a condutividade elétrica é um indicativo da qualidade do solo, apontando áreas com maior concentração de argila, bem como regiões com maior ou menor capacidade de retenção de água e nutrientes. Neste contexto, o mapa de condutividade elétrica permite uma melhor compreensão do perfil do solo, favorecendo o manejo na produção agrícola.

2.7. Caracterização em Alta Resolução

De acordo com a definição da Agência Americana de Controle Ambiental (USEPA), a Caracterização em Alta Resolução de Sítios Contaminados (*High Resolution Site Caracterization (HRSC))* é definida como; "estratégias e técnicas usadas em escala apropriada com o objetivo de definir a concentração e a distribuição da contaminação, dentro do contexto físico em que se encontra, com alto índice de precisão, de maneira rápida e efetiva" (https://clu-in.org/strategies/).

Com a demanda crescente por resultados em tempo real se torna cada vez mais necessária a busca por ferramentas e/ou técnicas capazes de fornecerem respostas imediatas e assertivas.

As diferentes composições do solo tornam o meio difícil de avaliar, principalmente no seu perfil vertical. Essa heterogeneidade interfere diretamente no transporte, na distribuição dos contaminantes e, em alguns casos, podem alterar molecularmente a composição da pluma.

Estudos em alta resolução são aplicados em diversas áreas, principalmente no que se refere a áreas contaminadas (Liu et.al., 2009 e Dietze et.al., 2009). Na maioria das vezes, as avaliações em alta resolução são mais efetivas que os métodos tradicionais. Além disso, esse método pode ser utilizado para avaliar diversos tipos de contaminantes em áreas de diferentes condições geológicas (Liu et al., 2008).

Dado suas características multifacetárias, as plumas de contaminação são estudadas não apenas pelos elementos contaminantes presentes no meio, mas também por todas as interações que podem influenciar suas respostas. Para tanto, existe a necessidade de conhecimento técnico analítico e o estudo de diversas áreas da ciência, tais como: Geologia, Hidrogeologia, Química e Física. Por isso, há necessidade de uso de tecnologia e ferramentas, como sensores de condutividade elétrica, hidráulica, de análises da composição hidrogeoquímica, granulométrica, fotoquímica e gasosa, que demonstrem os múltiplos elementos em detalhes e em tempo real para que auxiliem no diagnóstico do objeto em estudo e que forneçam suporte para novas tomadas de decisões ainda no campo.

2.7.1. Cravação Direta - (CD)

Nas últimas duas décadas, a tecnologia por cravação direta (CD) (*Direct Push (DP)*), tem sido uma alternativa aos tradicionais métodos de perfuração na investigação e caracterização de áreas não consolidadas, sendo aplicada nos mais variados setores da geotecnia, segundo Hausmann et al (2017).

Esta tecnologia consiste no avanço de uma haste acoplando às ferramentas ou sensores impulsionados por equipamentos de percussão hidráulicos de médio ou de grande porte. A padronização da tecnologia aplicada à geotecnia ocorreu em 1986 pela ASTM Standard D 3441 (ASTM, 2004a) no uso do acessório cone penetration

test (CPT), com o objetivo de determinar as propriedades físicas do solo (McCall et al.,2005).

O uso de diferentes ferramentas (acessórios) propicia a aplicação do método CD em investigações ambientais, incluindo análise de solos, localização de água subterrânea, amostragem de gases, condutividade hidráulica, condutividade elétrica, instalação de poços de monitoramento e coleta de testemunhos (Stephen et al. 2005; Liu, 2018 e Hausmann, 2018).

Paradis et al (2013) citam em seu trabalho que a utilização da ferramenta CD reduz os problemas relacionados com a hidrogeologia local e oferecem vantagens na qualidade das informações por reduzir a perturbação da formação e por ter contato direto com o sedimento em toda espessura do aquífero, proporcionando perfis contínuos de propriedades hidráulicas ou geoquímicas. Recomendações estas foram adotadas pela ASTM (2010) e USEPA (2005) para análises das condições da água subterrânea.

Recentemente, a CD tem sido utilizada como ferramenta de percussão acoplada a sensores ópticos para mapear horizontes e prospecções na área de paleontologia e arqueologia, (Dalan et al., 2011; Matney et al., 2014 e Hausmann et al., 2018). Segundo os autores, os detalhamentos dos horizontes investigados propiciaram melhor compreensão da composição geológica e identificação de possíveis objetos e/ou fósseis localizados, além do posicionamento em que se encontram.

2.7.2. Medidas de Condutividade Hidráulica por Cravação Direta - (CHCD)

O CHCD (*Direct Push Injecting Logging -DPIL*) é uma ferramenta que tem sido utilizada para investigação de subsuperfícies não consolidadas e sedimentos. O avanço se dá por percussão hidráulica por CD, aprofundando no solo e avaliando seu perfil de permeabilidade e hidrostatigrafia, centímetro a centímetro. Durante o avanço é injetada água em um fluxo pré-definido e constante, e a pressão de resistência do solo é monitorada e traduzida em condutividade hidráulica. Existem atualmente duas variantes do CHCD: descontínuas (Dietrich et al., 2008 e Lessoff et al., 2010) e contínuas (McCall et al., 2005 e Liu et al., 2009). Em ambos os casos, a água é injetada à medida que a sonda avança.

No modo de CH contínuo, tanto a taxa de injeção quanto a pressão são monitoradas durante o avanço, fornecendo um perfil vertical contínuo das características transmissivas da subsuperfície. A pressão medida representa a pressão total, compreendendo a pressão atmosférica, de avanço, de injeção e hidrostática. Para o cálculo da pressão efetiva deve-se excluir a pressão atmosférica e pressão hidrostática (Liu et al., 2018).

O modo CHCD descontínuo, a leitura da taxa de injeção e pressão são medidas diretamente na profundidade de interesse, não efetuando medidas no processo de avanço. Durante seu cravamento o sistema fica em vazão mínima de trabalho de 5 mL/min a fim de se evitar o entupimento da tela de injeção à medida que avança para o próximo horizonte de medida. Em ambos os modos descontínuos e contínuos, a razão da taxa de injeção sobre a pressão é usada para estimar a condutividade hidráulica (K) com base em relações empíricas (Dietze et al., 2012; Liu et al., 2008; Steven et al., 2010).

Comparando os dois métodos, o contínuo fornece informações ao longo de todo o perfil, enquanto o descontínuo fornece as informações pontuais. Contudo, a principal vantagem do modo descontínuo são seus impactos do avanço minimizados, por outro lado, suas medidas são mais demoradas devido ao avanço descontínuo e a obrigatoriedade de reestabelecer os fluxos a cada medida. Já no método contínuo a vantagem é a manutenção da taxa de injeção contínua, reduzindo dessa forma variações do sistema quando na abertura e fechamento de válvulas de fluxo e, como resultado, pode ser descartado durante a análise dos dados (Liu et al., 2018).

Steven et al. (2010) descrevem que a técnica é uma importante ferramenta para compreender o fluxo e o transporte de água subterrânea, além de visualizar a heterogeneidade do aquífero. Johnson et al (2005) e Sudicky et al (2010) descrevem, em seus trabalhos, que os testes de laboratório de caracterização hidrogeológica são realizados para poucas amostras, sendo raramente aplicados para análise de rotina, devido à sua pouca reprodutibilidade.

Uma suposição comum em todos esses estudos é a existência de uma relação única entre K, a taxa de injeção de CHCD e a pressão. A validade dessa suposição depende das condições da subsuperfície como, tipos de solo, tortuosidade e índice de vazios.

2.7.3. Medidas de Condutividade Elétrica por Cravação Direta - (CECD)

A medida da condutividade elétrica se dá através da introdução contínua da sonda CE no solo, impulsionada por percussão hidráulica pelo equipamento CD. Durante o avanço da sonda os perfis eletro-hidrostratigráficos do solo são monitorados a cada 1,5 cm e armazenados em computador.

Apesar de os estudos de condutividade elétrica do solo ter sido iniciado por Smith-Rose em 1933, os primeiros resultados utilizando a técnica de avanço por percussão foram descritos por Dobrin em 1976, onde o objetivo foi investigar a presença de petróleo e recursos minerais. Ainda em 1976, Rhoades and Schilfgaar utilizaram a sonda com o propósito de determinar a salinidade do solo.

Christy (1994) a utilizou para monitorar água subterrânea. Em 2006, MacCall et al utilizaram a tecnologia *(Direct Push Electrical Conductivity - DPEC)* com o propósito ambiental com a caracterização de tipos de solos e a identificação de água subterrânea no subsolo.

Vienken et al (2017) descrevem o uso da tecnologia em seus estudos como uma ferramenta capaz de traçar um perfil de um aquífero de forma bem detalhada. Em seus testes em laboratório utilizou a sonda de condutividade elétrica para monitorar os sinais elétricos do traçador cloreto de sódio (NaCl), visando compreender a variação da corrente elétrica em função da concentração do sal.

Aplicando no campo, Vienken obteve respostas elétricas conclusivas no monitoramento na propagação dos íons sódio e cloreto, contribuindo para estabelecer a direção, a velocidade e o fluxo da água subterrânea em tempo real, enriquecendo o modelo conceitual da área sob investigação.

3. OBJETIVO

Este trabalho teve como objetivo avaliar a possibilidade do emprego de um sensor de condutividade elétrica, como ferramenta capaz de identificar na subsuperfície do solo a presença de íons provenientes da decomposição biológica de resíduos oriundos de lixiviado de aterro sanitário.

Para tanto, propõem-se:

- obter um perfil vertical da condutividade elétrica de um solo tropical, litorâneo e com predominância de sedimentos silte-argilosos;

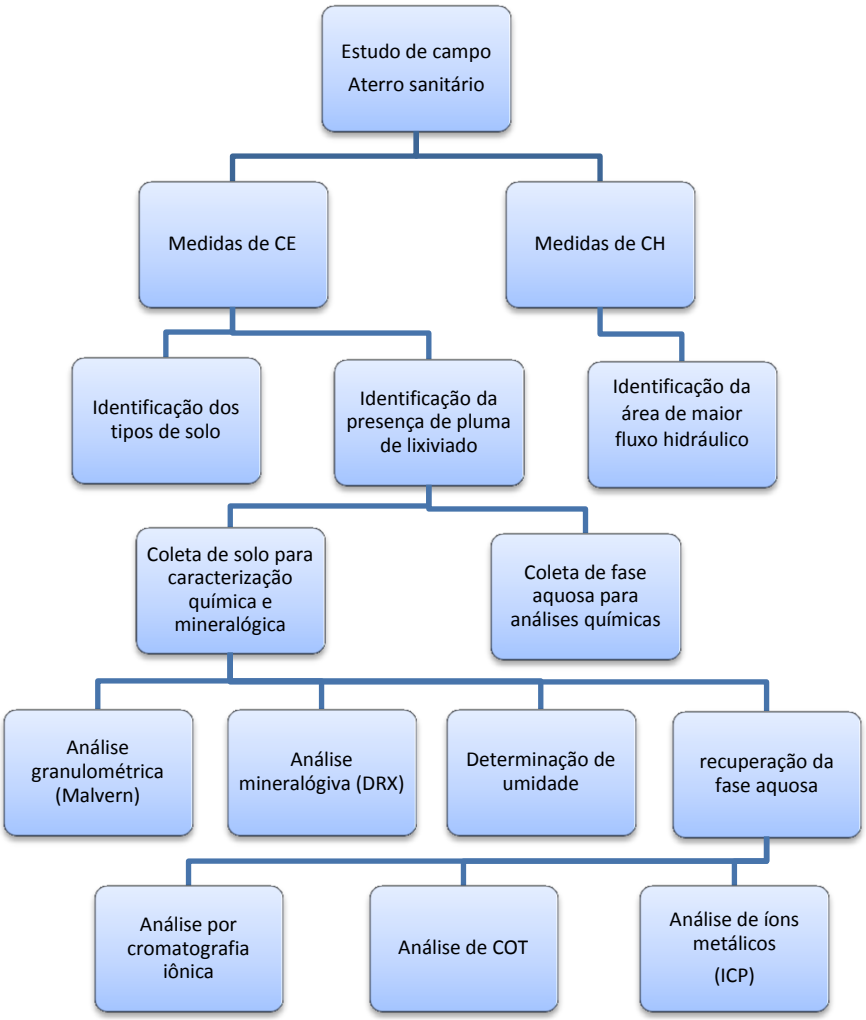
- identificar, através do uso da sonda de condutividade hidráulica, as camadas do solo com maior ou menor fluxo hidráulico;

- correlacionar os sinais elétricos obtidos pela ferramenta de condutividade elétrica em campo com a presença dos íons de maior concentração presentes na fase líquida extraída do solo;

- analisar a possibilidade do emprego da sonda de condutividade elétrica como uma ferramenta de diagnóstico para a presença de lixiviado de aterro sanitário no solo estudado.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1. Fluxograma experimental de estudo de campo



4.2. Área de estudo

A área de estudo localiza-se nas coordenadas 357367931°W e 7359719280°N denominada Aterro Sanitário Sítio dos Areais, Município de Cubatão, São Paulo. Esta área está situada a aproximadamente 2 km do centro urbano, com dimensões equivalentes a 101.842 m², sendo o acesso principal através da Rodovia Cônego Domenico Rangoni, e, posteriormente, por estrada não-pavimentada, com cerca de 3 km de extensão. A Figura 3 apresenta um mapa de localização da área de estudo:

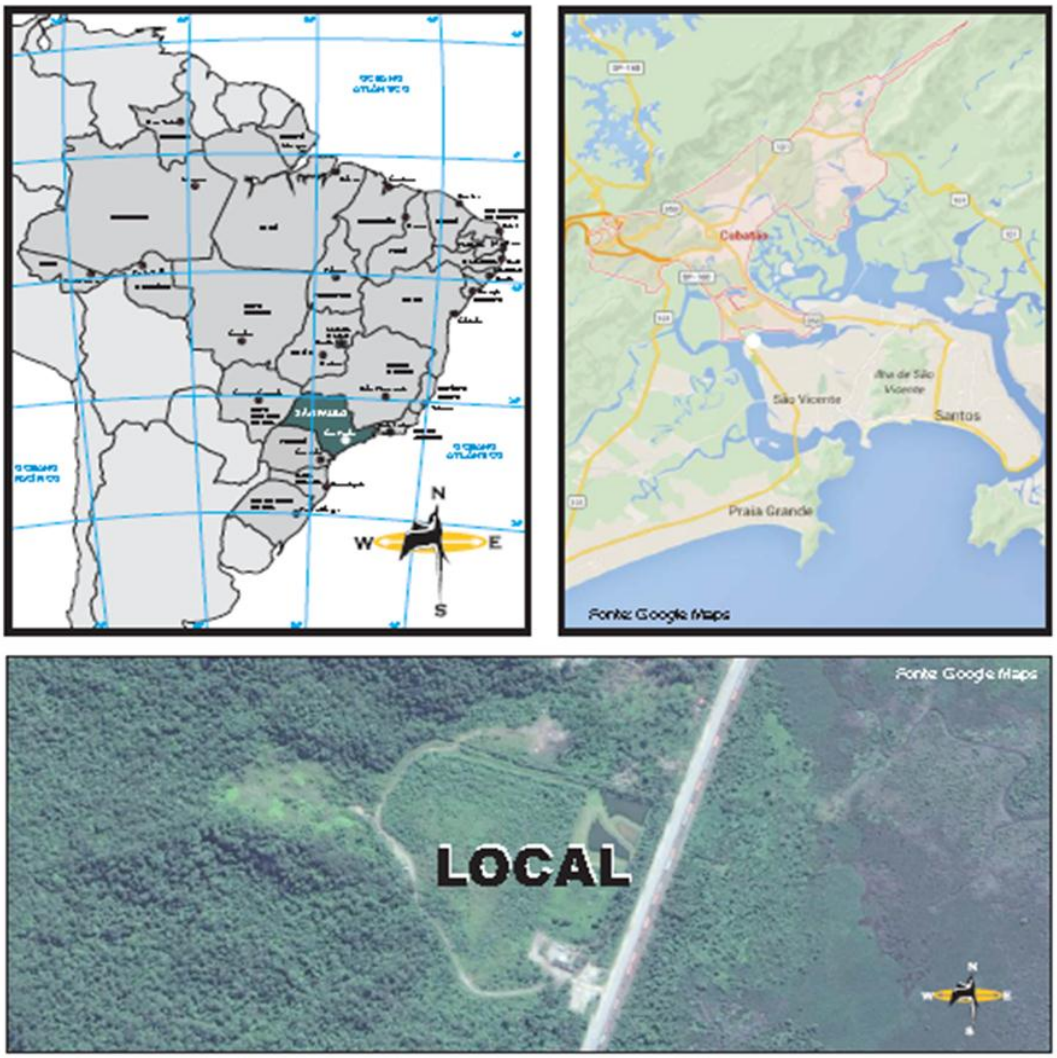


Figura 3 – Mapa de Localização da Área de Estudo.

4.3. Levantamento Topográfico

Para uma maior precisão no delineamento da topografia da área, foi efetuado pela empresa Orlik Engenharia e Meio Ambiente Ltda o levantamento planialtimétrico georreferenciado na área de interesse. Os dados foram coletados pelo equipamento do tipo Estação Total Leica TS 06 Power. Para que a representação seja fiel ao mapa, alguns pontos estruturais existentes foram previamente selecionados.

Na Figura 4, observam-se as referências dos alinhamentos identificados como A1 a A3, que foram utilizados para o ajuste de imagem do Google Earth®.

Figura 4 – Pontos de referência topográfica (Google Earth®).

O procedimento consiste na escolha de dois (02) ou mais pontos cujas coordenadas (x,y) e as cotas topográficas (z) sejam conhecidas. Após escolhidos, a Estação Total é posicionada sobre um dos pontos, sendo o outro (s) utilizado como referência para definição da orientação (azimute) do levantamento.

Os pontos utilizados para ajuste referenciado do presente levantamento foram os pontos A1, A2 e A3 (Tabela 4).

Tabela 4 - Pontos de referência utilizados para o levantamento topográfico.

ID. PONTO	OESTE (X)	NORTE (Y)	COTA SOLO (Z1)	COTA PROT. (Z2)	COTA TUBO (Z3)	DATA	EMPRESA
A1	357.333,820	7.359.669,600	14,685	NSA	NSA	2-fev-16	ORLICK
A2	357.309,708	7.359.635,179	14,848	NSA	NSA	2-fev-16	ORLICK
A3	357.264,910	7.359.577,815	16,108	NSA	NSA	2-fev-16	ORLICK

A1: Ponto de partida do levantamento, coordenadas obtidas através de GPS Extrex Garmin. (Precisão no momento de leitura: 3m), Sistema utilizado: Universal Transversa Mercator (UTM), DATUM: World Geodetic System 1984 (WGS84) e altitudes obtidas através de levantamento já existente;

A2 e A3: Pontos de orientação/azimute do levantamento. Coordenadas obtidas através de GPS Extrex Garmin. (Precisão no momento de leitura: 3m), Sistema utilizado: Universal Transversa Mercator (UTM), DATUM: World Geodetic System (WGS84) e altitudes obtidas através de levantamento já existente.

4.4. Sondagem de Reconhecimento

As atividades de sondagem para reconhecimento do subsolo foram realizadas entre os dias 24 de novembro de 2015 e 03 de fevereiro de 2016, pela empresa SPR Sondagens, sob supervisão contínua da equipe de campo do Centro de Estudos e Pesquisas em Meio Ambiente (CEPEMA-Poli-USP).

Os procedimentos de sondagens de reconhecimento seguiram a norma descrita na ABNT NBR 15.492 (2007) de “Sondagem de reconhecimento para fins de qualidade ambiental”. As medidas foram realizadas com equipamento mecanizado, utilizando *liners* descartáveis e tiveram como objetivo confirmar a caracterização litológica das camadas de solo existentes na área.

Durante os procedimentos de amostragem, foram realizadas as descrições das características táctil-visuais das amostras, como textura, granulometria, cor, presença de umidade e grau de plasticidade.

As sondagens e os poços de monitoramento foram preferencialmente alocados na porção Leste da área, orientados segundo o corte SW-NE, de modo a refletirem a seção transversal ao fluxo da água subterrânea esperado. Adicionalmente, algumas sondagens e instalação de poços de monitoramento foram realizadas na porção Noroeste da área de estudo, devido à falta de informação referente à qualidade da água subterrânea nesta localidade.

Vale ressaltar que o projeto inicial do trabalho visava a instalação de 2 (dois) poços de monitoramento de montante para verificação das condições de *background* da área. Entretanto, a porção à montante da área se encontra geologicamente associada à inexistência de pacotes sedimentares, não permitindo a correlação

estratigráfica entre as camadas de interesse deste trabalho e dessa forma, não foram instalados poços de montante.

Adicionalmente, a proposta original previa a realização de um processo investigatório na “área de empréstimo” do aterro, na qual não foi possível ser realizado devido à pouca espessura de material poroso e afloramento de rochas, tornando imperfurável ao sistema Geoprobe por percussão ou trado manual.

4.5. Contexto Geológico e Hidrogeológico da Área de Estudo

4.5.1. Contexto Geológico Local

A caracterização geológica da área foi feita a partir da avaliação conjugada entre dados históricos derivados de sondagens à percussão (CPEA, 2006), perfis de condutividade elétrica (CE) e informações levantadas durante as sondagens de reconhecimento.

As seguintes unidades geológicas foram reconhecidas na área de estudo (do topo para a base do perfil de solo):

Aterro

Sedimentos flúvio-lagunares e coluvionares

Solos residuais e saprólito

4.5.1.1. Aterro

As camadas de cobertura do aterro são provenientes da área de empréstimo que fica à montante do talude (parte superior anterior ao maciço de resíduos no sentido contrário ao fluxo hidráulico). Sua composição litográfica apresenta argila silto-arenosa, por vezes com fragmentos de rocha e entulho, de cor avermelhada, com espessura de aproximadamente 1,5m e de baixa umidade, recobrindo as diversas camadas do maciço.

4.5.1.2. Sedimentos de origem flúvio-lagunares e coluvionares

O solo encontrado apresenta interdigitação de lentes centimétricas a métricas de material areno-argiloso, sem continuidade lateral, de coloração marrom

acinzentado em meio à matriz predominantemente argilosa, com porções pouco arenosas, de cor ocre. Este material possui espessura de aproximadamente 4,5 m.

Abaixo deste horizonte, nota-se a presença de uma argila, pouco arenosa, plástica, por vezes com vestígios de material orgânico, de cor cinza, com intercalações centimétricas de areia fina, bem argilosa. Este material possui uma espessura média de 12 m.

4.5.1.3. Solo Residual e Saprólito

Ocorre subjacente ao horizonte sedimentar, em contato erosivo, com textura silto-arenosa, micácea, de cor marrom-amarelada. Este material é aflorante na porção oeste da área, associado aos taludes das encostas da serra, sendo observado em maior profundidade na porção leste (> 18 m).

4.5.2. Contexto Hidrogeológico Local

Assim como a caracterização geológica, o arcabouço hidrogeológico da área foi definido a partir da avaliação conjugada entre dados históricos derivados de sondagens à percussão (CPEA, 2006), perfis de condutividade elétrica (CE) e informações levantadas durante as sondagens de reconhecimento.

As seguintes unidades hidrogeológicas foram reconhecidas na área de estudo (do topo para a base do perfil de solo):

Aquífero raso e aquífero suspenso e,

Aquífero livre e semi-confinado.

4.5.2.1. Aquífero raso/Aquífero suspenso

O aquífero raso está associado à cobertura de aterro com nível d’água variando de 1,2 m a 1,5 m. Nota-se, que a presença de saturação deste material deve-se à incidência de chuvas e do escoamento superficial local, favorecendo a infiltração de água neste horizonte. Há dúvidas em relação à continuidade lateral deste horizonte geológico, além dos limites da área de estudo, conferindo-lhe potencialmente uma característica de aquífero suspenso.

Sugere-se que o fluxo horizontal da água subterrânea neste horizonte seja condicionado pela topografia local, em direção à porção leste da área de estudo.

4.5.2.2. Aquífero Livre/Semi-Confinado

Sotoposto à camada de aterro, se observa a presença de um aquífero de porosidade intergranular, associado aos sedimentos flúvio-lacunares. Este aquífero é de caráter semi-confinado ao longo da área de estudo, devido à presença de cobertura de aterro sobrejacente. Sua abrangência se dá a partir da porção central da área de estudo, estendendo-se à porção leste da área. Este horizonte apresenta uma heterogeneidade e anisotropia, conforme os valores de condutividade hidráulica historicamente reportada (variando entre 10^3 e 10^4 cm/s) (CEPEA, 2006). Sua geometria e espessura são controladas pela camada de argila plástica subjacente.

Não há muitas informações sobre este aquífero e as maiores partes dos poços tubulares estão concentradas entre os municípios de Santos e Iguape. A produtividade deste aquífero é baixa, com vazões sustentáveis inferiores a 10 m^3/h por poço. Apenas na região entre as cidades de Peruíbe e de São Vicente a vazão sustentável pode chegar a 20 m^3/h por poço (Takahashi 2005 em DAEE/IG/IPT/CPRM).

Apesar da produtividade inferior a 10 m^3/h, o Aquífero Litorâneo contribui na complementação do abastecimento de cidades como Ubatuba, Caraguatatuba, Bertioga, Santos, São Vicente, Praia Grande, Itanhaém e Iguape. O fluxo da água subterrânea se dá no sentido dos rios de grande porte da região litorânea, como os rios Ribeira de Iguape, Una, Preto e Itapanhaú e, também, para o oceano.

Neste sistema, é preciso controlar a explotação, pois o bombeamento excessivo dos poços pode inverter o fluxo da água subterrânea, causando avanço da cunha de água salgada do mar para dentro do aquífero.

Na água de alguns poços da região de Santos-Cubatão já é observado um aumento do teor de sal (Takahashi 2005 em DAEE/IG/IPT/CPRM). Este fenômeno é conhecido como intrusão salina e pode afetar diretamente a qualidade da água subterrânea bem como sua condutividade elétrica.

4.6. Avaliação dos Fluxos de Massa na Água Subterrânea

A infiltração é o mecanismo mais comum de transporte dos contaminantes para as águas subterrâneas. O poluente liberado na superfície infiltra-se através dos poros da matriz do solo e se move através da zona não saturada pela força da gravidade, até que a zona saturada seja atingida. Uma vez presente na zona saturada, o poluente movimenta-se com o fluxo da água subterrânea, formando uma pluma de contaminação (Fetter, 2008).

A contaminação da água subterrânea pode ter como origem as fontes primárias pontuais, onde o poluente é lançado de um ponto restrito e bem definido, ou então de uma fonte difusa, quando a contaminação é proveniente de vários locais ou de uma larga faixa de terreno, como exemplo, áreas de irrigação ou áreas urbanas. Normalmente, as fontes de poluição pontual são identificadas facilmente, por apresentarem plumas de contaminação mais concentradas e definidas. Este é o caso do aterro aqui estudado, ilustrado na Figura 5.

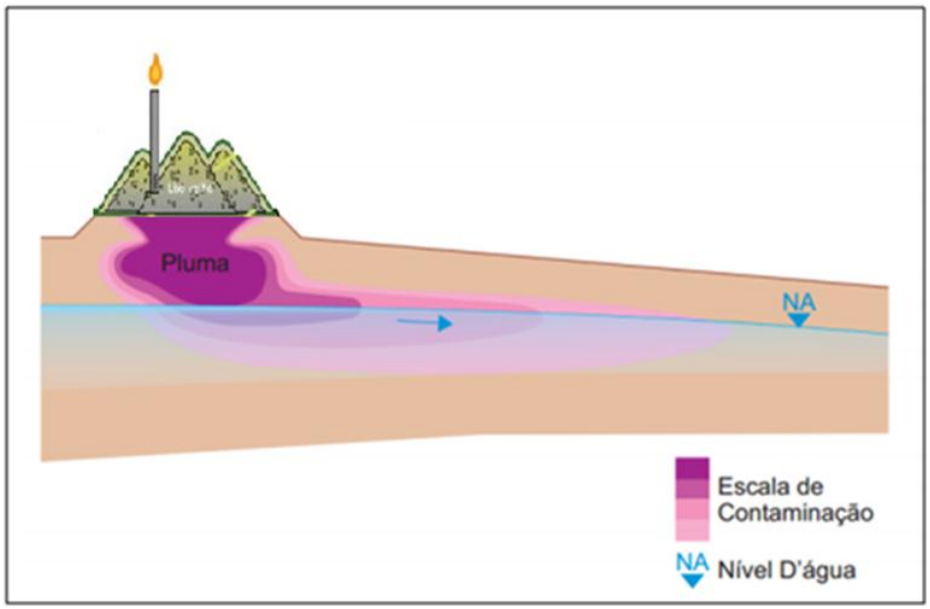


Figura 5 - Representação esquemática da distribuição vertical e longitudinal de concentrações em uma pluma de contaminação (adaptada de Trindade, 2015).

Entretanto, quando essas fontes se apresentam de forma difusa, a pluma de contaminação não mostra forma definida e, geralmente impacta uma área mais extensa (Ribeiro et al., 2007).

Os pontos de amostragem foram determinados através da técnica do fluxo de massa, onde uma seção transversal foi feita com os poços de monitoramento que já

existiam na área. Essa seção transversal foi perpendicular ao fluxo de água subterrâneo, a fim de se medir o fluxo de massa de componentes que passam por essa linha. O processamento dos dados e a medição dos fluxos de massas foram realizados com o software "*Mass Flux Toolkit*", GSI *Environmental Inc.*, Houston, Texas (EUA), 2011.

Para o cálculo do fluxo, a seção transversal deve ser definida com os seguintes parâmetros: concentrações dos compostos de interesse, profundidade em alta resolução, localização (coordenadas) dos poços de monitoramento já existentes, delimitação em 3D da pluma dos compostos dissolvidos na água subterrânea, condutividades hidráulicas em alta resolução, gradiente hidráulico e intervalo de amostragem dos poços de monitoramento.

A angulação da seção transversal foi escolhida com base nas informações de direção do fluxo de água subterrânea, presentes no documento PRAD Set-2006, além da possibilidade de aproveitar poços de monitoramento (PM) já existentes (PM-04 e PM-08). Essa angulação é de 100° em relação à horizontal (linha Leste-Oeste). Como mostra a Figura 6, duas linhas imaginárias foram traçadas, representando as possíveis localizações da seção transversal: uma ligando os poços PM-04 e PM-08, que mede cerca de 280 m; e outra paralela a essa linha, porém tangente à lagoa de tratamento, medindo cerca de 300 m.

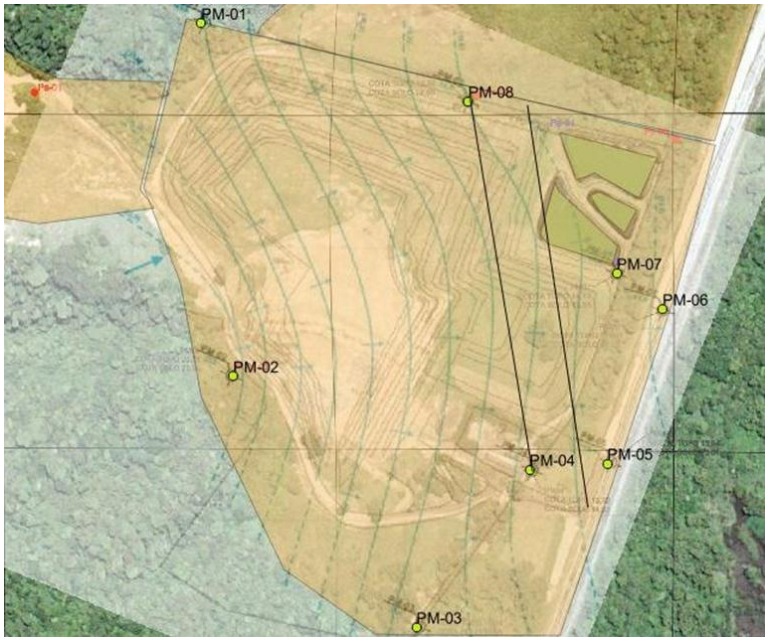


Figura 6 – Ilustração da localização dos poços de monitoramento com seções transversais imaginárias.

4.6.1. Sonda de Condutividade Hidráulica (CH)

A sonda de CH utilizada no estudo é uma ferramenta de diâmetro de 2" com furos na ponteira em torno da haste (Figura 7), que está conectada à mangueira de polietileno ligada a uma bomba hidráulica e avança através da subsuperfície por meio de tecnologia de sondagem por cravamento direto (CD). À medida que a ferramenta avança, a água é continuamente injetada através dos orifícios da ponteira, a uma taxa de 20 L/h, a fim de evitar seu entupimento.

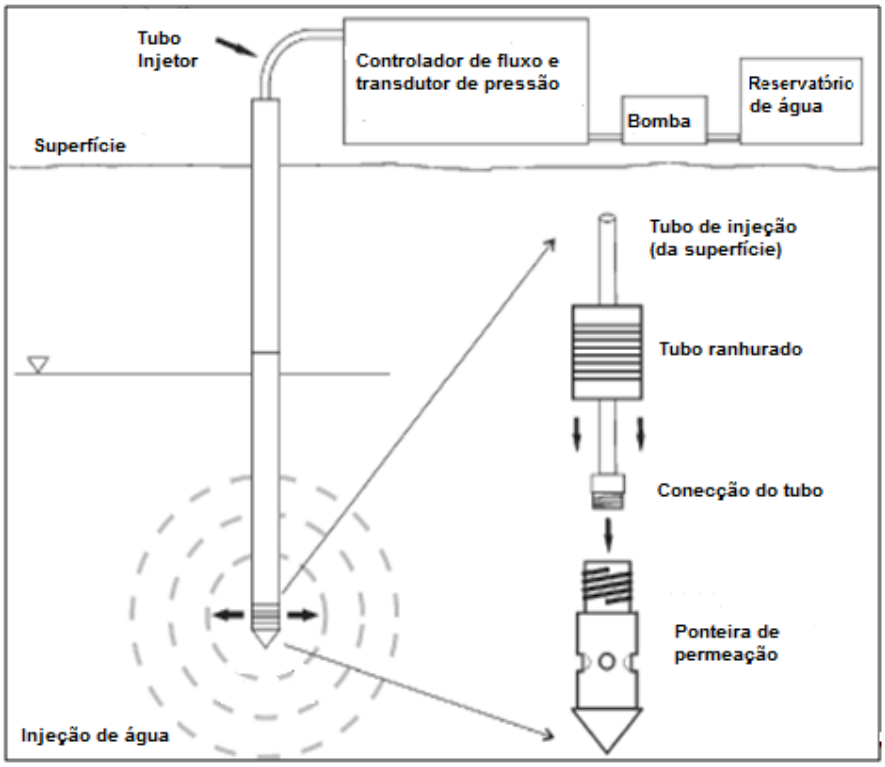


Figura 7 – Esquema da ferramenta de condutividade hidráulica (CHCD).

Ao atingir o horizonte de interesse, o avanço da haste cessa, e neste momento é aplicada a pressão hidráulica. Nesse estudo, por exemplo, foram aplicadas diferentes taxas de injeção a cada 50 cm. A pressão da água no tubo de injeção foi medida usando um transdutor de pressão e um controlador de fluxo na superfície.

A condutividade hidráulica relativa Kr (L / h bar) foi calculada aplicando a taxa de injeção (vazão) e a pressão obtida através do transdutor de pressão, desconsiderando as resistências promovidas pelos acessórios posteriores ao transdutor como comprimento e diâmetro do tubo.

A resistência total (R total) para a injeção de água, (Equação 6) é a razão entre a pressão de injeção (P_{inj}) e a taxa de injeção (Q), Dietrich et al., (2008):

$$Rtotal = p_{inj} / Q \quad (6)$$

A pressão de injeção é representada através da Equação 7:

$$p_{in}j = p_{trans} + p_L \quad (7)$$

Onde;

$p_{in}j$ consiste na pressão de injeção,

p_{trans} é a pressão medida no transdutor sobre a superfície e,

p_L é a pressão exercida por uma coluna de água de comprimento L.

A resistência total (R_{total}) também pode ser expressa como uma soma das resistências, em virtude das condições da resistência física na tela (R_{tela}), localizada na extremidade da ponteira de injeção e, devido ao fluxo no tubo (R_{tubo}) (Equação 8):

$$R_{total} = R_{tubo} + R_{tela} \quad (8)$$

A resistência observada na tela é o inverso da relação da condutividade hidráulica encontrada nos estratos adjacentes a ela. Assim, para uma melhor compreensão da resistência calculada da tela e para que se tenha uma representação de Kr, propõe-se a Equação 9, onde K_{CHCD} é o coeficiente hidráulico da sonda de injeção por cravamento direto.

$$K_{CHCD} = 1 / (R_{total} - R_{tubo}) \quad (9)$$

Conforme a Equação 9, o cálculo da razão de K_{CHCD} requer que a resistência do tubo seja conhecida. Neste trabalho, foi adotado o regime de fluxo turbulento (> 47L/hora), uma vez que vazões inferiores ao número crítico calculado ocasionaram o entupimento da ponteira. Conforme preconizado por Dietrich et al (2008), uma linearização da relação entre a resistência do tubo e a taxa de fluxo foi utilizada para condições de turbulência (Equação 10):

$$R_{tube} = aQ + b \qquad (10)$$

onde a e b são parâmetros que podem ser determinados a partir de uma análise de regressão de fluxo e de dados de pressão obtidos a partir de experiências com o equipamento de condutividade hidráulica por cravamento direto (CHCD). Nestas experiências, as pressões são medidas para diferentes taxas de fluxo, enquanto o filtro de injeção e o transdutor de pressão são colocados à mesma distância acima da superfície do terreno.

Assim, a curva de calibração para obtenção da Equação 10 foi calculada em campo (Figura 8), variando-se a vazão e a pressão de injeção com o equipamento em superfície para cálculo da resistência do tubo.

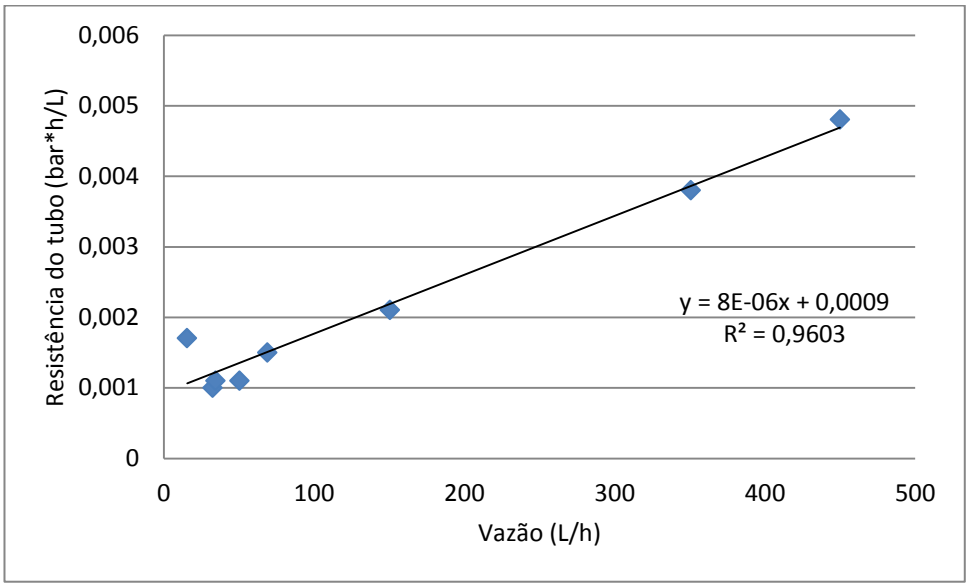


Figura 8– Curva de Calibração de Campo para cálculo da Resistência do Tubo.

Em resumo, o procedimento CHCD consiste em medir a taxa de injeção e pressão a uma determinada posição vertical e, então calcular a relação K_{CHCD} a partir dos dados adquiridos. Este cálculo envolve três passos: (1) usar a Equação 6 para calcular a resistência total a partir de medições de campo, (2) usar a Equação 7 para calcular a resistência do tubo, e (3) utilizar a Equação 9 para remover a resistência do tubo a partir da resistência total. Um perfil vertical da relação K_{CHCD} pode assim ser gerado a partir dos resultados de uma série de avanços sequenciais e dos ensaios de injeção.

A condutividade hidráulica por cravamento direto (CHCD) é uma ferramenta que atua de forma complementar ao uso da CE, visto que, seu uso em conjunto possibilita o mapeamento de contrastes entre zonas mais ou menos condutivas, corroborando dessa forma com resultados mais detalhados do aquífero investigado.

Problemas técnicos como vazamentos ou presença de bolhas no sistema que podem influenciar as taxas de diferentes vazões podem ser resolvidos através da aplicação de diferentes taxas e medições das pressões totais, cujos resultados calculados de Kr devem ser iguais para uma mesma profundidade.

4.6.2. Sonda de Condutividade Elétrica (CE)

A sonda de condutividade elétrica (CE) é uma ferramenta de leitura em alta resolução utilizada para fornecer o detalhamento da hidrogeologia do subsolo com base em seu perfil elétrico (Hausmann et al., 2013, Hausmann, 2014 e 2018). Neste estudo foi utilizada a sonda com matriz de quatro eletrodos de Wenner, modelo SC-500 (Geoprobe Systems, Salinas - USA). As leituras da CE, velocidade de penetração e profundidade foram processadas através do sistema de aquisição de dados em tempo-real modelo FI6000 (Geoprobe Systems, Salinas - USA).

O princípio de funcionamento da sonda se baseia na configuração de eletrodos de Wenner contendo quatro terminais, onde, uma corrente é aplicada através de dois eletrodos externos de contato da sonda. A medida da condutividade é conhecida a partir do conhecimento da corrente e a diferença de potencial entre dois terminais centrais na sonda (Figura 9).

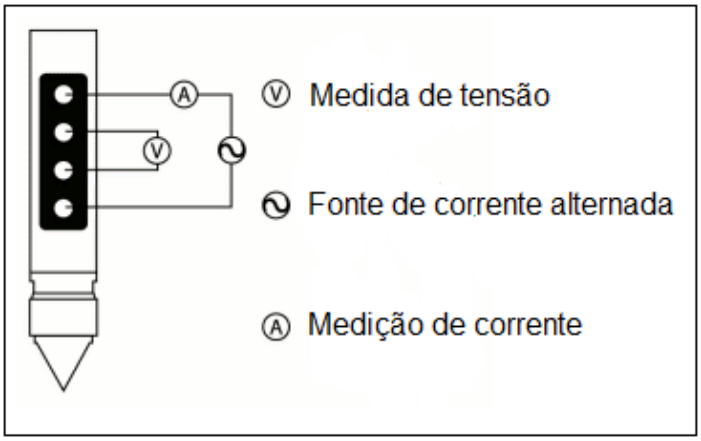


Figura 9 – Esquema de funcionamento de medição da sonda.

A técnica de CE se inicia conectando o sensor de condutividade (geoprobe) à extremidade da haste de aço, a qual é encaixada no martelete hidráulico por percussão, em seguida se procede à perfuração e leitura. Através do *String Pot* (medidor de profundidade e velocidade de cravamento) são medidas as velocidades de cravamento e a posição linear do sensor. Todos os dados são enviados através de cabos para o Field Instruments (módulo) onde são gerados, pelo software, dois gráficos com os perfis de condutividade do solo e a velocidade de aprofundamento da haste.

A sonda (Figura 10), imediatamente após ser calibrada, é inserida continuamente no solo até a profundidade desejada. Durante todo o processo, o equipamento se encontra conectado a um laptop para acompanhamento em tempo real das perfilagens elétricas.

Figura 10 – Sonda eletroquímica (Geoprobe ®).

A condutividade elétrica vem sendo utilizada como uma ferramenta precisa de classificação dos solos, onde os diferentes tamanhos de partículas apresentam condutividades elétricas distintas, conforme proposto por Christy et al., (1994), McKenzie et al. (1997), McCall et al. (2006), Hausmann et al (2013, 2014 e 2018).

Observa-se na Figura 11 que os sedimentos mais finos, como argilas, por exemplo, possuem valores de condutividade elétrica superiores aos apresentados pelos sedimentos de granulometria maiores como silte e areia.

Zonas de condutividade elétrica que apresentam medidas inferiores a 10mS/m indicam materiais mais grossos como pedriscos e areia, que, por sua vez são mais

permeáveis. São nestas regiões que os fluxos ocorrem preferencialmente, permitindo que os contaminantes (hidrocarbonetos, compostos orgânicos, íons metálicos) sejam transportados através do subsolo.

Usando uma vista em corte transversal de uma série de registros, é possível a visualização de como estas vias preferenciais migram através de um local.

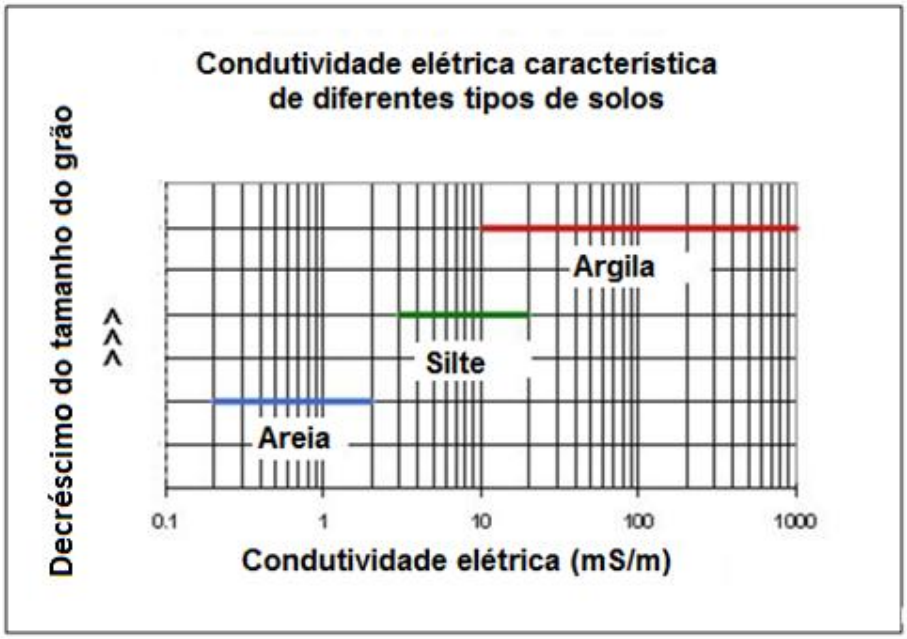


Figura 11 – Variação de valores de condutividade elétrica para sedimentos de diferentes granulometrias (areia – silte - argila). Modificado de Geoprobe Systems.

Sendo assim, o que pode ser usado para auxiliar o investigador na compreensão do movimento dos contaminantes no subsolo. Esta informação além de complementar o Modelo Conceitual da área, também irá auxiliar na escolha da localização de instalação dos poços de monitoramento permanente ou de remediação.

4.7. Amostragem da água subterrânea, da água superficial e da lagoa de rejeito

Com o objetivo de conhecer a qualidade da água do aquífero investigado, sua especiação química e sua possível interferência na água subterrânea e por consequência sua associação com a resposta da condutividade elétrica medida pelo sensor, foram efetuadas coletas de água da lagoa de chorume, da água superficial e

da água subterrânea nos poços previamente instalados e desenvolvidos durante a execução do projeto. Estes resultados estão apresentados como anexos no final desta tese.

4.8. Amostragem do solo

A amostragem de solo foi realizada utilizando as hastes de perfuração com amostrador de solo tipo *liner*, onde é possível a retirada de 1,15 m de amostra por manobra (Figura 12).

Primeiramente, o *liner* é inserido na camisa de metal (haste própria para coleta via *liner*) em seguida é conectada ao sistema de cravamento direto (CD). Após a perfuração até a profundidade desejada, destaca-se a ponteira da haste, através de um dispositivo próprio, permitindo o preenchimento total do amostrador.

Logo após a coleta das amostras, os *liners* foram fechados nas extremidades, identificados e levados ao laboratório para análises.

Figura 12 – Amostrador tipo *liner*, comprimento 1,15m.

4.9. Análises químicas e físicas do solo

4.9.1. Análise tátil-visual

Após a coleta das amostras do solo via amostrador tipo *liner*, o mesmo foi aberto na direção longitudinal do corpo de prova com a finalidade de expor o solo, tomando cuidado neste momento para evitar a alteração dos horizontes. A partir

deste ponto iniciou-se a identificação, primeiramente com imagens fotográficas, em seguida com o toque manual, onde se observam a textura, homogeneidade, plasticidade, granulometria e umidade, a fim de se estabelecer o primeiro contato com a pedologia do solo estudado (Figura 13).

Figura 13– Amostra do solo no ponto G, horizonte 5,75m a 6,90m.

4.9.2. Análise de íons metálicos via ICP

Análises da composição de íons de metais presentes no solo e na água subterrânea foram efetuadas através da técnica de análises por emissão ótica com plasma induzido (ICP-OES). O equipamento utilizado foi o modelo 720 OES da marca Varian. Antes das análises o equipamento foi devidamente calibrado com padrões de referência certificados.

O preparo da amostra sólida seguiu o protocolo da EPA 3051A. Neste método adicionou-se uma massa de 0,1 g de solo em um frasco de teflon próprio do equipamento digestor contendo ácido nítrico concentrado, em seguida a amostra foi submetido ao aquecimento por micro-ondas de acordo com o método pré-selecionado (EPA 3051). O equipamento utilizado foi um digestor por micro-ondas modelo MARS 100. Após o processo de digestão os frascos foram resfriados à temperatura ambiente, seu conteúdo foi filtrado com membrana de 0,45um e transferido para balão volumétrico onde foi aferido o volume com água deionizada e submetido ao equipamento ICP.

A análise da composição de íons metálicos na água, assim como no solo, foi medida através do equipamento ICP-OES seguindo o protocolo EPA 3015A. Neste caso, um volume de amostra de 1,0 mL foi adicionado em ácido nítrico concentrado em frasco de teflon e submetido ao micro-ondas com método EPA 3015 pré selecionado.

4.9.3. Análise mineralógica

A caracterização mineralógica do solo se deu através da análise de difração de raios-X (DRX) onde o feixe difratado incide sobre o ângulo 2Θ. As amostras foram secas por 24 h a 60°C, processada em almofariz de ágata até suas partículas atingirem características micrométricas e de homogeneidade, em seguida foram quarteadas. Uma porção foi devidamente acomodada na câmara de leitura, compactada de forma a não haver espaços vazios ou rugosidade da superfície e submetida às análises.

4.9.4. Análise granulométrica

Os tamanhos das partículas bem como a porosidade interferem na distribuição e no transporte dos nutrientes e também na condutividade elétrica do solo (McNeill et al., 1980ª, Hausmann et al., 2018). Buscando dimensionar os seus efeitos na área investigada, as distribuições granulométricas foram determinadas através da técnica de espalhamento de luz *laser* cuja difração reflete os ângulos característicos do diâmetro das partículas (Ward-Smith, 2002), tendo como dispersante a água. O instrumento utilizado foi Malvern Mastersizer 2000.

4.9.5. Determinação de carbono orgânico total (COT)

O método utilizado para a determinação do carbono orgânico total das amostras de solo foi o gravimétrico ou método por perda de massa por ignição. O mesmo consiste na perda de massa dos componentes orgânicos por evaporação através do uso de mufla com a temperatura na faixa de 500°C por 30 min.

4.9.6. Determinação do teor de umidade (h)

O teor de umidade no solo é uma importante informação na determinação de sua condutividade, principalmente pela presença de sais dissolvidos neste meio aquoso. Portanto, a determinação do teor de umidade (h) de uma amostra de solo se dá pela razão entre a massa da água (Ma) contida em um certo volume de solo (Mt) e a massa da parte sólida (Ms) existente nesse mesmo volume, expressa em porcentagem (Equação 14).

$$h = 100xMa / Mt = 100xPa / Ps \ (\%) \qquad (14)$$

Onde;

h = Umidade total

Ma = Massa de água

Mt = Massa total

Pa = Peso da amostra

Ps = Peso seco

O teor de umidade foi verificado através de gravimetria (NBR 06457 -1986), que consistiu na pesagem da amostra, depois submetida à evaporação através de estufa em temperatura entre 105°C e 110°C por no mínimo 24h ou até que sua massa se torne constante. O procedimento adotado foi:

I) Determinação da massa total (Mt) da amostra a ser analisada;

II) Secagem completa a amostra;

III) Determinação da massa da amostra seca (Ms).

IV) Cálculo original da massa da água na amostra (Ma = Mt – Ms)

V) Cálculo do teor de umidade em percentagem h = 100xMa / Mt.

4.9.7. Recuperação da fase líquida do solo por centrifugação

Para a avaliação quantitativa e qualitativa da presença dos sais dissolvidos no meio aquoso contido na amostra do solo, o mesmo foi submetido ao processo de centrifugação.

Frações do solo coletado contendo 200 g foram inseridas em tubos de centrífuga de 50 mL contendo pequenos furos na parte inferior para permitir a saída da fração líquida contida no solo. Em seguida foram acondicionados dentro de outros tubos de 250 mL e centrifugados a 2000 rpm por 60 min. Ao final da centrifugação, a fase líquida que passou através dos pequenos furos foi coletada,

filtrada com membranas de 0,22 µm e armazenadas sobre refrigeração para posterior análise de sua composição iônica.

4.9.8. Cromatografia iônica

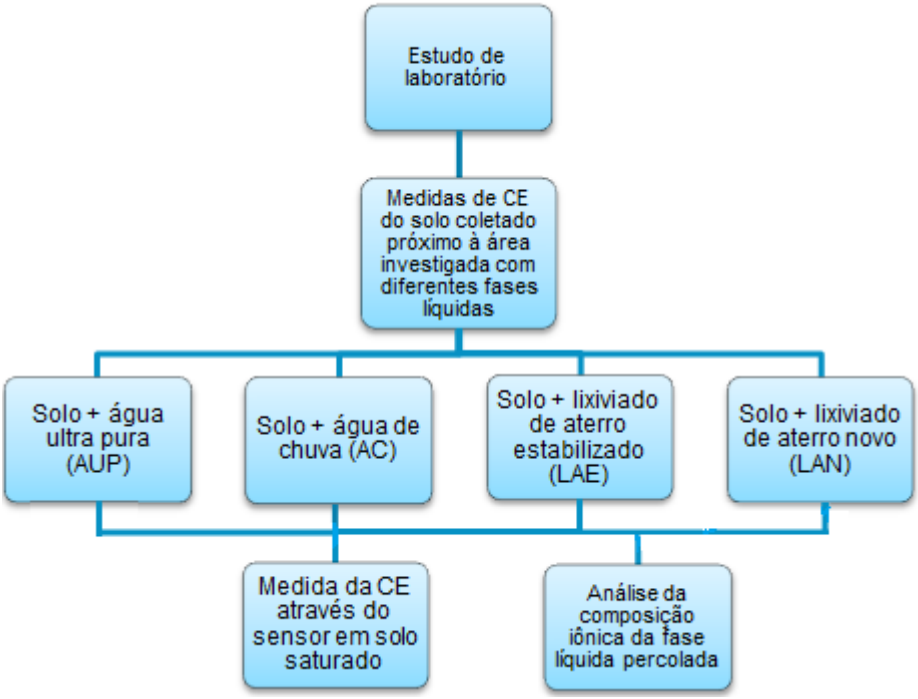
O processo de identificação e quantificação iônica se deu através do cromatógrafo líquido da marca Metrhom, modelo 883. Os cátions presentes no meio foram separados através da coluna catiônica Metrosep C4-150/4.0 com fase móvel composta por ácido nítrico 2 mmol/L e ácido propiônico 0,7 mmol/L com fluxo de 0,7 mL/min.

Na determinação de ânions, a coluna utilizada foi a Metrosep A Supp 5 - 150/4.0, fase móvel composta por carbonato de sódio 3,2 mmol/L e bicarbonato de sódio 1,0 mmol/L com fluxo de 0,7 mL/min.

O equipamento foi devidamente calibrado com padrões de referência certificados antes do início das análises.

4.10. Ensaios de bancada

4.10.1. Fluxograma experimental do estudo de laboratório



O efeito da presença de íons dissolvidos em meios aquosos já é conhecido como um fator determinante na condutividade elétrica. Contudo, resultados obtidos a partir do uso da sonda de CE são pouco conhecidos ou descritos na literatura.

Neste contexto, foi elaborada uma série de ensaios com a finalidade de desvendar as respostas obtidas com este sensor em campo, e também conhecer os efeitos condutivos de solos na presença de amostras contendo água ultra-pura, água de chuva, lixiviado de aterro maturado ou estabilizado e lixiviado de aterro novo.

Os ensaios foram desenvolvidos em laboratório onde uma amostra de solo foi coletada nas proximidades da área investigada a 30 cm de profundidade. Após levada ao laboratório, a mesma foi seca à temperatura ambiente até atingir a constância de peso e em seguida peneirada com malha de 5 mm com o objetivo de eliminar fragmentos de rochas, folhas e raízes. A amostra em seguida foi quarteada e pesada frações de 8 kg e acondicionadas em um tubo experimental de lixiviação feito de vidro com dimensões de 350 mm de diâmetro e 1 m de comprimento (Figura 14-A).

Após ter sido acondicionada suavemente para evitar compactação, foram adicionados 4 L dos meios líquidos nos diferentes tubos contendo o mesmo solo, até atingir a saturação. Neste trabalho foi considerado como solo saturado aquele que apresentou 33% de sua composição em massa composta por água. Neste cenário, os poros ou espaços inter-granulares anteriormente ocupados por ar, são preenchidos por água.

Apenas a título de curiosidade, um solo considerado “ideal” é composto por 45% de minerais provenientes de intemperismo, 5% de composição orgânica derivada de decomposição vegetal e de animais, 25% de água e 25% de ar. Esta composição pode sofrer alterações de acordo com a região e sazonalidade.

Após aguardar 30 min para a completa absorção do meio líquido pelo solo foi inserido o sensor e efetuada a medida da CE.

Os quatros experimentos seguiram o mesmo padrão de peso e volume. A fim de se evitar a compactação do solo, evitou-se movimentar a coluna durante todo o processo.

Logo após a medida da CE pelo sensor, o líquido percolado através do solo foi coletado na parte inferior do tubo de lixiviação para posterior análise (Figura 14-B).

Figura 14 – Tubo de experimentação medindo a CE (A) e coleta do líquido percolado (B).

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo serão apresentados e discutidos os resultados obtidos dos métodos geofísicos de alta resolução aplicados na caracterização de sub-superfícies, associados à geotecnia e à litoestratigrafia. Contudo, o estudo fora aplicado pela primeira vez em campo na investigação ambiental, associado à área contaminada por lixiviado de aterro sanitário.

Nesta nova abordagem, pretende-se contribuir com a caracterização do subsolo através da aplicação da condutividade elétrica e da condutividade hidráulica, levando em consideração os dados estratigráficos e o perfil elétrico do solo, que por sua vez apresentam características de solo argiloso com presença de salinidade marinha e com possível contaminação por lixiviado.

Para melhor compreender o comportamento da condutividade elétrica na presença de diferentes meios líquidos no solo e para que sirvam como parâmetros comparativos para a resposta do sensor em campo, serão apresentados e discutidos experimentos desenvolvidos em laboratório. Neste contexto, buscam-se correlacionar os sinais elétricos com a especiação hidroquímica e geoquímica do aquífero e a presença do lixiviado do aterro e seu efeito na condutividade elétrica.

Resultados químicos analíticos e físico-químicos do aquífero também serão discutidos em conjunto neste capítulo, servindo como indicadores da presença de elementos que possivelmente estarão relacionados aos elevados sinais de condução de corrente elétrica obtidos pela sonda.

5.1. Levantamento do Mapa Potenciométrico

O mapa potenciométrico é uma das principais ferramentas utilizadas por geólogos e pesquisadores, que buscam conhecer a hidrogeologia de uma determinada área. Neste mapeamento, levam-se em consideração as cotas da água superficial e subterrânea obtida a partir de instalação de poços de monitoramento e observações do afloramento de água. Através destas informações, é possível identificar o sentido do fluxo da água subterrânea e, a partir dos resultados, estimar o comportamento de uma possível pluma de contaminação (Figura 15).

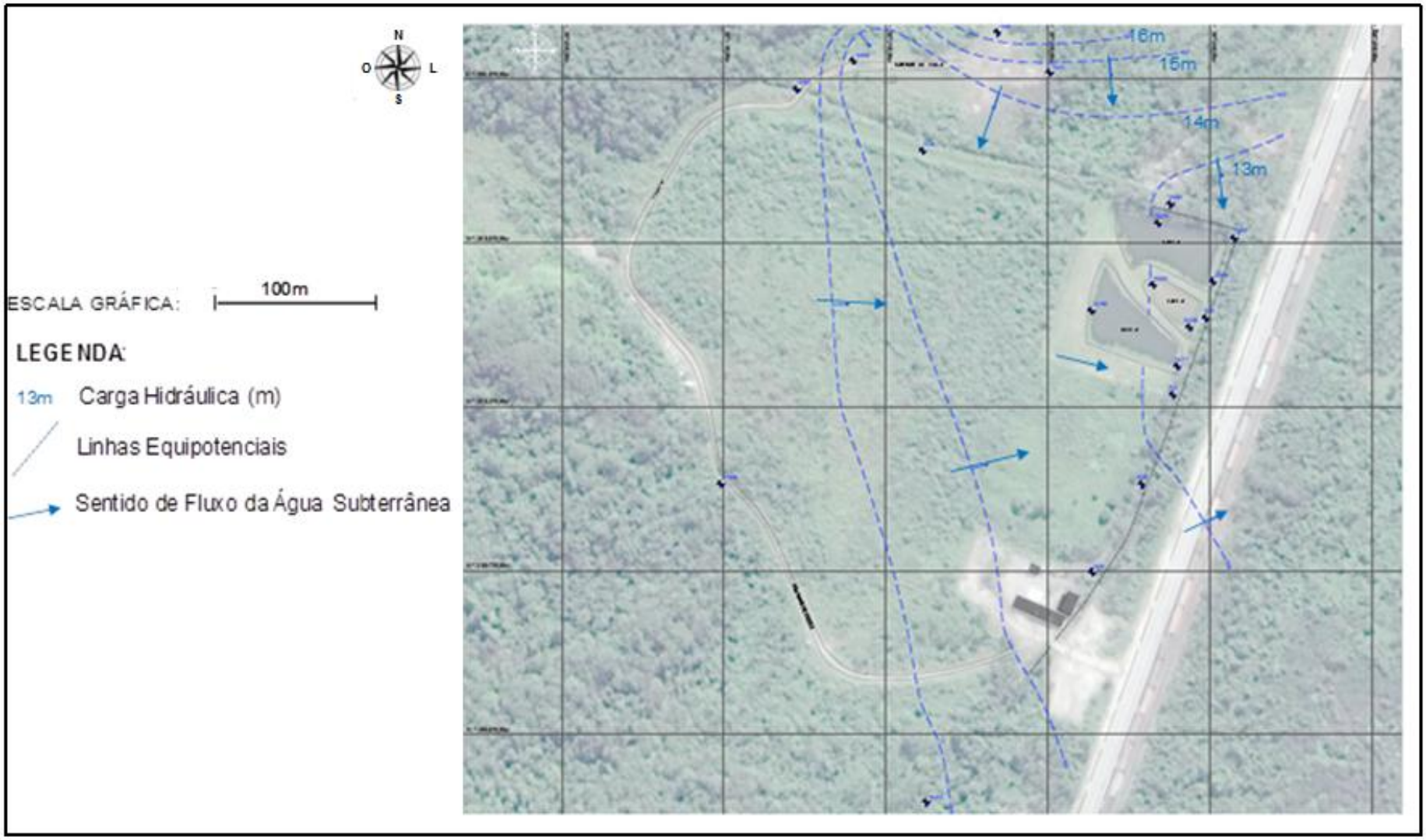


Figura 15– Mapa Potenciométrico (Aquífero semi-confinado).

Após a elaboração do mapa potenciométrico apresentado na Figura 20, foi possível descrever as zonas de descarga, recarga e sentido do fluxo subterrâneo do aquífero. Nota-se neste aquífero, a presença de um fluxo advectivo (sentido do fluxo da água) predominantemente para Leste.

Apesar de o mapa representar os valores de carga hidráulica vinculados às lagoas e aos pontos de afloramento de água, sua interpretação não considera a conexão hidráulica entre a lagoa e o aquífero, devido à presença de impermeabilização do fundo das lagoas. Ressalta-se, porém, que as cargas hidráulicas medidas nos poços de monitoramento à jusante do maciço são em suas maiorias menores em relação à lagoa, tornando-os vulneráveis, caso haja algum vazamento do lixiviado.

5.2. Localização dos pontos de amostragem

Após realização dos estudos de sondagens e ensaios de condutividade elétrica por cravamento direto (CECD) e condutividade hidráulica por cravamento direto (CHCD), foi possível conhecer a geologia e a hidrogeologia local. A partir destes dados, foram definidos os pontos de medidas e amostragem (PM) (Figura 16) de A a K. Esses pontos foram escolhidos com o propósito de se obter um perfil que fosse representativo do fluxo de massas proveniente da jusante do talude (região na parte mais baixa sentido fluxo hidráulico, logo após o maciço de resíduo).

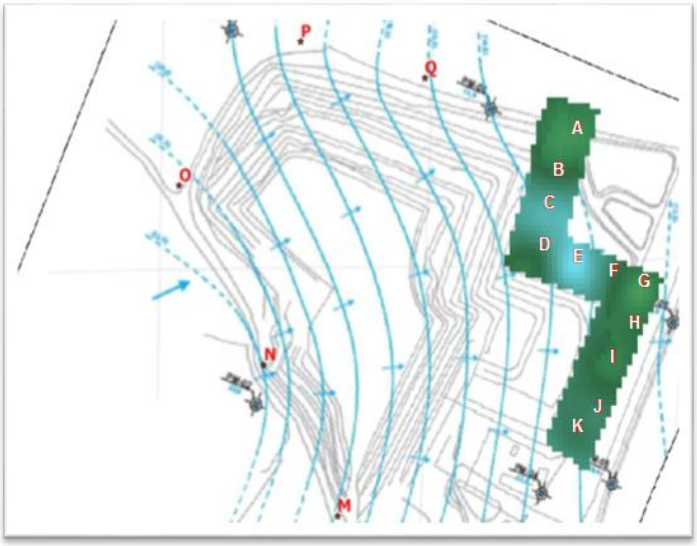


Figura 16 – Localização dos pontos de medidas de A à K.

5.3. Perfis de condutividade hidráulica (CH) do solo

Os resultados das perfilagens permitiram observar o comportamento da condutividade hidráulica a cada 50 cm de profundidade. O avanço da sonda ocorreu até a profundidade máxima de 19 m, atingindo nesse nível rochas de transformação, barreira intransponível para a ferramenta por cravação direta utilizada no estudo. Na medida em que a sonda se aprofunda, apresenta variações de permeabilidade que vão de 190 [L/(h*bar)] a 10 [L/(h*bar)], demonstrando características de heterogeneidade do meio, conforme pode ser observado na Figura 17. Vale lembrar que o solo estudado encontra-se saturado a partir de 1 m de profundidade e, em solo saturado a condutividade hidráulica é mais dependente de sua estrutura do que de sua própria textura. A presença de macroporos possibilitam os solos argilosos apresentarem uma condutividade hidráulica semelhante a um solo arenoso.

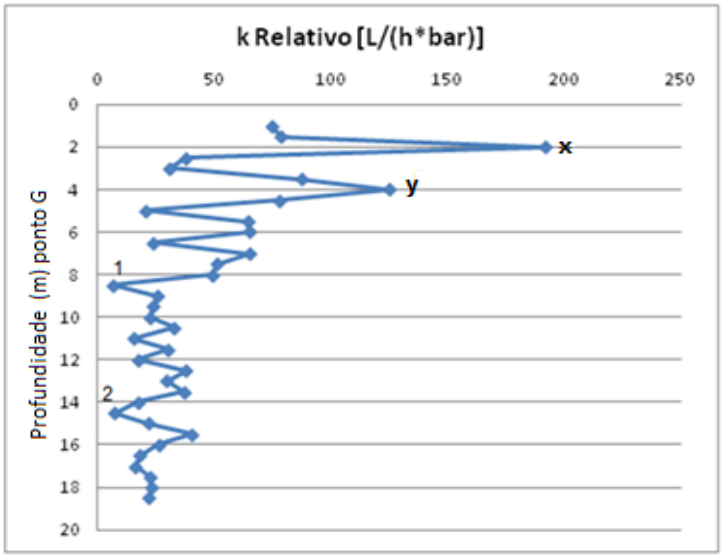


Figura 17 – Perfilagem (m) de Condutividade Hidráulica [L/ (h*bar)] ponto G.

Apenas a título de ilustração foram destacados os pontos x e y na Figura 17, onde ocorre o perfil de maior condutividade hidráulica. Nestes horizontes há presença de silte e areia fina, enquanto que nos pontos 1 e 2 foi notada a presença de argila plástica. Esta maior condutividade hidráulica observada no ponto x coincide com a mesma região que apresenta a maior condutividade elétrica o que pode evidenciar a presença de uma solução rica em eletrólitos como é o caso do lixiviado

de aterro sanitário. Esta região em que ocorre a descontinuidade nas condutividades elétrica e hidráulica será vista com maiores detalhes no item 5.5, abordando a geologia, a hidrogeologia e seus aspectos químicos e físicos.

Notou-se também que, a partir do horizonte de 5 m de profundidade, a condutividade hidráulica apresentou uma redução gradativa levando a uma média inferior a 50L/h*bar. Nesta porção, a composição do solo foi se tornando predominantemente silto-argilosa e com a presença de lâminas centimétricas intercaladas de argila.

5.4. Perfis de condutividade elétrica (CE) do solo

Os perfis de condutividades elétricas correspondentes à seção transversal ao fluxo da água subterrânea estão representados na Figura 18 sendo um logo à jusante do maciço (a – a´) e um na porção montante da lagoa de chorume (b – b´). O corte longitudinal (c – c') ao fluxo da água subterrânea está ilustrado na Figura 19.

Nota-se em ambas as Figuras (18 e 19) que foram seccionadas as quatro unidades geológicas principais, sendo as Unidades 1 e 1A (Figura 19) correspondentes ao horizonte de aterro, possivelmente provenientes da área de empréstimo pelos sedimentos silte-arenosos que ocorrem sobrepostos à camada de argila (Unidade 1). Foram observados na unidade 1 valores de CE mais baixos nas porções de 1 m, provavelmente vinculados à característica textural do aterro local e, nas cotas entre 1,2 m e 1,4 m, por vezes estendendo-se até 3 metros de profundidade.

Apesar dos sedimentos encontrados nesta profundidade serem predominantemente silte-argilosos e naturalmente refletirem valores mais elevados de condutividade elétrica, quando comparados aos solos arenosos, foi evidenciado um aumento abrupto dos valores de CE atingindo 380 mS/m. Este aumento foi atribuído à presença de fase líquida constituída por eletrólitos vinculados ao lixiviado do aterro.

Nas profundidades de 5 m e 6 m, foram observados valores que oscilam de 40 mS/m a 150 mS/m, indicando a presença de sedimentos predominantemente argilosos interdigitados a porções mais silto-arenosas.

A Unidade 2 é definida pela presença de um aumento dos valores de CE (200-280 mS/m), caracterizando a presença de um material predominantemente argiloso, com espessura de até 12 m. Esse material é concordante com a presença da argila plástica, encontrada nesta profundidade, indicando uma extensão horizontal contínua ao longo da seção avaliada. Observa-se que este horizonte, apesar de predominantemente argiloso, não é texturalmente homogêneo, já que variações dos sinais de CE ocorrem ao longo da seção vertical. Sotoposto a este horizonte foi observada uma queda dos valores de CE, evidenciando a presença da Unidade 3.

Sugere-se que esta profundidade esteja relacionada à presença de solo de alteração de rocha, com textura silto-argilosa.

.

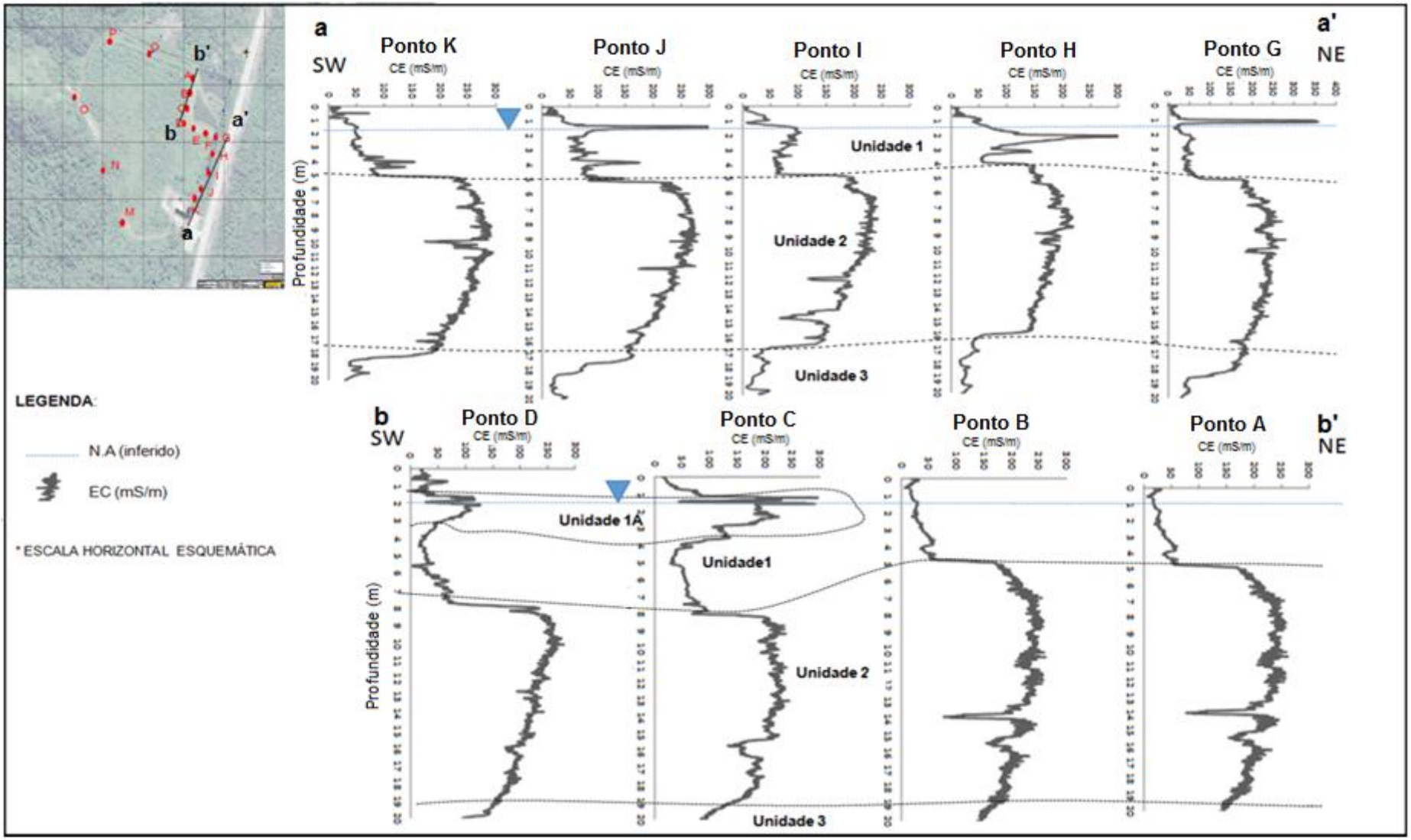


Figura 18 – Seções Transversais – Perfil CE (mS/m) (SW-NE).

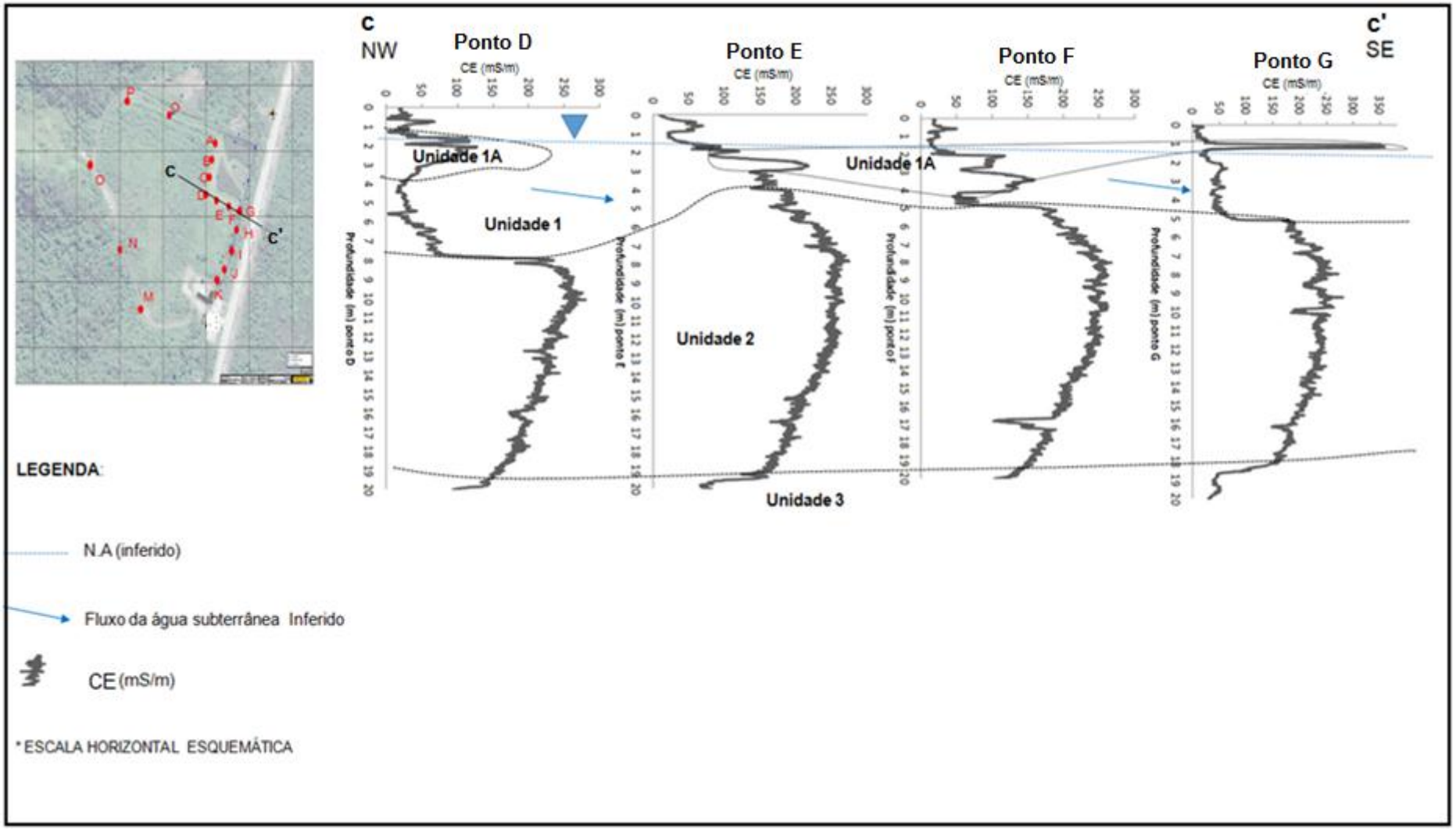


Figura 19 – Seção Longitudinal – Perfil CE (mS/m) (NW-SE).

Nota-se, no caso dos pontos de monitoramento orientados ao longo da seção SW-NE, que os valores mais elevados preferencialmente se encontram detectados entre as profundidades 2,0 m e 6,0 m, enquanto que na porção norte da área, onde o aquífero freático é mais espesso, se observa que os maiores valores de CE foram notados a 2 m e a 5 m, demostrando um comportamento similar do solo entre estas duas orientações.

5.5. Caracterização físico-química do solo

Estudos detalhados do solo auxiliam no entendimento da dinâmica de interação do solo com a fase aquosa que o permeia, podendo em muitos casos interagir com compostos orgânicos e inorgânicos presentes na pluma, alterando suas características químicas, físicas e eletroquímicas. Tais interações podem facilitar ou retardar a dissipação da pluma, tanto no sentido vertical quanto no horizontal.

Os estudos a seguir detalham os aspectos químicos, geoquímicos e físicos do solo no ponto de amostragem G da área investigada (Figura 20), suas coordenadas estão descritas na Tabela 5. Da mesma forma como se procedeu com a amostragem do ponto G, seguiu-se para os demais pontos.

.

Figura 20 - Localização do ponto G.

A escolha deste ponto em específico se deu em função do mesmo representar bem o comportamento elétrico dos demais pontos de investigação, conforme se observa na seção a jusante do maciço na Figura 21 com os perfis elétricos dos pontos K, J, I, H e G.

Tabela 5 – Georreferenciamento do ponto G.

Cota do ponto de amostragem G			
Ponto	Coordenadas (x)	Coordenadas (y)	Cota do solo (m)
G	357.417,11	7.359.828,15	13,646

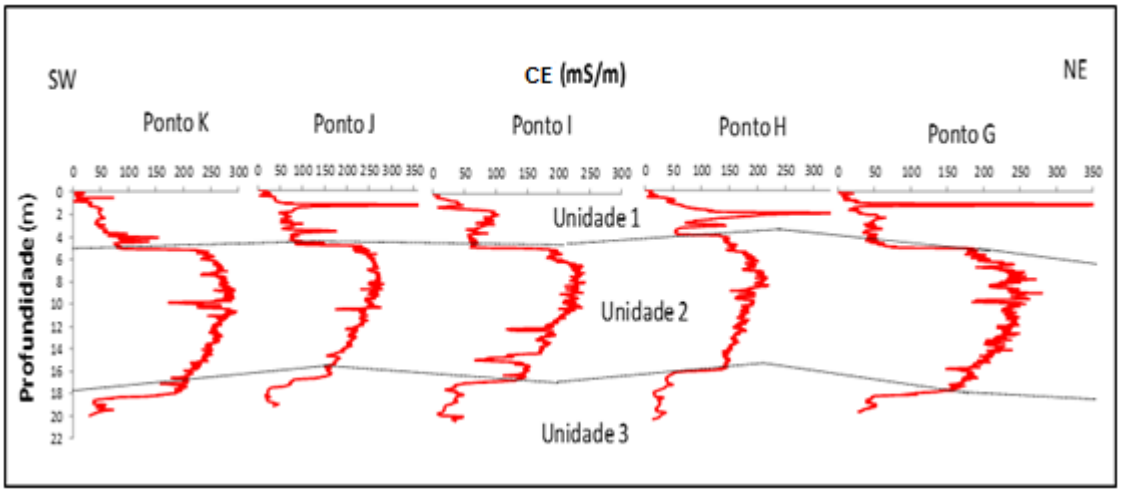


Figura 21– Seção transversal de CE, orientada segundo SW-NE. Escala horizontal esquemática.

O perfil elétrico do ponto G representado separadamente na Figura 22 aponta na porção superior no horizonte de 1,3 m um pico isolado com valores de condutividade elétrica na ordem de 380 mS/m.

Este comportamento estimulou ainda mais o interesse nesta investigação.

A princípio foram selecionados três horizontes de maiores variações de condutividade elétrica com o propósito de identificar na composição geoquímica indícios que venham a colaborar com a variação abrupta da intensidade do sinal.

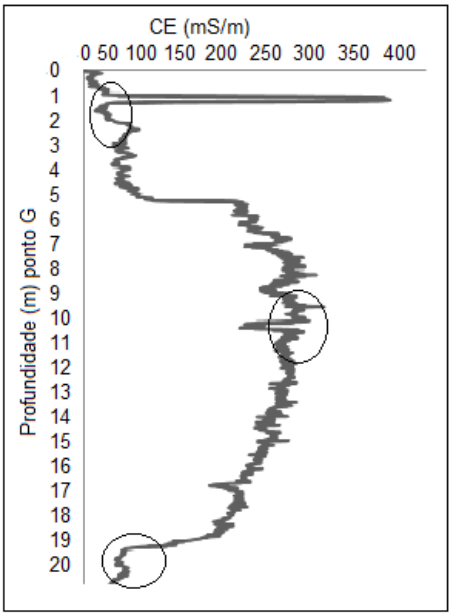


Figura 22 – Perfil elétrico do ponto G.

Após o fracionamento, as amostras foram quarteadas e submetidas às análises de:

Identificação e quantificação de íons metálicos (ICP)

Cristalografia (DRX)

Granulometria (Malvern)

Composição de carbono orgânico total (Calcinação a 500°C)

Umidade total e

Ensaio de recuperação da fase aquosa por centrifugação e posterior análise por cromatografia iônica.

5.5.1. Amostragem e caracterização do solo e água subterrânea no ponto G

Para uma descrição hidrogeoquímica detalhada do resultado da perfilagem elétrica obtida pela sonda de condutividade elétrica, foi feita uma coleta de solo em todo horizonte estudado. A amostra do ponto G serviu como um modelo de perfilagem representativa para os demais pontos analisados devido à sua perfilagem elétrica apresentar de forma clara os patamares de condutividade elétrica obtidos no *site* estudado.

Com o propósito de conhecer os fatores que influenciaram pontualmente o eletrograma, após a coleta, conforme descrito no item 4.8 em materiais e métodos, a

amostra foi fracionada nos horizontes de maior variação da CE, conforme apontado na Figura 23, e submetida às análises químicas e físico-químicas do solo e da fase líquida nele contida.

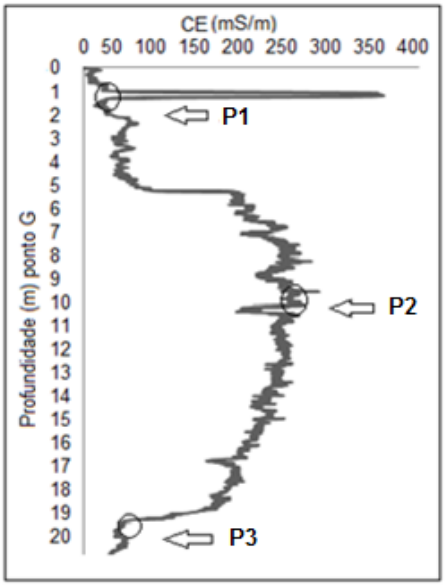


Figura 23 – Identificação dos pontos de amostragem para determinação analítica

A primeira amostra (P1) foi coletada na profundidade de 1,3 m, definido como a região de maior variação, apresentando um pico com intensidade de 380 mS/m.

O segundo ponto analisado se deu no horizonte de 10m (P2), região com um perfil contínuo com variáveis entre 200 mS/m e 250 mS/m e o terceiro ponto de amostragem (P3) a 19 m de profundidade com um perfil de CE em torno de 50 mS/m.

5.5.2. Análises mineralógicas obtidas através de difração de Raio X (DRX)

Os estudos de mineralogia foram aplicados com o propósito de identificar a composição cristalográfica, sua percentagem em minerais e sua distribução no solo investigado. O procedimento analítico foi aplicado nas amostras de solo dos pontos P1, P2 e P3. Os resultados estão dispostos nos difratogramas representativos de cada análise, cujos picos foram identificados de acordo com padrões internos do equipamento a partir do banco de dados do software.

Os padrões mineralógicos característicos de cada amostra estão demonstrados nas Figuras 24, 25 e 26.

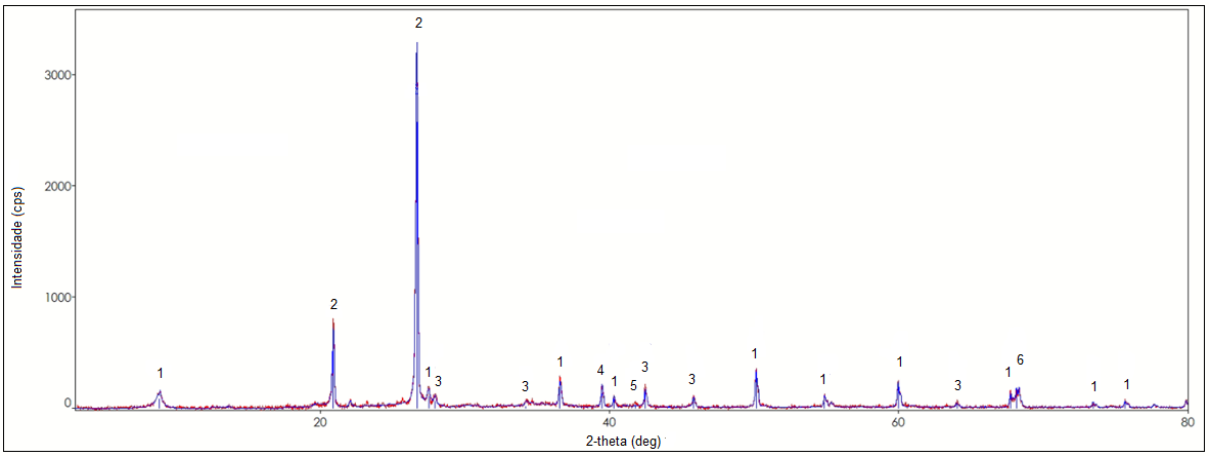


Figura 24- Difratograma da amostra P1 (1- moscovita, 2- quartzo, 3- berlinita, 4- biotita magnesiana, 5- albita, 6- sulfeto de ferro).

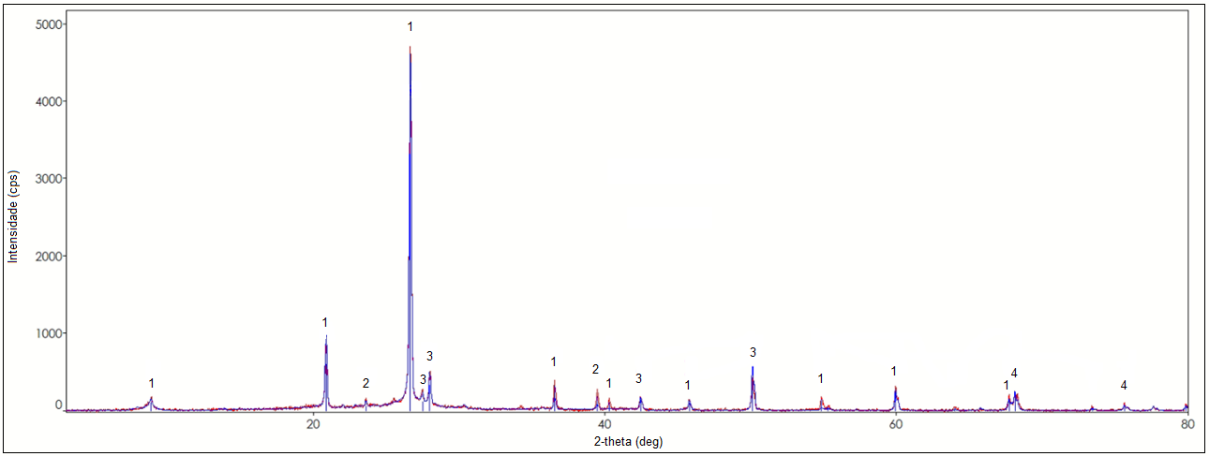


Figura 25- Difratograma da amostra P2 (1- quartzo, 2- albita, 3- enstatita, 4- fosfato de alumínio).

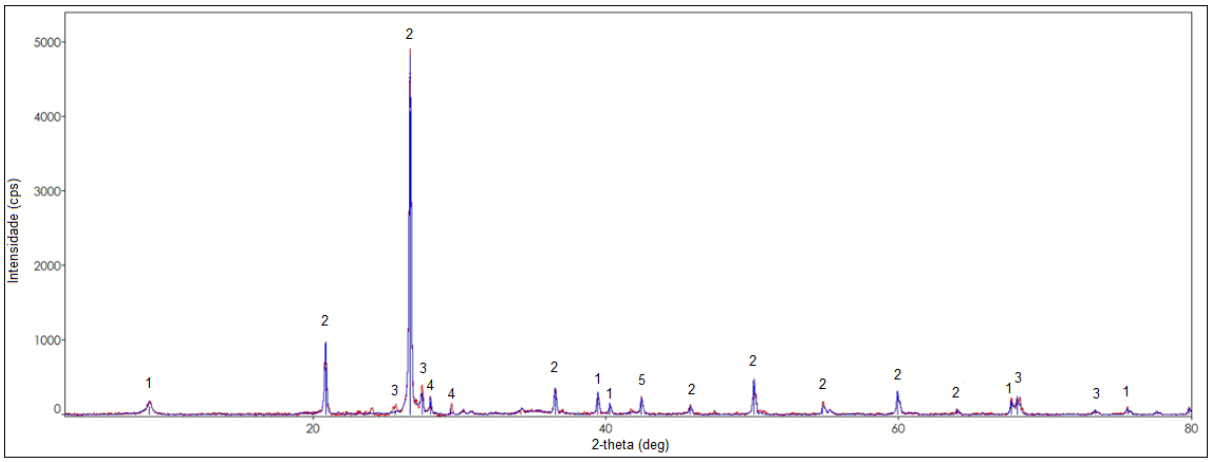


Figura 26- Difratograma da amostra P3 (1- biotita magnesiana, 2- quartzo, 3- carbonato de sódio, 4- silicato de zinco e magnésio, 5- bicarbonato de sódio).

As reflexões dos sinais apresentados nos registros gráficos dos espectros de difração das amostras P1, P2 e P3, apresentaram um perfil de sinais com resolução e intensidade livres de contaminações ou ruídos, o que favoreceu a identificação das composições mineralógicas apresentadas nas Tabelas 6, 7 e 8.

Tabela 6 - Composição mineralógica da amostra P1.

Mineral	Percentagem
Moscovita (1)	20
Quartzo (2)	48,3
Biotita magnesiana (3)	15
Berlinita (4)	5,2
Sufeto de ferro (5)	4,9
Albita (6)	3,7
Não identificado	2,9

Tabela 7 - Composição mineralógica da amostra P2.

Mineral	Percentagem
Quartzo (1)	48
Albita (2)	17
Enstatita (3)	29,5
Fosfato de alumínio (4)	3
Não identificado	2,5

Tabela 8 - Composição mineralógica da amostra P3.

Mineral	Percentagem
Biotita magnesiana (1)	12,9
Quartzo (2)	60,2
Carbonato de sódio (3)	16
Silicato de zinco e magnésio (4)	6,2
Bicarbonato de sódio (5)	2,1
Não identificado	2,6

Foi possível observar nas tabelas 6, 7 e 8, que o quartzo compõe a maior porção em todas as amostras estudadas, apresentando sua maior concentração na amostra de maior profundidade. O quartzo é o segundo mineral mais abundante da

crosta terrestre, detendo em torno de 12% de sua composição (Frondel, 1962); sua estrutura é cristalina, composta por tetraedros de dióxido de sílica (SiO_2) com características elétricas de resistividade em torno 10^{17} Ω/m a 20 °C. Sua origem é proveniente do intemperismo de rochas ígneas, metamórficas e sedimentares.

Não houve uniformidade nas amostras para o segundo mineral mais abundante neste estudo. Na amostra P1, por exemplo, a Moscovita foi o segundo mineral mais presente, com 20% da composição. Este mineral possui estrutura molecular $KAl_2(OH)_2(Al_3SiO_{10})$, pertence à família das micáceas, muito comum em rochas metamórficas como os filitos, xistos e gnaisses, sua resistividade é igual a 2 x 10^{13} Ω/m a 20°C. Na amostra P2 a Enstatita ($Mg_2Si_2O_6$) foi o segundo mais abundante com 29,5% da composição total encontrada.

O Carbonato de Sódio (Na_2CO_3) foi a substância com segunda maior concentração observada no ponto de monitoramento P3. Este sal pode vir de várias fontes, incluindo: depósitos sedimentares, intemperismo da rocha que permite que o sal seja liberado à medida que os minerais se decompõem com o tempo; do sal fóssil incorporado nos sedimentos marinhos cíclicos do oceano ou da poluição dissolvida na água da chuva e posteriormente depositada no solo.

O terceiro mais abundante mineral caracterizado nas amostras P1 e P3 foi a Biotita magnesiana, que também faz parte da família das micáceas e possui formula molecular $K(Mg,Fe)_3(OH)_2AlSi_3O_{10}$. A Albita ($NaAlSi_3O_8$) foi o terceiro mineral mais abundante encontrado na amostra P2.

Os demais minerais quantificados nestas análises se apresentaram em baixas concentrações, refletindo um solo constituído por intemperismo de diferentes matrizes, como rochas ígneas, metamórficas e sedimentares.

As diferentes composições e concentrações mineralógicas encontradas nas amostras analisadas apontaram a presença predominante de Al, Fe, K, Mg e SiO_2 em suas estruturas, evidenciando uma heterogeneidade geoquímica do solo investigado.

5.5.3. Resultados das análises de íons metálicos via ICP- OES

Objetivando conhecer a composição de íons metálicos presentes na fase sólida das amostras coletadas, estas foram submetidas a análises de ionização por chama (ICP).

Os resultados analíticos da composição de íons metálicos presentes nas amostras do ponto G estão apresentados na forma de gráfico na Figura 27,

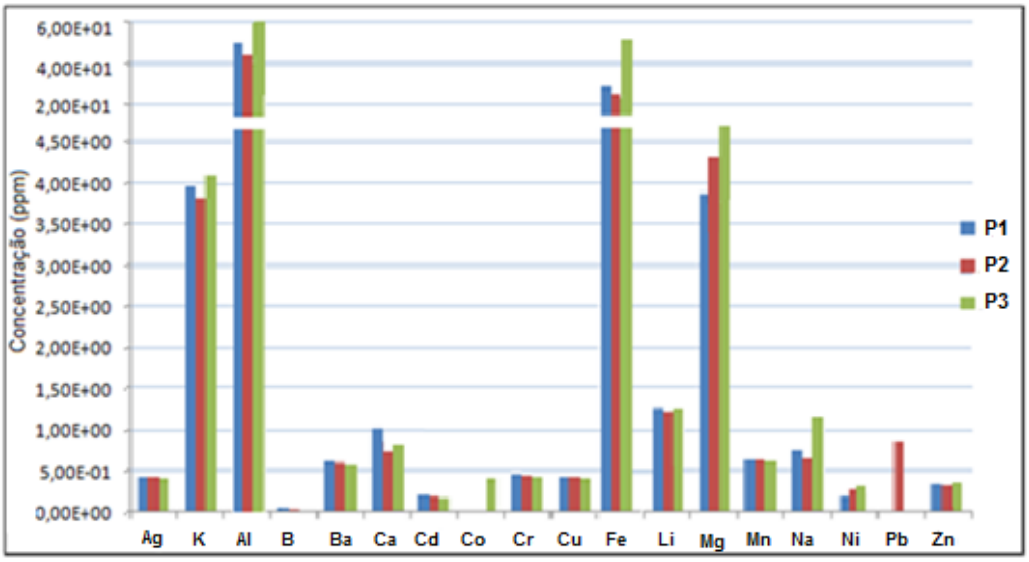


Figura 27 - Composição dos íons metálicos nas amostras P1, P2 e P3.

Apesar da presença destacada dos íons de potássio, de alumínio, de ferro e de magnésio nas amostras analisadas, estes íons não são protagonistas da condutividade elétrica apresentada pela fase líquida medida pelo sensor. Isto se dá em função do resultado das análises ter sido obtido através de digestão ácida da amostra sólida; substancias encontradas anteriormente adsorvidas na parede e no núcleo das partículas na forma de sais, hidróxidos e óxidos de metais não condutivos e pouco solúveis como óxido de alumínio, hidróxido de ferro II e carbonato de magnésio, são quantificados e acrescidos no total de íons livres presentes na fase digerida analisada. Vale lembrar que conforme discutido na revisão bibliográfica, os sinais obtidos de CE através de sensores são associados às cargas presentes nas fases líquidas contidas nas camadas intergranulares do solo.

A presença dos íons alumínio, potássio, ferro e magnésio encontrados em concentrações elevadas no solo analisado estão associados à presença da Biotita, Albita e Moscovita além dos respectivos sais dissolvidos entre os grãos do solo.

5.5.4. Análises granulométricas via Malvern

A distribuição granulométrica é um dos fatores determinantes na condutividade elétrica do solo (Christy et al, 1994). O conhecimento desse perfil permite distinguir os efeitos dos tamanhos das partículas na condutividade elétrica e hidráulica, e

também avaliar a composição química presente entre os poros e sua influência na condutividade elétrica do solo analisado. A Figura 28 ilustra os tamanhos das partículas e sua distribuição granulométrica obtidas nos ensaios realizados com as amostras P1, P2 e P3 através do equipamento Malvern.

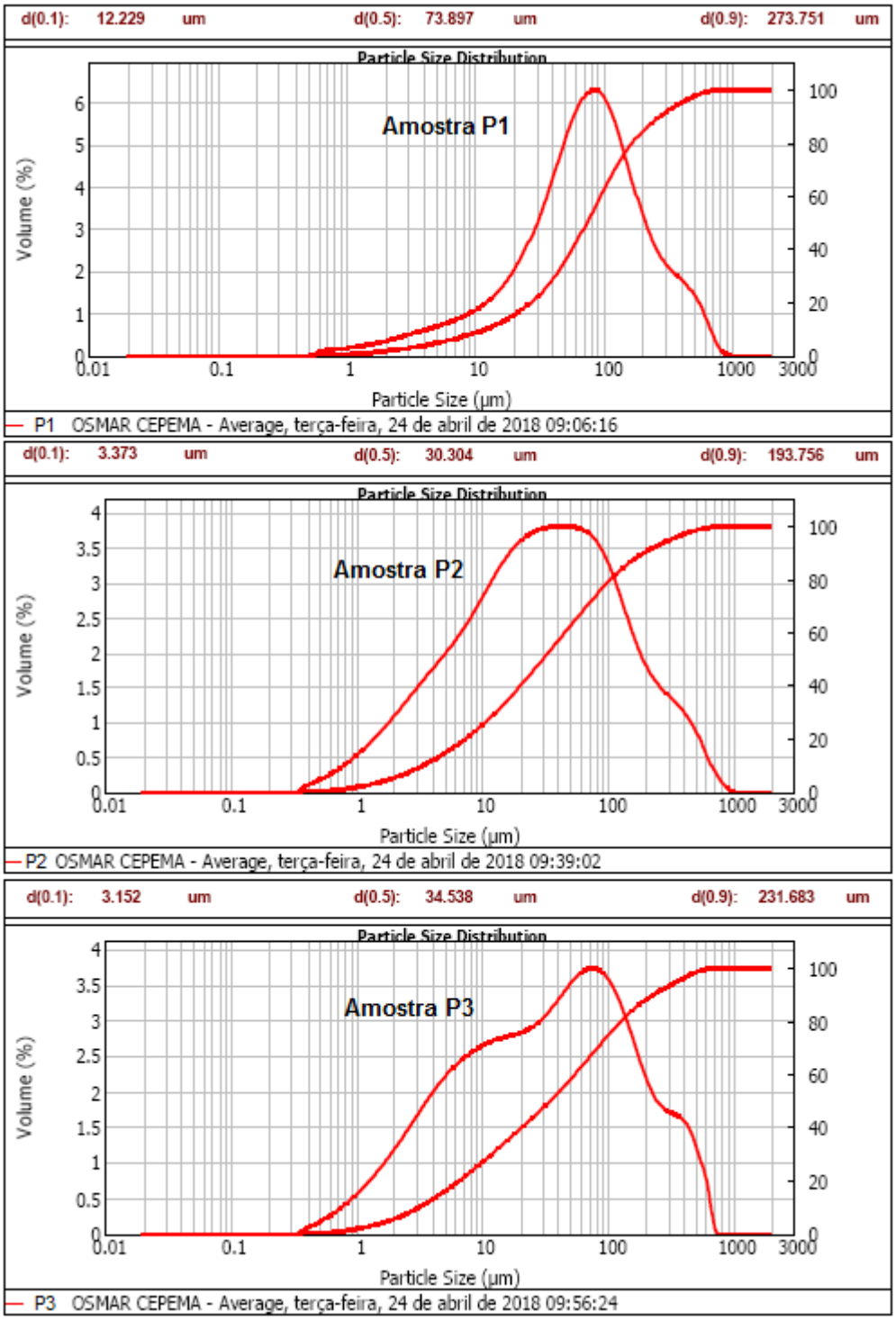


Figura 28 - Gráfico de distribuição de tamanhos de partículas nas amostras P1, P2 e P3.

A curva de distribuição granulométrica na Figura 28 permite apresentar os resultados das faixas granulométricas das partículas demonstradas na Tabela 9.

Tabela 9 - Distribuição acumulada nas amostras P1, P2 e P3.

Amostra P1		Amostra P2		Amostra P3	
% Acumulada	Faixa granulométrica	% Acumulada	Faixa granulométrica	% Acumulada	Faixa granulométrica
d (0,1)	12,2 µm	d (0,1)	3,4 µm	d (0,1)	3,1 µm
d (0,5)	73,9 µm	d (0,5)	30,3 µm	d (0,5)	34,5 µm
d (0,9)	273,8 µm	d (0,9)	193,8 µm	d (0,9)	231,7 µm

O perfil de distribuição nas amostras permite observar que:

Nas três amostras analisadas 90% das partículas apresentam tamanhos inferiores a 273,8 µm, o que reflete um solo homogêneo nas regiões amostradas. O padrão normativo da ABNT NBR 6502/95 descreve esta faixa como correspondente a areia fina para média (Ø entre 60 µm e 600µm).

50% das partículas das amostras apresentam tamanhos máximos de 73,9 µm, característicos de solo composto por silte e areia fina (Ø entre 50 µm e 200 µm). Nota-se que as amostras P2 e P3 apresentam-se próximos, nesta porção do solo, ocorre a predominância de silte (Ø entre 2 µm e 50µm).

As partículas que se encontram abaixo de 10 % do total acumulado são inferiores a 12,2 µm o que corresponde à faixa de silte. Contudo, as amostras P2 e P3 apresentam faixas bem próximas com tamanhos de grãos máximos de 3,4 µm e 3,1 µm respectivamente, caracterizando a faixa de argila.

O perfil do diâmetro médio (D[3,2]) da área superficial das partículas ou diâmetro médio de Sauter foi de 22,1 µm para a amostra P1, enquanto que a amostra P2 apresentou 8,6 µm e a amostra P3, 8,4 µm. O diâmetro médio de Sauter (DMS) representa o diâmetro de uma partícula que tem a relação entre seu volume e sua área superficial igual a relação entre volume de todas as partículas e a superfície total destas.

Estes resultados apontam para um solo caracterizado pela presença de areia fina, silte e argila em toda extensão, refletindo em uma condutividade elétrica característica em cada camada, não dependendo do solo, mas do fluido que o

atravessa. Este comportamento possivelmente está associado à presença de eletrólitos no meio, como será justificado no item 5.6.6 através da recuperação da fase líquida do solo estudado.

5.5.5. Determinação de Carbono Orgânico Total (COT) por calcinação

Solos impactados por lixiviado de aterro sanitário podem ter sua composição orgânica alterada em virtude do líquido nele percolado, levando à contaminação do próprio solo e lençol freático, de acordo com Christensen et al., (2004), Öman e Junestedt (2008) e Alves et al, (2012).

Observou-se neste experimento, conforme demonstrado na Tabela 10 que a amostra P1 apresentou 10,4 % de sua massa composta por substâncias orgânicas, indicativo da presença do lixiviado.

Tabela 10 - Determinação de Carbono Orgânico Total.

Análise de COT						
Amostra	Peso Cadinho (PC)	Peso Amostra (PA)	PC + PA = Peso total (PT)	PT Seco	Perda (g)	% Orgânica
P1	20,33	1,52	21,86	21,70	0,15	10,36
P2	21,16	1,30	22,47	22,38	0,08	6,72
P3	20,49	2,02	22,52	22,39	0,12	6,27

As amostras P2 e P3 apresentaram respectivamente 6,72% e 6,27% de sua composição composta por carbono orgânico. Quando comparado a amostra P1 com a amostra P2 e amostra P3 observou-se uma concentração de COT presente na amostra P1 em torno de 54% acima dos valores apontados nestes dois outros pontos estudados, corroborando com as observações dos autores Christensen et al., (2004), Öman e Junestedt (2008) e Alves et al., (2012), que apontam a composição orgânica como indicativo de contaminação por lixiviado de aterro sanitário.

As perdas de massas orgânicas nas amostras estão associadas possivelmente a decomposição dos grupos funcionais orgânicos presentes nas estruturas funcionais dos carboxilados e grupos fenólicos dos ácidos húmicos, fúlvicos e hidrocarbonetos (Miyazawa et al., (2000); Segnini et al., (2008)).

5.5.6. Umidade total do solo

O transporte das substancias através do subsolo se dá pelo fluxo da água subterrânea, e nela estão contidos os principais componentes iônicos, cujas espécies químicas podem interferir na condutividade elétrica. Além da mobilidade iônica o fluxo é responsável pelo processo de atenuação dos contaminantes através da diluição e dispersão. Por outro lado, pode ampliar a área impactada.

As características de umidade do solo podem influenciar nos processos redoxes, na troca iônica, na complexação e na precipitação das substâncias naturalmente presentes no solo. Tais processos podem ser ampliados com a presença de lixiviado.

Após o procedimento analítico na determinação da umidade foram observadas variações em cada perfil investigado, conforme apresentado na Figura 29.

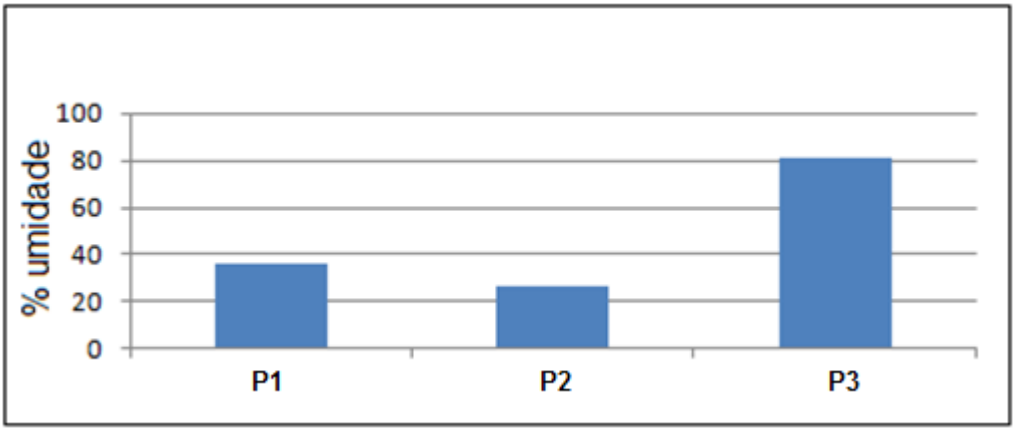


Figura 29 - Determinação de umidade por gravimetria.

A umidade apresentada pela amostra P1 (36%) reflete um solo que sofre influências da infiltração da água fluvial e concomitantemente do lixiviado. Esta interferência será melhor detalhada no item 5.5.6.

A amostra P2 apresentou a menor umidade de todo perfil estudado (26%), neste horizonte o solo apresenta uma maior porção de argila plástica marinha. Nesta região as partículas do solo estão comprimidas a ponto de reduzir seus espaços intergranulares, reduzindo até mesmo a presença de água.

A amostra que apresentou a maior umidade relativa foi no nível de maior profundidade (19 m) (amostra P3), próximo à camada intransponível (rochas Gnaisse) com um teor de umidade de 81% de seu peso. Esta maior umidade pode

estar relacionada com a proximidade com o horizonte de maior fluxo hidráulico, caracterizado pela faixa composta por fragmentos de rochas de transformação e a presença de fluxo hidráulico horizontal do aquífero confinado, contribuindo com a diluição e dispersão de líquidos nele percolado.

5.5.7. Recuperação da fase aquosa do solo e cromatografia iônica

A composição salina presente no extrato do solo está associada a fatores naturais ou antropogênicos. Esse teor de sal pode ser expresso pela condutividade elétrica (Herrero et al., 2015).

Para a avaliação da presença de sais dissolvidos no meio aquoso contido na amostra do solo, o mesmo foi submetido ao processo de centrifugação e recuperação da fase líquida contida no meio.

O procedimento seguiu o protocolo descrito no item 4.7.7, onde se buscou extrair os íons presentes nas superfícies das partículas do solo e proceder a analise com o propósito de determinar sua composição qualitativa e quantitativamente. O conhecimento da composição iônica permite relaciona-la com os sinais de CE observados nas diferentes profundidades do solo.

5.5.7.1. Cromatografia aniônica

Após as análises por cromatografia iônica, pôde-se separar e quantificar os íons previamente definidos como indicadores de qualidade ambiental em águas subterrâneas.

O cromatograma apresentado na Figura 30 mostra o perfil dos ânions presentes na amostra P1 (1,3 m), P2 (10 m) e P3 (19 m). As análises foram feitas imediatamente após a centrifugação do solo e filtragem da amostra.

Na Tabela 11 estão apresentados os ânions estudados e suas respectivas concentrações. Será abordado e discutido cada íon separadamente.

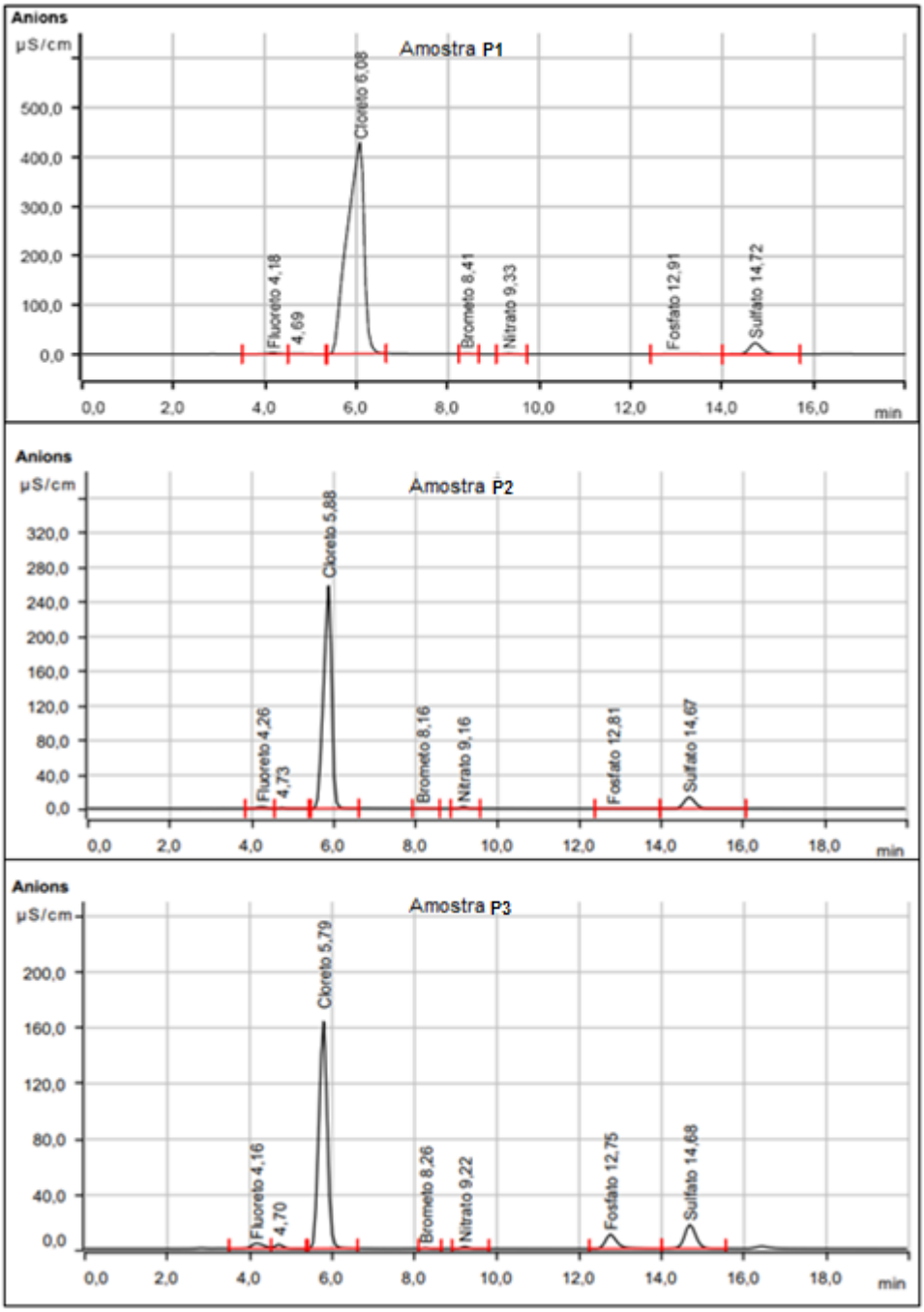


Figura 30 - Cromatograma de ânions na amostra P1, na amostra P2 e na amostra P3.

Tabela 11- Concentrações de ânions (mg/L)

	Concentração (mg/L)			
Amostra	Cl^-	NO_3^-	PO_4^{3-}	SO_4^{2-}
P1	492	15,7	0,91	28,3
P2	100	1,72	3,26	21,7
P3	23	2,18	0,311	11,5

Ânion cloreto (Cl^-)

Pode-se observar a presença majoritária deste ânion no cromatograma apresentado na Figura 30, com a concentração igual a 492 mg/L (1,4E-02 mol/L) no horizonte de 1,3 m (amostra P1). Esse macronutriente nesta concentração é característico da presença de lixiviado proveniente de resíduos de alimentos processados, da salinidade marinha e da decomposição de material plástico contendo poli cloreto de vinila (PVC).

A concentração deste íon em lixiviado pode variar entre 30 mg/L e 5000 mg/L, dependendo do período de operação do aterro: quando mais velho o aterro menor é sua concentração (Pohland e Harper, 1985).

Na profundidade de 10m (Amostra P2), o ânion apresenta concentração da ordem de 100 mg/L, sofrendo uma redução superior a quatro vezes em relação a amostra P1.

Na amostra P3 (profundidade de 19 m), foi quantificada uma concentração de 23 mg/L demonstrando a ausência deste íon em concentrações que poderia estar associada à contaminação neste horizonte. As concentrações encontradas na amostra P2 e amostra P3 estão possivelmente associadas à intrusão salina, uma vez que há uma camada de argila plástica de 5 m sobre o ponto P2 e 14 m sobre o ponto P3 que exercem uma proteção impermeabilizante verticalmente sobre estes pontos.

Ânion nitrato (NO_3^-)

Nota-se que a porção superior do solo (amostra P1) possui a maior concentração deste íon na perfilagem amostrada. Observa-se que a concentração deste íon é reduzida em torno de nove vezes à medida que se aprofunda o ponto de amostragem (ponto P2) e sete vezes na profundidade de 19 m (ponto P3). Estes resultados demonstram que a porção P1 do solo estudado está sofrendo influência direta do lixiviado do aterro sanitário. Esse resultado pode ser um dos fatores que elevam a CE observada nesse ponto em relação às demais profundidades estudadas.

Ânion fosfato (PO_4^{3-})

A presença deste ânion de forma discreta (0,91 mg/L) apresentada na amostra P1 reflete uma fase líquida com baixa concentração deste íon assim como o

observado no lixiviado de aterro estabilizado (LAE) presente na área de estudo, que será discutido adiante no item 5.7.3 na tabela 13.

A amostra P2 apresenta uma concentração de 3,26 mg/L possivelmente associada à composição mineralógica do solo neste ponto, uma vez que apresenta 48% de fosfato de alumínio. A amostra P3 volta a apresentar concentrações abaixo de 0,4 mg/L, demonstrando não sofrer influência das porções superiores do solo.

Ânion sulfato (SO_4^{2-})

O sulfato apresentou-se como o segundo ânion mais abundante nesta porção (amostra P1) com 28,3 mg/L demonstrando uma possível relação com a presença de grandes depósitos de fosfogesso próximo à área de estudo. As amostras P2 e P3 tiveram respectivamente 21,7 mg/L e 11,5 mg/L valores que podem ser associados à composição do solo, conforme observado após a percolação da água ultra-pura através do solo estudado apresentada no item 5.6.3 na tabela 13.

5.5.7.2. Cromatografia catiônica

Os perfis de separação cromatográfica dos íons presentes nas amostras P1, P2 e P3 e suas respectivas diluições estão apresentados na Figura 31. Os resultados quantitativos estão demonstrados na Tabela 12.

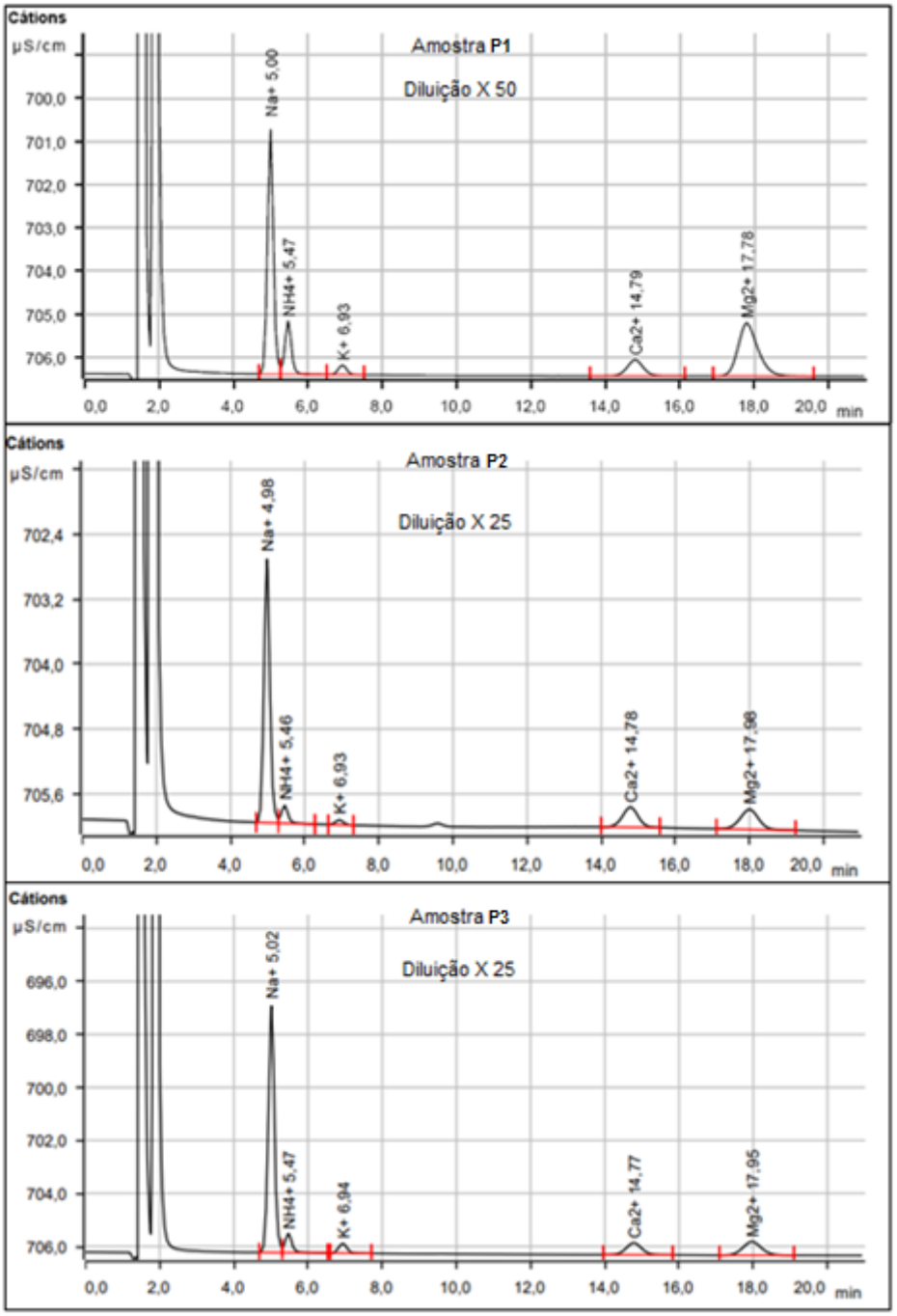


Figura 31 - Cromatograma de cátions da amostra P1, da amostra P2 e da amostra P3.

Tabela 12- Concentrações de cátions.

	Concentração (mg/L)				
Amostra	Na^+	NH_4^+	K^+	Ca^{2+}	Mg^{2+}
P1	387	75,9	40,4	109	127
P2	216	18,1	27,6	12,7	10,9
P3	41,8	4,47	7,1	5,69	1,24

Assim como na discussão dos ânions os cátions serão abordados individualmente.

Cátion sódio (Na^+)

Ao analisar os dados obtidos observa-se que, assim como o cloreto na análise de ânion o cátion sódio demonstrou ser o íon mais abundante na amostra P1, apresentando uma concentração de 387 mg/L (1,7E-02 mol/L). Sua presença está associada a dois fatores principais:

Primeiro, a presença da salinidade marinha característica de região costeira, que, de acordo com o valor obtido da dessorção deste cátion obtida da percolação da água ultra-pura através do solo controle chegou a 23,8 mg/L.

Segundo, a alta concentração encontrada no lixiviado, se comparada aos outros cátions, foi o fator de maior impacto no aumento da concentração do sódio nesta amostra, uma vez que o lixiviado analisado presente na lagoa de chorume, ainda que diluído, apresentou 123,5 mg/L.

A amostra P2 apresentou uma concentração de 216 mg/L, 45% menos concentrada que o valor apresentado na amostra P1, sugerindo menor impacto do lixiviado nesta porção. Na amostra P3, o ânion sódio apresentou sua menor concentração entre os horizontes estudados, apresentando uma concentração de 41,8 mg/L, valor próximo ao encontrado no nível basal que foi de 23,8 mg/L, se comparado aos demais valores encontrados nas profundidades investigadas.

Cátion amônio (NH_4^+)

A presença do íon na concentração de 75,9 mg/L na porção P1, valor na ordem de 4 vezes superior ao ponto P2 analisado e 17 vezes em relação ao ponto P3. Esta ocorrência está possivelmente associada à presença do lixiviado do aterro. Onde, podem estar fracamente adsorvidos na superfície das partículas do solo como íons trocáveis ou de forma fixa nos espaços interlamelares dos minerais.

Vale ressaltar que, a presença desse íon em lixiviado pode ultrapassar 2000 mg/L, conforme o quantificado no lixiviado de aterro novo controle (LANC).

Esta substância orgânica, neste caso, derivada da decomposição biológica dos resíduos do aterro pode se manter por décadas no lixiviado, além de ser um dos produtos mais tóxicos às espécies aquáticas. Seu valor de referência para

lançamento nos receptores ambientais (rios, córregos e lagos) como N amoniacal deve ser inferior a 20mg/L de acordo com norma vigente.

Cátion potássio (K^+)

Outro cátion que apresentou um comportamento decrescente em sua concentração à medida de seu aprofundamento no solo foi o K^+, e, assim como o cátion NH_4^+, sua presença está associada ao impacto do lixiviado na área de estudo.

As amostras do ponto P2 e P3 tiveram suas concentrações reduzidas em 1,5 e 5 vezes respectivamente suas concentrações, mostrando mais uma vez baixa influência do lixiviado nestes horizontes.

Cátion cálcio (Ca^+)

A amostra P1 apresentou uma concentração de 109 mg/L do íon cálcio, o que representa uma concentração próxima ao encontrado no solo controle que foi de 129 mg/L para este horizonte. Nas demais profundidades, o cálcio apresentou uma redução de 3,9 vezes para o ponto P2 e 19 vezes em relação ao P3, quando comparado ao ponto P1.

A concentração elevada de cálcio encontrada na porção superior do solo (amostra P1) pode estar associada à presença de lixiviado de aterro sanitário e resíduos provenientes de matéria prima fosfogesso armazenada a seu aberto próximo à área de estudo.

Cátion magnésio (Mg^{2+})

O magnésio apresentou uma concentração de 127 mg/L na amostra P1, demonstrando um valor 3,5 vezes superior ao encontrado no lixiviado de aterro estabilizado (LAE) analisado na tabela 14 no ítem 5.6.4. Esta concentração apresentada pode estar associada à somatória das concentrações deste íon presentes de forma natural no solo como biotita, mineral rico em magnésio (item 5.6.3) e da composição do lixiviado. Por outro lado, nas porções abaixo deste horizonte, amostra P2 e amostra P3, apresentaram respectivamente 11 e 100 vezes menos concentrado que o valor quantificado na amostra P1, demonstrando seu pouco ou nenhum contato com as porções liquida provenientes das camadas superiores do aquífero.

5.6 – Condutividade elétrica como indicador de contaminação

A condutividade elétrica é citada por Alves et al. (2014) como um possível traçador de contaminação em regiões impactadas por lixiviado de aterro sanitário, bem como na identificação das fases do aterro a partir da análise bruta do material lixiviado. Um aumento ou diminuição repentina da condutividade em uma massa de água pode indicar poluição. Solo ou lençol freático que sofrer impactos por escoamento de nutrientes agrícolas (adubo) ou vazamento de esgoto terá sua condutividade elétrica alterada devido à presença adicional de íons como cloreto, fosfato e nitrato em sua composição (EPA, 2012). Derramamento de óleo ou outros compostos orgânicos tem efeito redutor na condutividade elétrica, pois estas substâncias não se ionizam (LCRA, 2014), por consequência não conduz corrente elétrica. Todos esses contaminantes exercerão impacto negativo na qualidade da água e do solo.

Os valores de condutividade elétrica obtidos, através de sonda multi-parametros, durante a coleta de amostras de água subterrânea nos 14 pontos de medição representados na Figura 32, possibilitam uma avaliação em profundidade da variação da condutividade elétrica em planta ao longo da seção transversal ao fluxo da água.

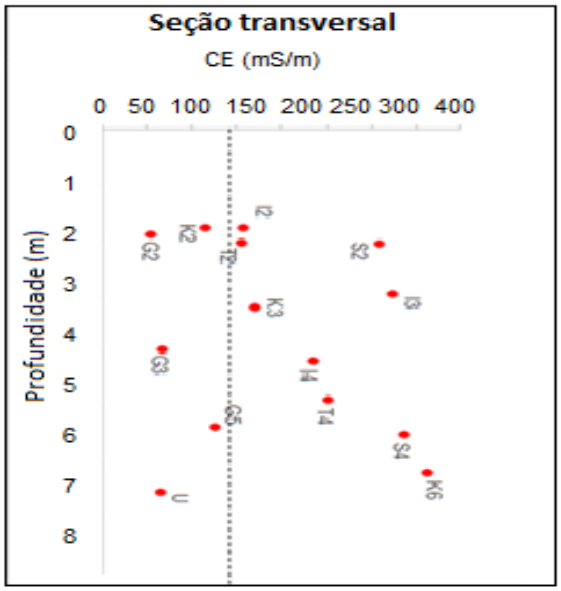


Figura 32 – Avaliação dos Valores de Condutividade Elétrica (mS/m) das amostras de água subterrânea.

A linha tracejada corresponde ao valor de 140 mS/m. Este foi o valor mínimo reportado em amostras de lixiviados em aterros em diferentes estágios de maturação (Pohland & Harper,1985).

Esse comportamento, entre 50 mS/m e 350 mS/m, já havia sido observado com valores demonstrados por Pohland & Harper (1985) em seus estudos de campo, onde, se aponta que os valores acima de 140 mS/m indicam que o aquífero sofreu influência da presença de lixiviados de aterros, mesmo quando em diferentes estágios de maturação. Individualmente, tais valores são potencialmente indicativos da interferência do lixiviado, no entanto, devem ser analisados juntamente com os dados analíticos indicadores de salinidade do aquífero.

Conceitualmente, vale ressaltar, que a utilização da CE como traçador único de contaminação de aterros (via lixiviação de sais) pode ter sua interpretação dificultada na presença de águas naturalmente salinas, como aquelas correspondentes a aquíferos contendo sedimentos marinhos, por exemplo. Contudo, na área de estudo, apesar de não ter sido notada nenhuma interferência de maré durante os trabalhos, foi observada a ocorrência de sedimentos marinhos, caracterizados por partículas finas com fragmentos de conchas. Nestes casos, outros métodos, como a avaliação das características REDOX do meio devem ser usados conjuntamente para uma melhor interpretação do potencial de contaminação da área.

As reações de óxido–redução alteram as condições do meio, principalmente na disponibilidade dos íons metálicos como Fe^{2+}, Mg^{2+}, Mn^{2+}, compostos de enxofre como o SO_4^{2-}, FeS_2, H_2S e também os gases dissolvidos contendo carbono (CH_4 e CO_2).

As mudanças nestes constituintes e em suas concentrações levam a alterações significativas nos valores de potencial hidrogeniônico (pH), potencial redox (Eh), total de sólidos dissolvidos (TSD) e principalmente na condutividade elétrica (CE).

5.6.1. Ensaios de bancada do efeito da CE como indicador de contaminação

O presente ensaio desenvolvido em laboratório com o uso da sonda possibilita avaliar de forma clara e contundente que, o efeito da CE está associado à presença de íons e também à sua concentração.

Durante os estudos foram avaliados os efeitos da umidade do solo na CE medida pelo sensor. Os experimentos foram desenvolvidos em bancada onde amostras de um mesmo solo foram submetidas a diferentes meios líquidos com variações de percentagens de umidade em relação à massa de solo e, em seguida submetida à leitura de sua condutividade.

Vale lembrar que todo solo possui três fases distintas:

fase sólida, composta por sedimentos de intemperismo rochosos e fase orgânica provenientes de decomposição animal ou vegetal;

fase líquida, correspondente a água e substancias orgânicas e inorgânicas solubilizadas e;

fase gasosa, composta principalmente por gases CO_2 e O_2 produzidos através de composição vegetal e animal, sendo estes também consumidos pelas raízes.

Neste primeiro ensaio se buscou analisar o comportamento da CE medida pelo sensor no solo em função das variações das percentagens de umidade até sua completa saturação. Neste estudo, o solo foi considerado saturado quando atingiu 33% ou mais de sua massa composta por meio líquido.

Para se evitar a compactação do solo que, por sua vez pode interferir na CE, adotou-se a mesma densidade relativa, utilizando um cilindro de volume conhecido e massa de solo também conhecida, conforme descrito no item 4.8 em Materiais e Métodos.

O efeito da umidade na condutividade elétrica pode ser observado na Figura 33.

É possível notar que, a umidade relativa exerce pouco efeito na CE quando a mesma se encontra abaixo de 16%, permanecendo em torno de 4 mS/m, comparável à medida do solo seco. Neste experimento foi utilizada água tratada (SABESP).

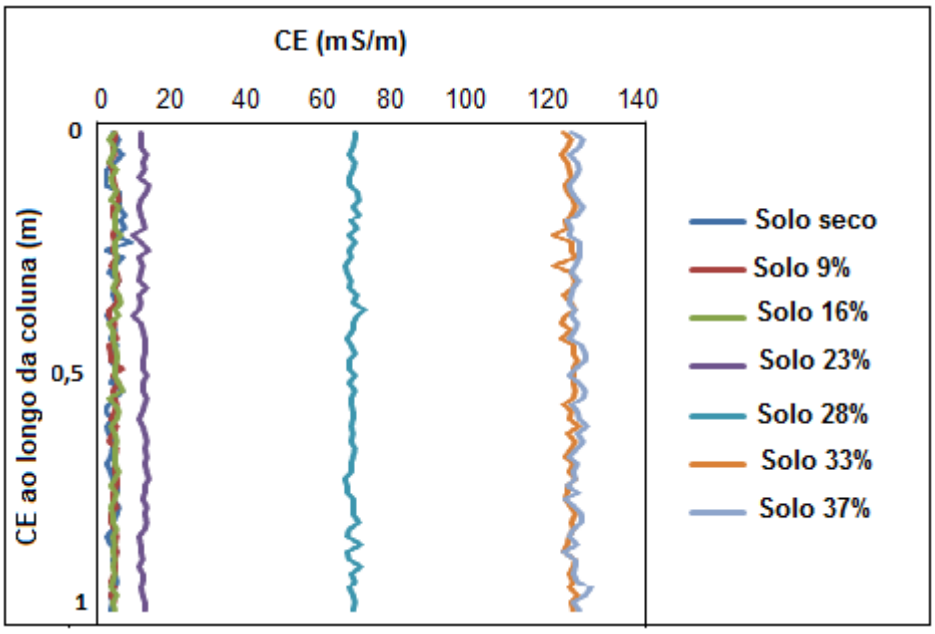


Figura 33 – Efeito da umidade na CE medida pelo sensor.

É importante notar que para cada percentagem de água utilizada a CE do solo variou muito pouco ao longo da coluna, indicando a homogeneidade do solo estudado. As primeiras variações com aumento da intensidade da corrente elétrica ocorreu quando o solo atingiu 23% de umidade, elevando para um patamar de 12 mS/m. A partir deste ponto percentual a CE foi aumentando à medida que o solo foi saturando, chegando a 67 mS/m com 28%, enquanto que a maior variação ocorreu quando o solo foi submetido a uma saturação com 33% de umidade, neste ponto, a CE atingiu a CE máxima de 128 mS/m. Após atingir a saturação, observou-se que a condutividade elétrica se manteve constante mesmo adicionando mais fase líquida, neste caso, 37% de água.

Durante os testes foi possível observar que a CE sofre um acréscimo de 50% quando o solo apresenta índices de umidades iguais ou superiores a 23%.

A resposta do sensor nos testes em laboratório utilizando o mesmo solo com fase líquida variando neste caso a percentagem de lixiviado do aterro sanitário estabilizado apresentou comportamento semelhante ao da fase contendo água pura, contudo, apresentou uma CE elétrica mais elevada. Os resultados estão apresentados na Figura 34.

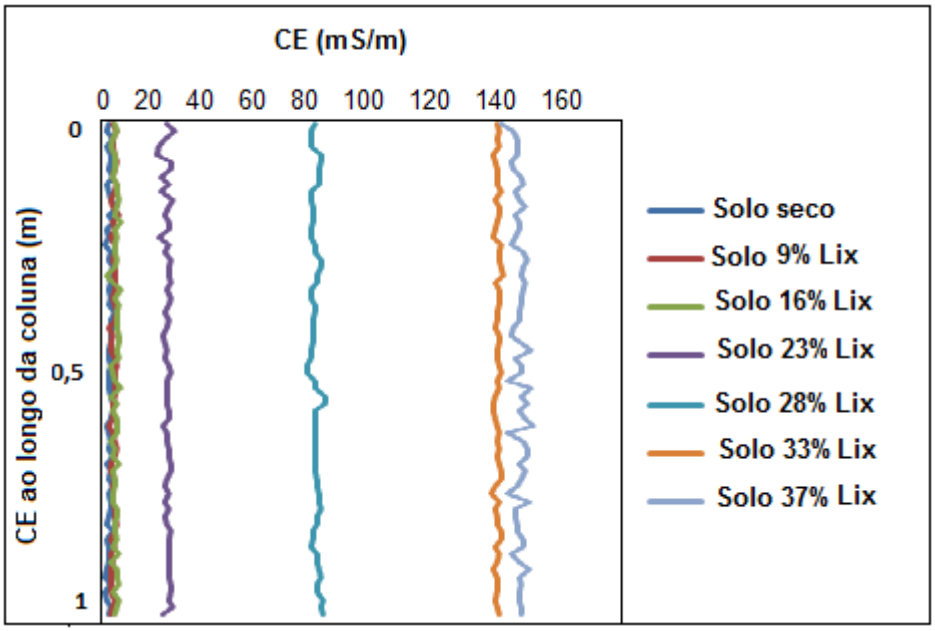


Figura 34 – Efeito do lixiviado na CE medida pelo sensor.

As variações de CE se tornaram acentuadas quando atingiram as percentagens entre 16% e 33% de lixiviado no solo, chegando a uma CE 90% maior na porção contendo 23% de lixiviado, quando comparado com 23% de água. Esse aumento da condutividade é de certa forma esperado devido à presença de eletrólitos que compõem o lixiviado.

Os perfis de condutividade apresentados nas figuras 33 e 34 permitiram observar uma reprodutibilidade nos valores de condutividades ao longo da coluna, indicando a presença de um solo homogêneo nas diferentes percentagens de umidade.

Durante a experimentação foram traçadas curvas de comportamento da CE em função do volume da água no solo. Os resultados (Figura 35) apontaram um limite máximo de condutividade quando a percentagem de água no solo atinge 33%, que corresponde a saturação. A partir desta proporção a CE se mantém constante.

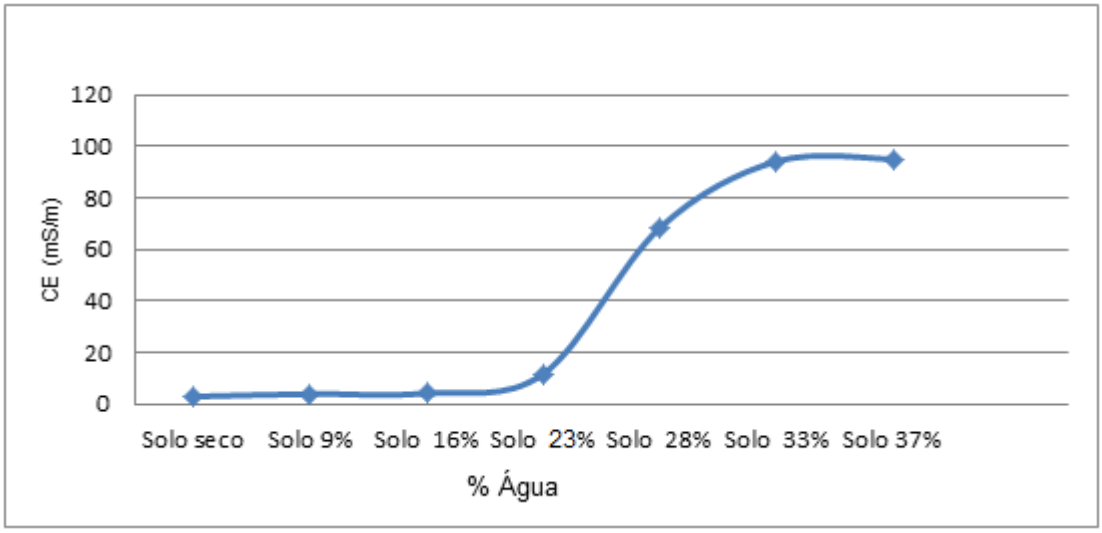


Figura 35 – Curva de CE do solo em função da variação da umidade.

Em outro experimento, adotando o mesmo método, variando neste caso, a percentagem de lixiviado no solo, apresentou um comportamento na CE semelhante ao observado na água, obtendo um aumento gradual na CE em função do crescente volume do lixiviado adicionado no solo. Contudo, apesar de a condutividade ter aumentado em relação à amostra de água, sua estabilidade e seu perfil na condução elétrica se apresentaram semelhante, atingindo a condução máxima com 33% de lixiviado (Figura 36).

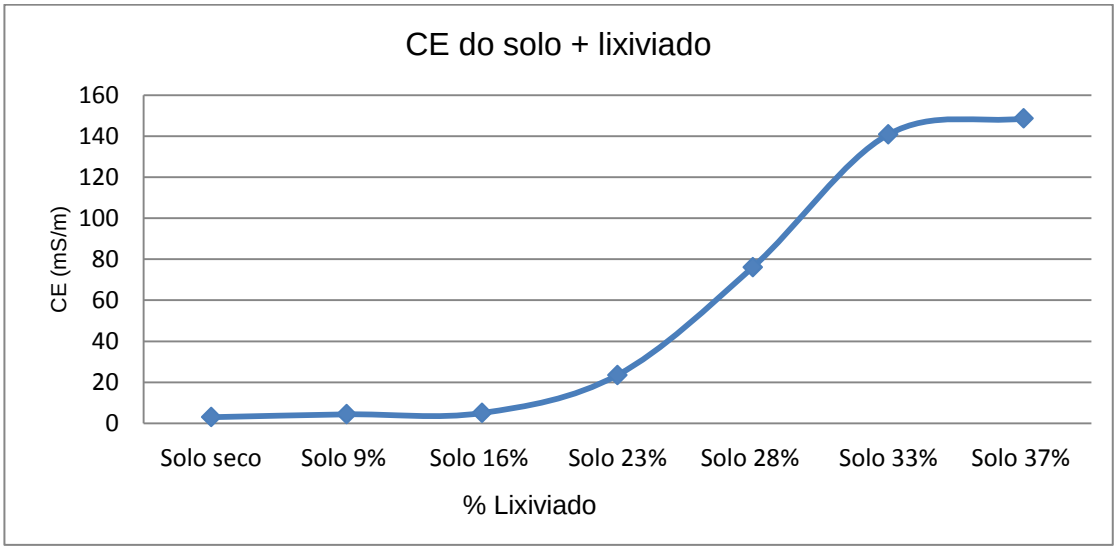


Figura 36 – Curva de CE do solo em função da variação do lixiviado.

A origem do lixiviado, sua concentração salina e seu período de maturação poderão variar a intensidade da CE, porém o valor de saturação no solo se mantém na ordem de 33%.

5.6.2. Resultados de análises de íons da fase aquosa percolada através do solo

Os experimentos abaixo descrevem os resultados dos testes efetuados em bancada onde amostras de um mesmo solo recolhidas nos arredores da área de estudo são submetidas ao processo de lixiviação por diferentes meios líquidos: água ultra – pura, água de chuva, lixiviado de aterro estabilizado e lixiviado de aterro novo.

As amostras das fases líquidas foram analisadas antes de passar pelo solo e depois de percoladas. Após a interação com o solo foi medida a condutividade deste em condição de saturação e em seguida o lixiviado foi coletado.

A identificação das fases liquidas estudadas estão descritas abaixo:

AUPC – Água de ultra-pura controle,

AUPP – Água ultra-pura percolada,

ACC – Água de chuva controle,

ACP – Água de chuva percolada,

LAEC – Lixiviado de aterro estabilizado controle,

LAEP – Lixiviado de aterro estabilizado percolado,

LANC – Lixiviado de aterro novo controle e,

LANP – Lixiviado de aterro novo percolado.

As escolhas destas fases tiveram como propósito o entendimento e a contribuição dos íons contidos nestas fases na condutividade elétrica (CE) medida pelo sensor no solo.

A aplicação da água ultra- pura (AUPC) possibilitou conhecer as concentrações iônicas contidas no solo, uma vez que a água ultra-pura é deionizada e contém apenas traços de íons dissolvidos. Após percolar através do solo a água ultra-pura percolada (AUPP) dessorve os íons nele contidos revelando suas concentrações.

A água de chuva controle (ACC) colhida na própria região do estudo possibilitou determinar a contribuição deste líquido na composição do solo. As gotículas de chuva carreiam partículas provenientes da evaporação da água do mar

e efluentes gasosos oriundos de emissões atmosféricas causadas por veículos e indústrias, contribuindo desta forma com a composição do solo.

A amostra de lixiviado de aterro estabilizado (LAEC) refere-se ao lixiviado da área sob investigação (aterro inativo há uma década e meia), local em que foi aplicada a sonda *in situ*, objetivo desse trabalho.

O lixiviado do aterro novo (LANC) servirá como um parâmetro do comportamento do lixiviado de um aterro ainda ativo que, por sua vez, apresenta concentrações de sua composição iônica superior ao LAEC, como pode ser comprovado nas tabelas 13 e 14 dos itens 5.6.3 e 5.6.4.

Durante o estudo foram analisados os valores de pH das fases líquidas antes e após a percolação (Figura 37 e 38 dos itens 5.6.3 e 5.6.4). Os resultados apresentaram uma redução no pH entre as fases controle e percolada, apontando um solo com características ácidas.

A acidez do solo argiloso está associada à sua composição geológica e aos processos biológicos e químicos que nele se desenvolvem. Solos argilosos são compostos por sedimentos micrométricos e nanométricos originários de intemperismo rochosos e por matéria orgânica humificada como ácidos húmicos e fúlvicos. Contudo, a decomposição da matéria orgânica por micro-organismos produz dióxido de carbono (CO_2) que reage com a água (H_2O) formando ácido carbônico (H_2CO_3) que por sua vez se ioniza em bicarbonato (HCO_3^-) e H^+. A presença dos ácidos húmico, fúlvico e carbônico são os principais responsáveis pela acidez do solo.

A composição mineralógica do solo estudado pouco interfere em seu pH, devido à sua concentração média ser principalmente composta por quartzo, biotita e muscovita, que está melhor detalhado no item 5.6.2, obtida através de difração de Raio X (DRX).

5.6.3. Resultado da análise de ânions dos testes de bancada

Solos argilosos apresentam naturalmente concentrações significativas de íons inorgânicos provenientes das contaminações dos sais dos mais diversos. A abundância destes íons adsorvidos nas superfícies das partículas do solo promove aumento nas concentrações nos líquidos nele percolado, conforme pode ser observado na Tabela 13. Os resultados a seguir demonstram esta constatação.

Na primeira análise, se observa que as amostras controles apresentam concentrações aniônicas inferiores aos produtos obtidos após sua percolação, a exceção foi o íon fosfato (PO_4^{3-}) presente na amostra LANC onde foi quantificada concentração mais elevada que no LANP.

Tabela 13 – Concentração de ânions presentes nas amostras líquidas antes e depois de percolado através do solo analisado.

Amostra	**Concentração aniônica**							
	Cl^-		**NO_3^-**		**PO_4^{3-}**		**SO_4^{2-}**	
	mg/L	mol/L	mg/L	mol/L	mg/L	mol/L	mg/L	mol/L
AUPC	0,4	1,13E-05	0,2	3,23E-06	0,2	2,11E-06	0,6	6,25E-06
AUPP	27,4	7,72E-04	355	5,73E-03	0,0	0,00E-00	47,4	4,94E-04
ACC	5,9	1,66E-04	0,5	8,06E-06	0,05	5,26E-07	5,2	5,42E-05
ACP	68,5	1,93E-03	1976,1	3,19E-02	0,2	2,11E-06	114,3	1,19E-03
LAEC	15,7	4,42E-04	0,6	9,68E-06	0,2	2,11E-06	1,2	1,25E-05
LAEP	242,2	6,82E-03	2476,4	3,99E-02	0,2	2,11E-06	198,6	2,07E-03
LANC	2743,4	7,73E-02	19,3	3,11E-04	38,3	4,03E-04	18,7	1,95E-04
LANP	2786,9	7,85E-02	2407,5	3,88E-02	0,05	5,26E-07	247,4	2,58E-03

n.d – não detectado

As concentrações elevadas destes sais presentes no solo podem ser melhor visualizadas na Figura 37, onde se incluem também os valores de pH.

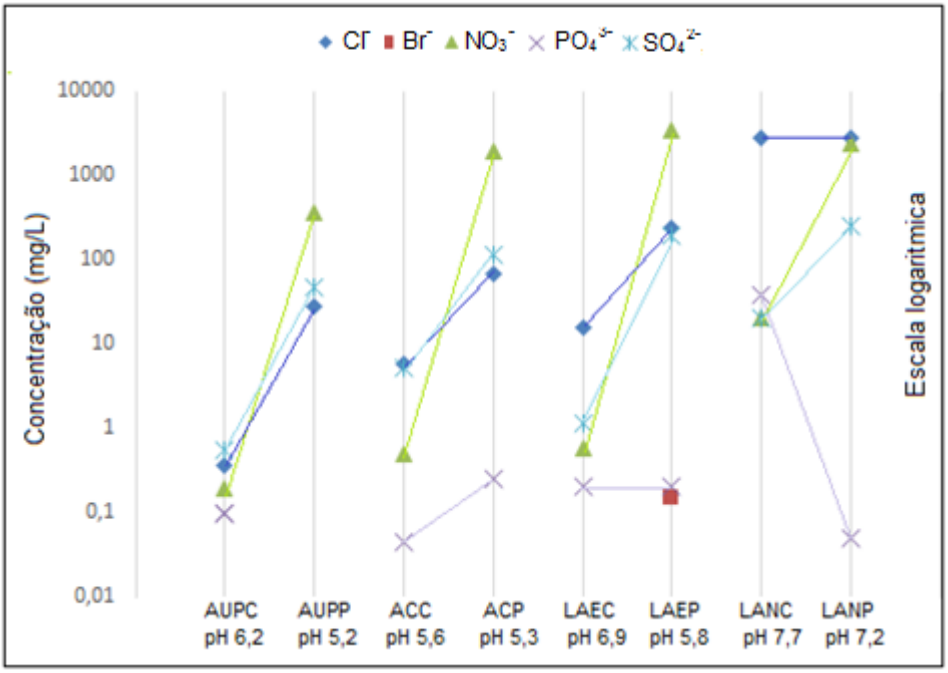


Figura 37 – Variação da concentração aniônica nas amostras líquidas antes e depois de percolado através do solo.

Resultados de maior concentração após percolação com AUPC refletem um solo rico nos ânions Cl^-, NO_3^- e SO_4^{2-}, por outro lado, o solo mostra uma capacidade de adsorção do PO_4^{3-} proveniente do lixiviado do aterro novo.

O comportamento de cada ânion será discutido separadamente abaixo.

Análise do ânion cloreto (Cl^-).

O ânion cloreto na AUPC apresentou uma concentração de 0,4 mg/L (1,1E-05 mol/L), conforme o esperado, uma vez que se trata de uma água desmineralizada, contudo, após a percolação dessorveu 2,7E+01 mg/L (7,7E-04 mol/L) do solo, refletindo alto poder de dessorção e confirmando a presença desse íon no solo.

O cloreto foi dessorvido da fase sólida para a fase líquida em todos os experimentos. Sua maior concentração foi observada no LANP com aproximadamente 2,8E+03 mg/L (7,8E-02 mol/L). Mesmo apresentando a maior concentração entre os ânions analisados nas fases percolantes, sua concentração em mol/L foi aumentada em apenas 1,5% após o contato com o solo. A presença do cloreto no LANC possivelmente tem como origem resíduos alimentares domésticos. Por outro lado, a sua presença no solo está associada possivelmente à salinidade marinha.

Análise do ânion nitrato (NO_3^-).

Observa-se nesta figura, que os ânions nitrato sofreram as maiores variações em suas concentrações, quando comparados com os demais ânions, apresentando valores elevados após a percolação através do solo, principalmente após a percolação da fase da AUPC, dessorvendo do solo aproximadamente 3,6E+02 mg/L (5,7E-03 mol/L) demonstrando um solo rico em nitrato.

A presença abundante no solo e o comportamento dessortivo deste ânion podem ser justificados, uma vez que a composição dos solos próximos às regiões industriais apresenta resíduos provenientes de suas atividades, como por exemplo a produção de fertilizantes.

A ACC evidenciou traços deste íon em sua composição, no entanto, após percolar (ACP) dessorveu 2,7E+03 mg/L (3,2E-02 mol/L), seguindo o mesmo comportamento da AUPP.

Tanto a fase do LAEC quanto a LAEP apresentaram concentrações semelhantes às encontradas nas fases ACC e ACP respectivamente, sugerindo seu pouco impacto na contaminação do solo, em relação ao nitrato.

O nitrato apresentou uma concentração aproximadamente trinta vezes maior no LANC do que no LAEC. De certa forma, este resultado é esperado uma vez que o LANC é proveniente de um aterro ainda em operação e o LAEC tem sua origem de aterro estabilizado desativado. Contudo, o LANC apresentou em torno de dezoito vezes menos concentrado que o nível encontrado no solo após a percolação com a AUPP, demonstrando mais uma vez a abundancia deste ânion no solo.

Análise do ânion fosfato (PO_4^{3-}).

O íon fosfato apresentou a menor concentração entre os ânions presentes no solo estudado. Nas análises com o aterro novo foi o único componente que apresentou retenção pelo solo de aproximadamente 99,8% de sua concentração molar original (LANC).

A presença de fosfato detectada na amostra LANC (38,3 mg/L) (4,0E-04 mol/L), é possivelmente originária de decomposição biológica de substancias orgânicas como fosfolipídios, proteínas, enzimas fosfatadas e substancias inorgânicas, na forma de fosfato, utilizadas como conservantes em alimentos industrializados, principalmente em carnes processadas e enlatados.

Análise do ânion sulfato (SO_4^{2-}).

O íon sulfato demonstrou ao lado do íon cloreto ser o segundo ânion mais abundante no solo analisado, o que pode ser observado no aumento de sua concentração após a percolação da AUPC. Este íon foi dessorvido por todas as fases líquidas percoladas através do solo, comprovando sua solubilidade elevada.

A presença do ânion no solo pode estar associada ao grande volume de fosfogesso (minério rico em PO_4^{3-}, SO_4^{2-} e Ca^{2+}) estocado a céu aberto, que são utilizados como matéria prima nas indústrias de fertilizante e cimento, próximas à região de coleta do solo.

5.6.4. Resultado da análise de cátions dos testes de bancada.

A análise dos cátions seguiu o mesmo protocolo que a dos ânions.

Assim como na análise de ânions, a AUPC após percolada (AUPP) serviu como um parâmetro indicador da composição e da concentração salina presente no solo. Observou-se a presença de concentrações significativas de todos os cátions analisados (Na^+, NH_4^+, K^+, Ca^{2+}e Mg^{2+}) conforme apresentado na Tabela 14.

O comportamento destes íons pode ser melhor visualizado na figura 38.

Tabela 14 - Concentrações de cátions presentes nas amostras líquidas antes e depois de percolada pelo solo amostrado.

Amostra	**Concentração catiônica**									
	Na^+		**NH_4^+**		**K^+**		**Ca^{2+}**		**Mg^{2+}**	
	mg/L	mol/L	mg/L	mol/L	mg/L	mol/L	mg/L	mol/L	mg/L	mol/L
AUPC	0,5	2,2E-05	0,1	5,6E-06	0,5	1,3E-05	0,5	1,3E-05	0,1	4,1E-06
AUPP	24,3	1,6E-03	1,59	8,8E-05	22,1	5,7E-04	129	3,2E-03	37,7	1,6E-03
ACC	3,1	1,3E-04	0,1	5,6E-06	1,6	4,1E-05	10,2	2,6E-04	0,7	2,9E-05
ACP	43	1,9E-03	3,6	2,0E-04	58,6	1,5E-03	531,5	1,3E-02	119,4	4,9E-03
LAEC	123,6	5,4E-03	88	4,9E-03	87,1	2,2E-03	53,7	1,3E-03	37,7	1,6E-03
LAEP	154,7	6,7E-03	37,4	2,1E-03	141,5	3,6E-03	525,1	1,3E-02	180,5	7,4E-03
LANC	2015	8,8E-02	2430	1,4E-01	1780,8	4,6E-02	40,6	1,0E-03	88,1	3,6E-03
LANP	1578	6,9E-02	1229,2	6,8E-02	1070,7	2,7E-02	125,6	3,1E-03	132,4	5,4E-03

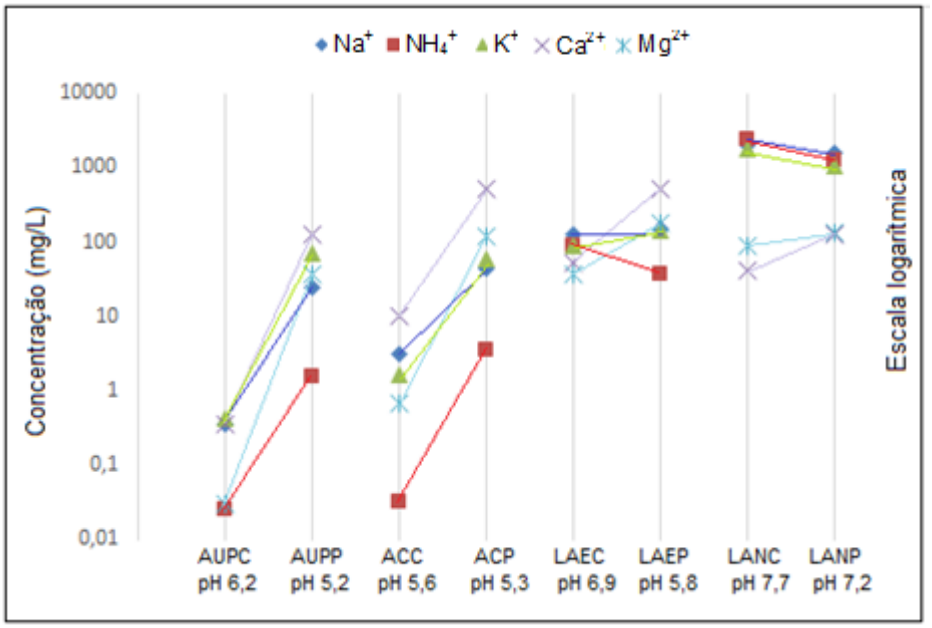


Figura 38 – Concentrações de Cátions presentes na fase líquida antes e após percolação através do solo.

A presença desses cátions, suas interações com o solo e com a fase líquida serão discutidas separadamente.

Análise do cátion sódio (Na^+).

A AUPC utilizada neste trabalho apresentou uma concentração de 0,5 mg/L (2,2E-05 mol/L) deste íon e traços de todos os íons analisados neste estudo, conforme pode ser observado nas tabelas 13 e 14.

Após a percolação, a AUPP apresentou uma concentração de íons cerca de 50 vezes do íon sódio maior do que a amostra controle, apontando para um solo com presença de salinidade marinha.

Ao analisar a concentração do íon sódio na ACC, observa-se da mesma forma que na AUPC que o cátion é dessorvido do solo, elevando a concentração na ACP.

O LAEC, por outro lado, apresentou uma concentração inicial do sódio superior à presente na amostra AUPC e ACC, esta maior concentração, está possivelmente associada a resíduo sólido urbano (RSU), no entanto, seguiu o mesmo comportamento, aumentando sua concentração na fase LAEP. A presença do sódio observada na fase percolada (LAEP) está associada possivelmente à presença do sal marinho na forma de cloreto de sódio (NaCl) no solo analisado.

Observa-se após a percolação do lixiviado de aterro novo através do solo que o sódio sofreu uma redução na sua concentração molar de 21,7%. Este comportamento adsortivo do solo pode ser atribuído à carga negativa do íon fosfato retido na percolação por este lixiviado, conforme apresentado na tabela 16.

Análise do cátion amônio (NH_4^+).

A AUPC apresentou traços deste íon, no entanto após percolar através do solo dessorveu em torno de quinze vezes sua concentração inicial, revelando a concentração deste íon no solo.

Quando foi analisado o cátion amônio na ACC observaram-se traços deste cátion em sua composição. O íon amônio foi o componente que sofreu suas maiores variações em sua concentração após percolação. Sua presença na ACC e ACP pode ter sua origem em resíduos de indústrias de fertilizantes.

No LAEC o íon apresenta uma concentração na ordem de oitocentas vezes maior que a ACC, sua origem possivelmente é decorrente de decomposição de matéria orgânica por micro-organismos.

Após sua percolação (LAEP), o íon amônio sofreu redução de aproximadamente 40% de concentração em massa, sendo este íon adsorvido pelo solo, confirmando um solo negativamente carregado, atribuído principalmente aos íons nitrato.

O LANC apresentou uma concentração em massa em torno de vinte e sete vezes maior quando comparada ao LAEC. Este comportamento reflete um lixiviado com alta taxa de atividade biológica e disponibilidade de matéria orgânica em decomposição, característico de aterro novo. Após a percolação, o LANC sofreu uma redução em sua concentração na ordem de 50% de seus íons disponíveis, revelando mais uma vez um solo com cargas predominantemente negativas.

A presença do íon amônio nos lixiviados está possivelmente associada à degradação biológica de proteínas e amino ácidos contidos nos resíduos sólidos urbanos.

Vale lembrar que o lixiviado de aterro sanitário estudado (LAEC) está desativado há mais de uma década e meia, enquanto que o aterro de onde se originou o LANC ainda está em atividade.

Análise do cátion potássio (K^+).

Ao analisar a AUPC, foi possível observar traços do íon potássio em solução, contudo, após percolar através do solo (AUPP) sofreu um acréscimo de quarenta e quatro vezes em concentração. O íon potássio é o terceiro cátion mais abundante presente no solo, sendo dessorvido pela água ultra-pura (AUPC), água de chuva (ACC) e lixiaviado de aterro estabilizado (LAEC). O solo apresentou uma concentração de 21,6 mg/L (5,7E-04 mol/L), observado na AUPP, sua origem pode estar relacionada à porção orgânica derivada da decomposição de vegetais, e também à origem inorgânica devido à presença de indústrias de fertilizantes próximas a área da coleta.

Quando se analisa o LANP nota-se uma concentração de 1,0E+03mg/L do íon presente no lixiviado, o que significa uma redução de 40% de sua concentração molar presente na fase controle (LANC). A adsorção deste íon pelo solo pode ser mais um indicativo da presença de cargas negativas presentes no solo.

Análise do cátion cálcio (Ca^{2+}).

Quando se analisa o cálcio observa-se um aumento em todas as fases liquidas após a percolação através do solo. A água ultra-pura (AUP) apresentou o maior poder de dessorção deste íon do solo, conforme observado nos resultados da AUPP, revelando um solo rico neste mineral. Adicionalmente se observa que é o cátion mais abundante no solo.

Sua presença pode estar associada às formas de sulfato de cálcio (CaSO4) e fosfato de cálcio ($Ca_3(PO_4)_2$) da matéria prima fosfogesso empregada nas indústrias de cimento e fertilizantes.

A ACC apresentou um comportamento dessortivo semelhante ao da AUPC para o cálcio, porém, possui concentração inicial em torno de vinte vezes maior do que o apresentado pela água ultra-pura. Por outro lado, o poder de dessorção da AUPC é em torno de quatro vezes menor quando comparado à ACC. Da mesma forma ocorre com o LAEC, que apresenta um poder dessortivo do íon presente no solo próximo ao da ACC, no entanto, possui aproximadamente cem vezes mais íons na condição controle do que quando comparado com a AUPC. Quando o solo é percolado pelo lixiviado de aterro novo (LANP) o cátion se apresenta mais firmemente aderido às superfícies das partículas do solo, demonstrando que esta fase líquida possui o menor poder de dessorção deste íon entre todas as fases

percoladas. Sua presença no lixiviado, pode ter origem nas cascas de ovos e ossos provenientes dos resíduos sólidos urbanos (RSU), além de resíduos de construção civil (RCC).

Análise do cátion magnésio (Mg^{2+}).

Observa-se que o comportamento do magnésio é similar ao do cálcio, elevando sua concentração em todos os líquidos percolados. A AUPC após percolar (AUPP) apresentou uma concentração de 3,8E+01 mg/L deste íon, o que indica ser o segundo cátion mais abundante no solo. Sua origem pode ser atribuída à presença de biotita ($K(Mg,Fe)_3(AlSi_3O_{10})(F,OH)_{2)}$ (Tabela 16) e salinidade marinha na forma de cloreto de magnésio ($MgCl_{2.}$).

O LAEC e o LANC apresentaram respectivamente concentrações de íons magnésio iguais a 37,7 mg/L e 88,1 mg/L. Sua presença no lixiviado pode se originar da decomposição de alimentos ricos neste íon, como amêndoas, castanhas, caju, soja, farelo, chocolate e levedura de cerveja.

5.6.5. Resultados de condutividade elétrica (CE) nos testes de bancada.

A condutividade elétrica (CE) em solução está relacionada à capacidade de conduzir a corrente elétrica através das cargas contidas nos íons, sejam elas positivas ou negativas. Para que se possa melhor compreender o comportamento dos cátions e ânions e suas contribuições na CE em solo saturado, será avaliada sua participação em concentração molar, além de em mg/L.

As medidas da CE foram tomadas na condição de solo saturado, antes da percolação e coleta das fases líquidas para as análises iônicas.

As amostras foram identificadas como;

SS = Solo seco

SAUP = Solo com água ultra-pura

SAC = Solo com água de chuva

SLAE = Solo com lixiviado de aterro estabilizado

SLAN = Solo com Lixivio de aterro novo

O sensor aplicado no estudo de laboratório foi o mesmo aplicado no campo, descrito nos materiais e métodos.

A condutividade do solo saturado é conhecida a partir da corrente elétrica medida e da diferença de potencial entre os dois terminais imersos no solo.

O solo seco (SS) apresentou uma condutividade elétrica entre 60 e 190 vezes menor quando comparado com o solo saturado com os líquidos estudados (AUP, AC, LAE e LAN), indicando a ausência significativa da fase líquida eletrolítica, conforme pode ser observado na Figura 39. Na Ttabela 15 são apresentadas as médias dos valores de condutividade elétrica do solo seco (SS) e do solo saturado com as demais fases líquidas estudadas.

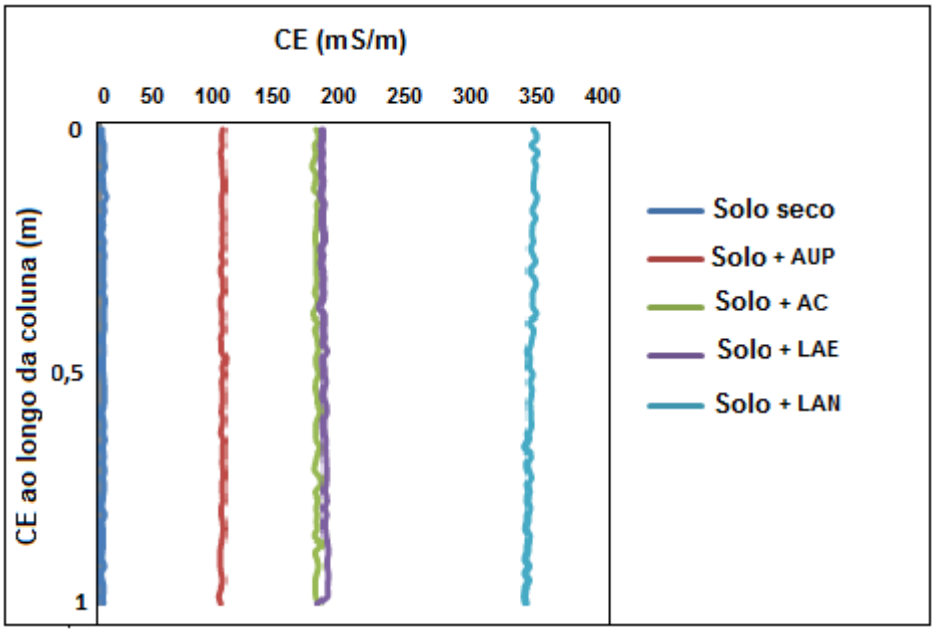


Figura 39 – Comportamento da CE nas amostras de solo contendo diferentes fases líquidas.

Tabela 15 – Efeito da CE em solo saturado com solução contendo íons dissolvidos (mg/L).

Amostra	Cátions (mg/L)	Ânions (mg/L)	CE (mS/m)
SS	nd	nd	1,8
SAUP	214,7	429,8	113,0
SAC	757,0	2157,0	177,3
SLAE	1039,0	2917,0	182,8
SLAN	4135,0	5441,8	348,0

A amostra de solo contendo água de chuva (SAC) apresenta uma condutividade elétrica superior à do solo na presença da água ultra pura (SAUP).

Este comportamento está associado aos íons presentes naturalmente no solo e a concentração existente destes mesmos íons na AC, resultando em uma concentração iônica dissolvida mais elevada na fase liquida, com consequente aumento da CE.

É possível notar que a maior condutividade elétrica medida através do sensor se deu na amostra do solo saturado com lixiviado de aterro novo (LAN). Esta mesma amostra apresentou uma concentração maior de íons dissolvidos entre todas as fases líquidas estudadas.

Conforme se pode observar, os resultados obtidos através dos experimentos realizados com o uso do sensor apontaram medidas de CE crescentes à medida que há um aumento da concentração de íons livres no meio.

A contribuição da condutividade elétrica da solução pode ser obtida a partir do produto da condutividade molar à diluição infinita pela concentração em mol por unidade de volume de cada íon.

A somatória dos resultados obtidos de todos os íons analisados foi considerada a CE calculada da solução percolada. Este cálculo foi possível levando em conta que as soluções são muito diluídas e que se pode admitir que há migração independente dos íons (Lei de Kohlrausch e lei de Ostwald).

Na Tabela 16 são apresentados os valores de condutividade molar em diluição infinita dos ânions e cátions investigados.

Tabela 16 - Condutividade molar a diluição infinita de cátions e ânions.

Cátion	(Scm²/mol)	Ânions	(Scm²/mol)
Na^+	50,1	Cl^-	76,35
NH_4^+	73,5	NO_3^-	71,46
K^+	73,5	SO_4^{2-}	160
Ca^{2+}	119	$PO4^{3-}$	240
Mg^{2+}	106,2		

A partir deste entendimento foi proposto um estudo para constatar a linearidade da CE medida com o sensor e a CE calculada a partir dos dados analíticos obtidos através da cromatografia de íons dos líquidos percolados. Na tabela 17 são apresentados os valores da CE de cada dos íons analisados e a CE total e na Figura 40 é apresentada a condutividade elétrica medida experimentalmente de cada um

dos solos saturados nas ordenadas e a condutividade elétrica calculada nas abcissas.

Tabela 17 – Condutividade elétrica em mS/m dos íons analisados.

Líq. Percolado / Íons	Cl^-	NO_3^-	PO_4^{3-}	SO_4^{2-}	Na^+	NH_4^+	K^+	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Total
AUPP	5,9E+00	4,1E+01	n.d	7,9E+00	5,3E+00	6,5E-01	4,2E+00	3,8E+01	1,6E+01	1,2E+02
ACP	1,5E+01	2,3E+02	5,1E-02	1,9E+01	9,4E+00	1,5E+00	1,1E+01	1,6E+02	5,2E+01	4,9E+02
LAEP	5,2E+01	2,9E+02	2,1E-04	3,3E+01	3,4E+01	1,5E+01	2,7E+01	1,6E+02	7,9E+01	6,8E+02
LANP	6,0E+02	2,8E+02	1,3E-02	4,1E+01	3,4E+02	5,0E+02	2,0E+02	3,7E+01	5,8E+01	2,1E+03

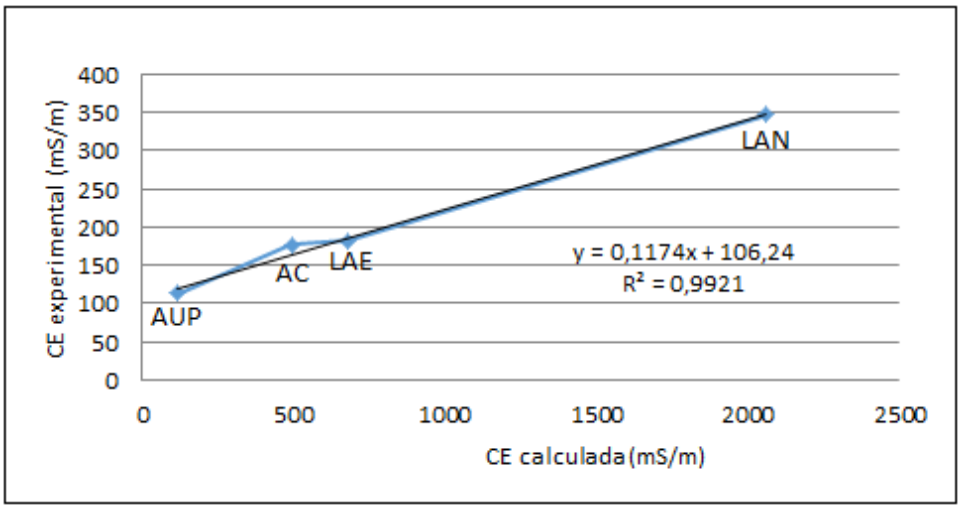


Figura 40 - Condutividade elétrica medida pelo sensor x condutividade elétrica calculada. (AUP- água ultra pura, AC- água de chuva, LAE- lixiviado de aterro novo e LAN – lixiviado de aterro novo).

Nos cálculos obtidos se observou a presença superior do total de cargas positivas em relação ao total de cargas negativas em solução, não obedecendo à condição de eletroneutralidade. Este resultado pode ser atribuído a ausência de análises de determinados ânions, como por exemplo, o bicarbonato (HCO_3^-). Mesmo assim o erro cometido foi da ordem de 8%.

Nota-se que a condutividade elétrica medida experimentalmente é inferior à calculada. Estes resultados se justificam uma vez que a leitura medida pelo sensor leva em consideração a composição iônica livre na fase líquida contida no solo. Esta leitura desconsidera parte dos íons adsorvidos pelos elementos que compõem o

solo, enquanto que a condutividade elétrica calculada leva em consideração os íons livres presentes na solução após sua eluição. Contudo, é possível observar através da equação do gráfico e sua linha de tendência que os resultados obtidos pelo sensor são diretamente proporcionais às variações da condutividade elétrica calculada, demonstrando mais uma vez a coerência apresentada pela medida experimental.

Estes resultados confirmam na forma de cálculos a confiabilidade dos dados obtidos através dos testes de bancada e uma resposta diretamente proporcional do sensor na presença de soluções contendo íons dissolvidos como, por exemplo, lixiviado de aterro sanitário.

5.7. Correlação entre as medidas de condutividade elétrica experimental obtida nas profundidades P1, P2 e P3 e a condutividade elétrica calculada a partir das concentrações dos íons presentes.

A partir dos resultados qualitativos e quantitativos dos íons obtidos através de centrifugação das fases líquidas presentes nas amostras P1 (região pertencente a unidade 1 que compreende da superfície a 5m, com formação do pico de CE isolado), P2 (região que representa a unidade 2 com a presença de um platô com extensão aproximada de 13m entre a profundidade de 5 m a 18 m) e P3 (região da unidade 3, que inicia a profundidade de 18m e se estende até 20m, próximo a formação de rochas), foi possível observar uma relação direta entre a condutividade elétrica e a presença de íons livres no meio aquoso contido nos espaços intergranulares do solo.

A Tabela 18 apresenta as concentrações iônicas em mol/L obtidas a partir da cromatografia de íons, utilizada para o cálculo da condutividade elétrica cujo resultado está apresentado na Tabela 19.

Tabela 18 – Concentração iônica (mol/L) das profundidades P1, P2 e P3.

Amostra	**Concentração (mol/L)**								
	Na^+	**NH_4^+**	**K^+**	**Ca^{2+}**	**Mg^{2+}**	**Cl^-**	**NO_3^-**	**PO_4^{3-}**	**SO_4^{2-}**
P1	1,7E-02	4,2E-03	1,0E-03	2,7E-03	5,2E-03	1,4E-02	2,6E-04	9,6E-06	2,9E-04
P2	9,4E-03	1,0E-03	7,1E-04	3,2E-04	4,5E-04	2,8E-03	2,9E-05	3,4E-05	2,3E-04
P3	1,8E-03	2,5E-04	1,8E-04	1,4E-04	5,1E-05	6,5E-04	3,6E-05	3,3E-06	1,2E-04

Tabela 19 – Condutividade elétrica calculada nas profundidades P1, P2 e P3 do PM-G.

Amostra	Condutividade elétrica mS/m									
	Na^+	NH_4^+	K^+	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Cl^-	NO_3^-	PO_4^{3-}	SO_4^{2-}	Total
P1	8,4E+01	3,1E+01	7,6E+00	3,2E+01	5,6E+01	1,1E+02	1,9E+00	2,3E-01	4,7E+00	3,2E+02
P2	4,7E+01	7,4E+00	5,2E+00	3,8E+00	4,8E+00	2,2E+01	2,0E-01	8,2E-01	3,6E+00	9,4E+01
P3	9,1E+00	1,8E+00	1,3E+00	1,7E+00	5,4E-01	4,9E+00	2,6E-01	7,9E-02	1,9E+00	2,2E+01

Uma vez conhecida a CE calculada do total de íons presentes em cada profundidade, buscou-se correlaciona-la com a CE experimental obtida pelo sensor nestes mesmos horizontes. Através desta correlação (Tabela 20), foi possível plotar um gráfico da CE experimental versus a CE calculada nestas profundidades, conforme pode ser observado na Figura 41.

Tabela 20 – Condutividade elétrica calculada em diluição infinita e condutividade elétrica experimental.

Amostra	CE calculada (mS/m)	CE experimental (mS/m)
P1	320	380
P2	94	250
P3	22	50

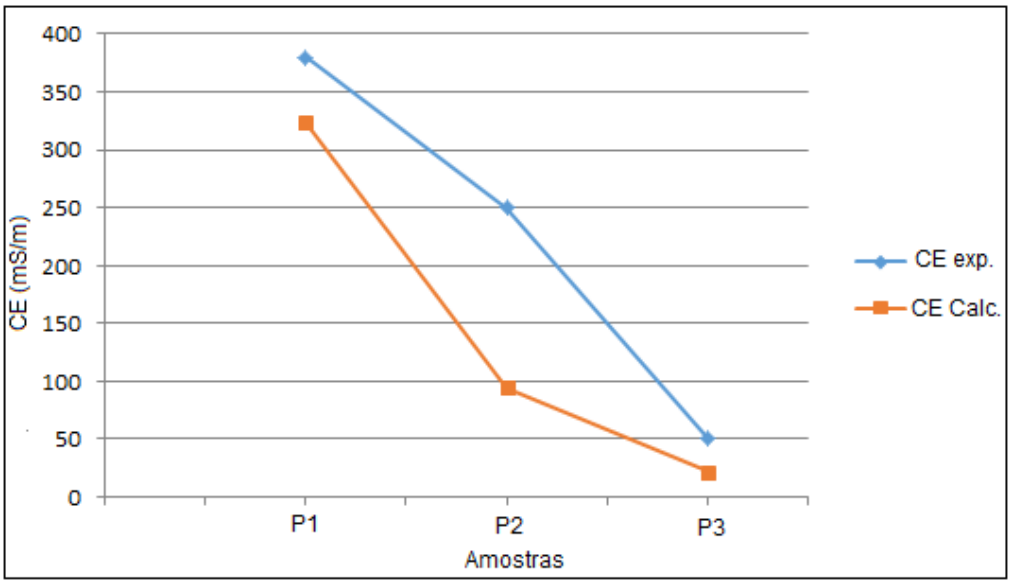


Figura 41 - Condutividade elétrica experimental do ponto G, nas profundidades P1(1,3 m), P2 (10 m) e P3 (19 m) versus a condutividade elétrica calculada.

Foi possível observar uma função decrescente da condutividade elétrica experimental, obtida através do sensor e a condutividade elétrica calculada na medida em que as profundidades aumentam.

A relação direta entre a CE calculada e a CE experimental evidenciam que; quando há a presença de íons em concentrações crescentes no meio, o resultado da condutividade elétrica calculada também se eleva na mesma proporção, uma vez que os cálculos levam em consideração sua concentração molar. É possível afirmar que os dados obtidos pela sonda de CE experimental estão associados à presença de íons dissolvidos na fase aquosa. O aumento da condutividade elétrica experimental e a presença crescente das concentrações dos íons dissolvidos observados em ambos os experimentos evidenciam esta constatação.

Apesar de observadas estas relações entre as condutividades elétricas, notou-se que o resultado da CE calculada no ponto P2 está com um valor numérico abaixo do esperado, considerando a tendência observada nos demais pontos e também na CE experimental. Tal fato está associado à baixa concentração iônica quantificada neste ponto, possivelmente atribuída a erro experimental, uma vez que não houve um volume de amostra líquida extraída do solo suficiente para um teste em triplicata, valendo apenas uma única medida. Dessa forma, houve pouca margem para uma avaliação mais criteriosa. Vale ressaltar que neste ponto de amostragem a umidade relativa se apresentou em 25%, dificultando a recuperação da fase líquida, mesmo por centrifugação.

5.8. Correlação entre a condutividade hidráulica e a análise tátil visual

Os resultados a seguir demonstram uma correlação entre a condutividade hidráulica e a análise tátil visual no ponto de amostragem G (PM-G).

Durante a execução dos estudos de campo, foi possível observar o comportamento em tempo real da condutividade hidráulica do solo através dos sinais emitidos pelo sensor. Contudo, houve a necessidade de uma análise rápida que pudesse reforçar os resultados obtidos pela sonda, uma vez que a mesma apresentou vazamentos e instabilidade nas medidas da pressão, levando a incertezas na interpretação estatigráfica do solo. Por conta disso, o solo foi

amostrado e submetido à análise tátil visual para uma descrição litológica centimétrica de todo o horizonte estudado.

A Tabela 21 apresenta a correlação do detalhamento tátil visual, sua condutividade hidráulica e suas respectivas profundidades.

Tabela 21 – Correlação entre Condutividade hidráulica e análise tátil-visual no ponto G.

Faixa aproximada de profundidade abaixo do nível do solo(m)	Localização das amostras	Descrição litológica tátil visual Generalizada
0.5 – 4.8	Unidade 1	Silte arenosa
4,9 – 18	Unidade 2	Argila orgânica plástica de coloração cinza escura,com pequenas variações vinculadas a porções arenosas
18,1 a 20	Unidade 3	Silte.arenosa com presença de fragmentos de rocha de transformação

A Figura 42 ilustra as unidades geológicas, definidas a partir da perfilagem elétrica, e suas respectivas variações da condutividade hidráulica levando em consideração a análise tátil visual.

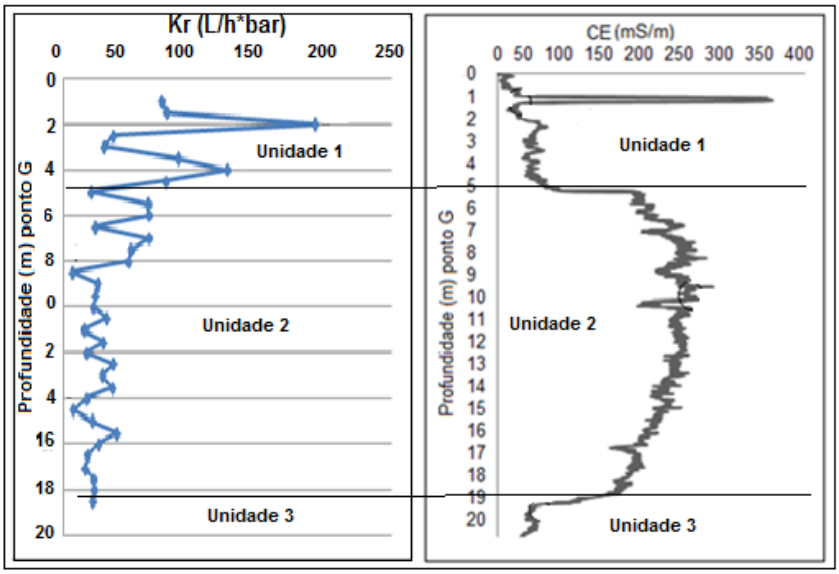


Figura 42 – Unidades geológicas e suas respectivas condutividades elétricas e hidráulicas.

A condutividade hidráulica relativa (Kr) medida na unidade 1, por exemplo, apresentou os maiores valores observados oscilando entre 30 L/(h*bar) e 190 L/(h*bar) até a profundidade de 4,9 m. Adicionalmente Entre os horizontes de 1,5 m a 2,4 m a Kr apresentou uma variação de 80 L/(h*bar) para 190 L/(h*bar) e retornou para 25 L/(h*bar). Esta variação de CH coincidiu exatamente com a mudança da composição do solo de silte arenoso para arenoso e silte argiloso, respectivamente.

Na unidade 2, a condutividade hidráulica média apresentada foi de 50 L/(h*bar). Nesta unidade foi notada a predominância de argila plástica com presença de lâmina centimétricas de silte.

Na profundidade abaixo de 18 m (Unidade 3) foram observados valores médios de 25 L/(h*bar). Nesta unidade notou-se a presença de uma camada mais arenosa em toda extensão com pequenos fragmentos de rocha de transformação.

Os resultados obtidos através da sonda de condutividade hidráulica apresentaram-se coerentes quando comparados com a análise tátil visual em toda extensão vertical analisada e, sugerem um solo predominantemente argiloso, heterogêneo e com presença de lâmina centimétricas de silte arenoso.

5.9. Correlação entre as medidas de condutividade elétrica e de condutividade hidráulica por cravamento direto

Como passo subsequente na elaboração do modelo hidrogeológico local, foram feitas análises conjugadas dos dados de condutividade hidráulica e de condutividade elétrica no intuito de mapear regiões que possam representar unidades geológicas ou zonas aquíferas favoráveis ou não ao fluxo e ao transporte de contaminantes.

A Figura 43 representa duas seções transversais ao fluxo da água subterrânea, orientadas SW-NE, com sobreposição das informações do perfil de condutividade elétrica e da condutividade hidráulica. Nota-se que as secções que revelaram uma condutividade elétrica elevada apresentaram uma condutividade hidráulica menor, enquanto que as secções com condutividade elétrica menor apresentaram condutividade hidráulica mais elevada.

O comportamento da condutividade elétrica no solo está diretamente ligado à natureza do solo como a estratigrafia, o teor de umidade, as propriedades físico-

químicas e principalmente a salinidade. Observa-se na figura 43 que ocorre uma descontinuidade na perfilagem elétrica na profundidade entre 1 m e 3 m (PM J, H e D) com a formação de picos que atingem 380 mS/m.

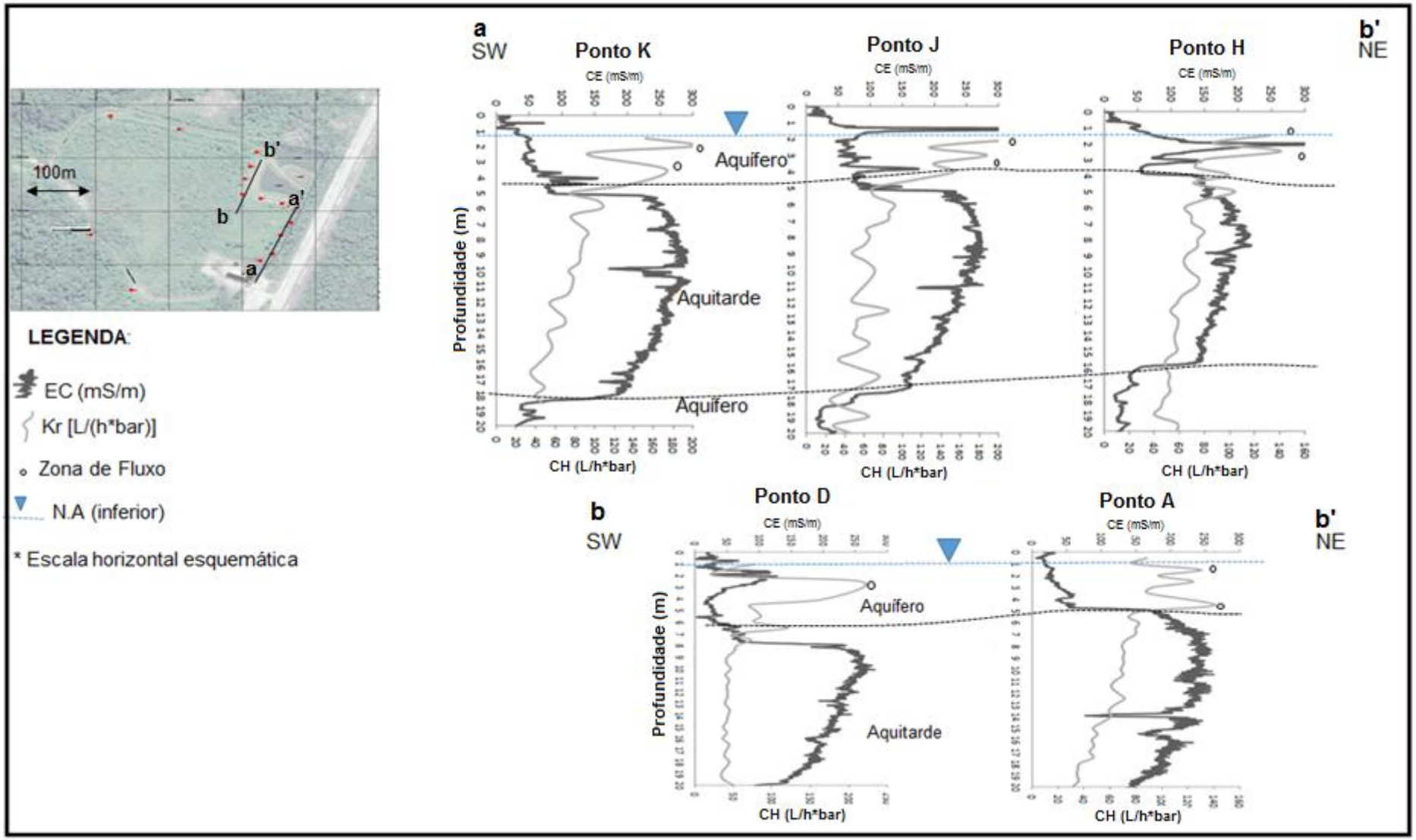


Figura 43 – Seções transversais – Perfil CH (Krelativo: [L/ (h*bar)]) conjugado com CE (mS/m) (SW-NE).

Nesta profundidade, conforme apresentado através dos resultados químico analíticos no item 5.6.6 nas tabelas 11 e 12, ocorre a presença acentuada de íons característicos da presença do lixiviado do aterro. Adicionalmente, este aumento da salinidade foi o fator responsável pela elevação abrupta da condutividade elétrica nesta profundidade.

Ao longo de suas seções vertical e horizontal, foram observadas zonas hidraulicamente mais condutivas ao longo da seção argilo-arenosa, entre as cotas de 1 m e 4 m, aproximadamente. Nesta mesma zona de fluxo próxima à superfície foi observada uma heterogeneidade na condutividade hidráulica, associada principalmente à zona de transição do aterro, da porção sedimentar e a presença adicional da pluma de lixiviado do aterro.

O decréscimo dos sinais da condutividade hidráulica abaixo à esta zona e o aumento da condutividade elétrica demostram que a camada de argila flúvio-marinha é um forte indicativo da formação de um aquitarde que delimita verticalmente a geometria do aquífero, o que lhe confere integridade vertical.

6. CONCLUSÕES

Este trabalho permite tirar as seguintes conclusões.

1 – Os dados em alta resolução obtidos através das ferramentas de condutividade elétrica por cravamento direto propiciaram uma abordagem de investigação do subsolo mais realista e abrangente, permitindo identificar e delinear de forma rápida e assertiva a pluma de contaminação do solo investigado.

2 - Através dos resultados obtidos pela sonda de condutividade hidráulica, foi possível observar a região de maior fluxo hidráulico na profundidade entre 0,5m e 4,5 m, região em que o solo apresenta uma maior fração de areia e silte. Abaixo deste horizonte, a condutividade hidráulica aproximou-se de zero, característico de solo com baixa porosidade como o apresentado pela argila.

3 – O solo estudado apresentou ao longo dos 20 metros de profundidade três patamares distintos de condutividade elétrica característicos da mudança da natureza do solo e um pico isolado no horizonte de 1,3 m associado à presença de íons provenientes de lixiviado de aterro sanitário.

4 – A condutividade elétrica medida pelo sensor nos experimentos em laboratório apresentou uma proporcionalidade direta com os valores calculados a partir das concentrações iônicas das diferentes fases líquidas percoladas através do solo.

5 – As respostas obtidas pelo sensor *in situ* se apresentaram coerentes quando comparadas com os cálculos obtidos das concentrações iônicas das fases liquidas obtidas por centrifugação do solo nas diferentes profundidades.

6 – Os resultados alcançados pelo sensor de condutividade elétrica em campo e no laboratório evidenciaram a eficiência desta técnica na detecção da presença do lixiviado.

7. REFERÊNCIAS

1 – Abetre - abetre.org.br/atlas-da-destinacao-final-de-residuos-brasil-2020.

2 – ABNT NBR 06457 – Amostra de solo – Preparação para ensaios de compactação e caracterização – Anexo A - 03/2016.

3 – ABNT NBR 06502 – Rochas e solos – terminologia – 1995.

4 - ABNT NBR 15492 – Sondagens de reconhecimento para qualidade ambiental – procedimento. 2007.

5 – ABNT NBR 15847, Amostragem de água subterrânea em poços de monitoramento – Métodos de purga – 06/2010.

6 - ABNT NBR 15849, Resíduos sólios Urbanos - Aterros sanitários de pequeno porte – diretrizes para localização, projeto, implementação, operação e encerramento - 06/2010.

7 - ABRELPE - Panorama de resíduos sólidos no Brasil - 2019.

8 - Alves, C., Bertolo, R., Alves, F., & Oliveira, L. Geoquímica das águas subterrâneas de um aterro de resíduos sólidos urbanos em Araras, SP. *Geologia USP. Série Científica*, *14*(2), 3-22. https://doi.org/10.5327/Z1519-874X201400020001. 2014.

9 - Alves, C. F. C. e Bertolo, R.A. Geoquímica das águas subterrâneas impactadas por aterro de resíduos sólidos. Águas subterrâneas 26(1): 43-64, 2012.

10 - Appelo, C.A.J.; Postma, D. Geochemistry, Groundwater and Pollution, second ed. A.A. Balkema, New York (pp. 415–480), 2005.

11 – ASTM - D6725-04: Standard Practice for Direct Push Installation of Prepacked Screen Monitoring Wells in Unconsolidated Aquifers. ASTM International, p. 15, 2010.

12- ASTM – D 3441 -1998: Standard test Method for Mechanical Cone Penetration test of Soil.

13 - Audebert, M.; Oxarango, L.; Duquennoi, C.; Touze-Foltz, N.; Forquet, N. and Clément, R. Understanding leachate flow in municipal solid waste landfills bycombining time-lapse ERT and subsurface flow modelling – Part II:Constraint methodology of hydrodynamic models. Waste Management v55, 176–190, 2016.

14 - Cao, X. et al. Effects of redox potential and pH value on the release of rare earth elements from soil. Chemosphere, 44, 655–661, 2001.

15 - Baun, D.; Christensen, T. Speciation of Heavy Metals in Landfill Leachate: A Review. Waste Management & Research, n. 22, p. 3-23, 2004.

16 - Bear, J. Dynamics of fluids in porous media. U.S.A: American Elsevier Publishing Company, 764p. 1972.

17 - Bezerra, B.G.; Santos, C.A.C.D. Silva, B.B.D.; Perez-Marin A.M.;, Bezerra, M.V.C.; Bezerra, J.R.C. , Rao, T.V.R. Estimation of soil moisture in the root-zone from remote sensing data. Rev. Bras. Ciência do Solo, 37 (2013), pp. 596-603 Davis and Annan, 1997.

18 - Bortolin, J. R. M.; Malagutti Filho, W. Método da eletrorresistividade aplicado no monitoramento temporal da pluma de contaminação em área de disposição de resíduos sólidos urbanos. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 15, n. 4, p. 367-374, 2010.

19 - Boscov, M. E. G. "Contribuição ao projeto de sistemas de contenção de resíduos perigosos utilizando solos lateríticos."PhD, Department of Structures and Geotechnical Engineering, University of Sao Paulo, 1997.

20 - Boscov, M. E. G. Geotecnia Ambiental. São Paulo: Oficina de Textos 248 p. 95, 2008.

21 - Boscov, M.E.G.; Hachich, W. C.; Mahler, C. F.; Oliveira, E. Properties of a Lateritic Red Soil for Pollutant Containment. Journal of Environmental Protection, 2, 923-931, 2011.

22 - BRASIL. Lei 12.305 de 2 de agosto de 2010. Política Nacional de Resíduos Sólidos. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 3 agosto 2010.

23 – CETESB – DD 256/2016E – Dispõe sobre valores orientadores para solos e águas subterrâneas no estado de São Paulo.

24 - Christensen, H. T.; Peter Kjeldsen; Poul, L. Bjerg; Dorthe, L. Jensen; Jette, B. Chistensen; Anders, Baun; Hans-Jorgen Albrechtsen; Gorm heron. Biogeochemistry of landfill leachate plumes: review. Applied Geochemistry, v. 16, n. 7-8, p. 659-718, 2001.

25 - Christenson, S. C.; Cozzarelli, I. M. The Norman Landfill Environmental Research Site: What Happens to the Waste in Landfills; USGS: Oklahoma, p. 1-4, 2003.

26 - Christy, C.D.; Christy, T.M., Wittig, V. A Percussion Probing Tool for the Direct Sensing of Soil Conductivity Technical. Paper No.15, 94-100, Geoprobe Systems, 1994.

27 - Cleary, R. W. Águas subterrâneas. Princenton Groundwater Inc.: Clean Environment Brasil, p117, 1989.

28 - CONAMA 357/2005 – “Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências”.

29 – CONAMA 420/2009 – “Dispõem sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrências de atividades antrópicas”.

30 - CONAMA 430/2011 – “Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA”

31 – CEPEA - Consultoria Paulista de Estudos Ambientais - Plano de Recuperação de Área Degrada (PRAD). Aterro Sanitário do Município de Cubatão, 2006.

32 - Dalan, R. A. ; Goodman, D.; Lynch, D.; Vore, De S.; Adamek, S.; Martin, T.; Holley, G.; Micholovic, M. The measurement and analysis of depth in archeological geophisics: tests at the Biestesfeldt Site, USA Archaeol. Prospect., 18 pp. 245-265, 2011.

33 – Daskalopoulos, E; O, Badr.; SD Probert Municipal solid waste: a prediction methodology for the generation rate and composition in the European Union countries and the United States of America - Resources, conservation and recycling. V 24, 155 – 166, 1998.

34 – Dietrich, P.; ButlerJr. J.J; Faib, K. A Rapd method for hydraulic profiling in unconsolidated formation. Groundwater, v 46, nº 2, 323 - 328, 2008.

35 - Dietze, M.; Dietrich, P. Evaluation of Vertical Variations in Hydraulic Conductivity in Unconsolidated Sediments. Ground and Water, vol. 50 n°3, p. 450 - 456, 2012.

36 - Dobrin, Milton B. Introduction to geophysical prospecting. McGraw-Hill, New York, NY. ISBN 978-0070171954, 1976.

37 - Ehrig, H.-J., quality and quantity of sanitary landfill leachate, Waste Manag. Res., 1, 53, 1983.

38 – Elbachá, A.T. Estudo da Influência de Alguns Parâmetros no Transporte de Massa em Solos Argilosos. Rio de Janeiro. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Departamento de Engenharia Civil, PUC-RIO,178 p. 1989.

39 - EPA. “Method 3051A (SW-846) 2007: Microwave Assisted Acid Digestion of Sediments, Sludges, and Oils,” Revision 1. Washington, DC. https://www.epa.gov/homeland-security-research/us-epa-method-3051a-microwave-assisted-acid-digestion-sediments-sludges. .

40 - EPA. “Method 3015A (SW-846) 2007: Microwave Assisted Acid Digestion of Aqueous Samples and Extracts,” Revision 1. Washington, DC. https://www.epa.gov/homeland-security-research/epa-method-3015a-microwave-assisted-acid-digestion-aqueous-samples-and

41 - EPA. (2012). 5.9 Conductivity. In Water: Monitoring and Assessment. Retrieved from http://water.epa.gov/type/rsl/monitoring/vms59.cfm

42 - FANIN, C.A.; ROBERTS, R.D. Mature land ll waste geochemical characteristics and implications for long-term secondary substance release. Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis, v. 6, p. 369-377, 2006.

43 - Feitosa, F. A. C. et al. Hidrogeologia: Conceitos e aplicações. 3a Edição Revisada e Ampliada. CPRM Serviço Geológico Nacional, P. 77–91, 2008.

44 - Ferraz, F. M. et al. Estudo da Condutividade Hidráulica obtida em Ensaios de Campo: Infiltração em Sondagens e Slug test em Poços de Monitoramento. ENGESOLOS/QUALCOMTEC, Centro Universitário SENAC/ECD Sondagens Ambientais , Centro Universitário SENAC/CETESB, 2015.

45 - Fetter, C.W. Contaminant Hydrogeology. Macmillian Publishing Company. New York, 2008.

46 - Fredlund, D.G.; Rahardjo, H.; Fredlund, M.D. Unsaturated soil mechanics in engineering practice. John Wiley & Sons, 2012.

47 - Frondel, C. The System of Mineralogy: Silica Minerals. vol. 3, 7a edição, John Wiley & Sons. Nova York. 334p. 1962.

48 - Geoprobe Systems®. Continuous log of Soil Conductivity with depth. Technical Manual, No. MK3184, 2011.

49 - Gomide, R. Operações Unitárias: Transferência de Massa. São Paulo, v.4, p.311-369, 1988.

50 - Gochfeld, M. Setting the research agenda for chromium risk assessment. Environmental Health Perspectives, v.92, p.3-5, 1991.

51 - Hausmann, J., Steinel, H., Kreck, M., Werban, U., Vienken, T., Dietrich, P. Twodimensional geomorphological characterization of a filled abandoned meander using geophysical methods and soil sampling. Geomorphology 201, 335 - 343, 2013.

52 - Hausmann, J. Parameterisation of the Near Surface by Combined Geophysical and Direct Push Techniques in the Frame of Geotechnical Site Investigation. Ph.D. Thesis. Eberhard Karls Universit€at Tübingen, 2014.

53 - Hausmann, J., Zielhofer, C. Werther, L., Berg-Robohm, S., Dietrich, P., Heymann, R., Werban, U. Direct Push sensing in wetland (geo) archaeology: Hight-resolution reconstruction of buried canal structures (Fossa Carolina, Germany). Quaternary International, 473, pp. 21-36, 2018.

54 - Herrero J, Weindorf DC, Castañeda C. Duas Diluições de Taxa Fixa para Monitoramento da Salinidade do Solo em Terras Úmidas Hipersalinas. PLoS ONE 10 (5): e0126493. https://doi.org/10.1371/journal. 2015.

55 - Hypolito, R.; Ezaki, S. Íons de metais pesados em sistema solo-lixo-chorume-água de aterros sanitários da região metropolitana de São Paulo - SP. Águas Subterrâneas, v. 20, n. 1, p. 99-114, 2006.

56 - IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2000. 2002. Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2008. 2010a. Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios (PNAD) 2010b.

57 - Johnson, D.O.; Arriaga, F.J.; Lowery, B. Automation of a falling head permeameter for rapid determination of hydraulic conductivity of multiple samples. Soil Science Society of America Journal 69 (3), 828–833, 2005.

58 - Kehew, A.E. Applied Chemical hydrogeology. Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ 07458, 110, 2001.

59 - Kiehl, E. J. Manual de edafologia. São Paulo: Agronômica Ceres, p 262,1979.

60 - Kjeldsen, P.; Morton A. Barlaz.; Alix P. Rooker.; Anders Baun,Anna Ledin &Thomas H. Christensen. Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Critical Reviews in environmental science and Technology. V 32, issue 4, 297-338, 2002.

61 - Lago, A. L.; Elis, V. R.; Giacheti, H. L. Aplicação integrada de métodos geofísicos em uma área de disposicao de resíduos sólidos urbanos em Bauru-SP. Revista Brasileira de Geofísica, v. 24, n. 3, p. 357-374, 2006.

62 - Lange, C. N. Contaminação do solo e mobilidade de As, Cd, Mo, Pb e Zn em coluna de solo franco arenoso com cinza de carvão. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, São Paulo, 150 p, 2012.

63 - LCRA. (2014). Water Quality Indicators. In Colorado River Watch Network. Retrievedfrom http://www.lcra.org/water/quality/colorado-river-watch-network/Pages/water-quality-indicators.aspx

64 - Liu, G., G. C. Bohling, and J. J. Butler Jr., Simulation assessment of the direct-push permeameter for characterizing vertical variations in hydraulic conductivity, Water Resour. Res., 44, W02432, DOI:10.1029/ 2007WR006078. 2008.

65 - Liu, G. A New method for high-resolution characterization of hydraulic conductivity. Water Resources Research, vol. 45, p. W08202 1 - 6, 2009.

66 - Liu, G., Borden R.C., Butler Jr, J.J. Simulation Assessment of Direct Push Injection Logging for High-Resolution Aquifer Characterization. Groundwater / Early View . https://doi.org/10.1111/gwat.12826. 2018**.**

67 - Lopes, A. A., Brigante, J., Schalch, V. Influência do Aterro Sanitário de São Carlos (SP), Brasil, na Qualidade das Águas Superficial e Subterrânea. J. Braz. Soc. Ecotoxicol., v. 2, n. 2, p. 115-127, 2007.

68 - Lopes, D. F. Transporte de Contaminantes em Meios Porosos: Aplicação da Tecnologia da Transformada Integral. Dissertação de mestrado - Universidade Federal do Pará, 2005.

69 - Lu, N., Likos, W.J. Unsaturated Soil Mechanics. Wiley 55p, 2004. http://10.1.1.57:8888/dspace/handle/hau/5179

70 - Matney T., Barret, L. R., Dawadi, M.B., Maki, D., Maxton, C., Perry, D. S., Roper, D.C., Somers, L., Whitman, L.G. In situ shalow subsurfase reflectance spectroscopy of archeological soil and features: a case-study of two Native American settlement sites in Kansas. J.Archeol. Sci., 43 pp. 315-324, 2014.

71 - McCall, W. et al. Use of Direct-Push Technologies in Environmental Site Characterization and Ground-Water Monitoring; in Practical Handbook of Environmental Site Characterization and Ground-Water Monitoring, 2nd Edition. Taylor & Francis Group, New York, NY. pgs. 345–471. DOI: 10.1201/9781420032246.ch6, 2005.

72 - McGeehan, S. L and Naylor, D.V. Sorption and Redox Transformation of Arsenite and Arsenate in two Flooded Soils. Soil Science Society of American Journal 58 (2), DOI: 10.2136/sssaj1994.03615995005800020012x, 1994.

73 – McKenzie. R.C.; Woods. S,A.; George. G.R.; Cannon. E. Use of the electromagnetic-induction meter (EM38) as toll in mananging salinization. Hydrogeology Journal 5 (1): 37-50. 1997.

74 - McMahon, P.B.; Chapelle, F.H. Redox processes and water quality of selected principal aquifer systems. Ground Water 46, 259–271, 2007.

75 – McNeill. J.D. Electromagnetic terrain conductivity measurement at low induction numbers. 1980. http://www.geonics.com/pdfs/technicalnotes/tn6.pdf.

76 - Mitchell, J.K. Conduction phenomena: from theory to geotechnical practice. Vol. 41 Issue 3, pp.289-340. 1991. https://doi.org/10.1680/geot.1991.41.3.299

77 - Miyazawa, M.; Pavan, M. A.; Oliveira, E. L.; Ionashiro, M.; Silva, A. K. Gravimetric determination of soil organic matter. Brazilian Archives of Biology and Technology, v. 43, n. 5, p. 475-478, 2000.

78 - Mondelli, G. et al. Geoenvironmental site investigation using different techniques in a municipal solid waste disposal site in Brazil. Environmental Geology, v. 52, n. 5, p. 871-887, 2006.

79 – Moody, C.M. and T.G. Townsend. A comparison of landfill leachates based on waste composition/Waste Management 63, p 267–274, 2017.

80 - Negi, P.; Suman Mor, Khaiwal Ravindra. Impact of landfill leachate on the groundwater quality in three cities of North India and health risk assessment. Environment, Development and Sustainability https://doi.org/10.1007/s10668-018-0257-1. 2018.

81 - Nobre, M.M.M. Estudo experimental do transporte de poluentes em solos argilosos compactados. Rio de Janeiro. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Departamento de Engenharia Civil, PUC-RIO, 1987. 214p.

82 - Öman, C. B.; Junestedt Christian. Chemical characterization of landfill leachates – 400 parameters and compounds. Waste management. V 28, issue 10, 1876 – 1891 , 2008.

83 – Pandey, L.M.S. & Shukla, S.K. Detection of leachate contamination in Perth landfill base soil using electrical resistivity technique. International Journal of Geotechnical Engineering, 13:3, 249-260, 2019.
DOI: 10.1080/19386362.2017.1339763.

84 - Paradis, D.; Lefrebvre. R. Single-well interference slug tests to assess the vertical hydraulic conductivity of unconsolidated aquifers. Lefebvre / Journal of Hydrology 478,102–118, 2013.

85 - Pena, R.S. Contribuição aos Estudos da Adsorção de Cátions por Alumina Ativada. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo, 2000.

86 - PRAD - Plano de Recuperação de Área Degrada, realizado pela Consultoria Paulista, Aterro Sanitário de Cubatão. Set_2006.

87 – Plano Nacional de resíduos sólidos - **LEI Nº 12.305, DE 2 DE AGOSTO DE 2010.**

88 - Pohland, F.; Harper, S. Critical review and summary of leachate and gas production from landfills; EPA/600/2-86/073: Washington DC, 1985.

89 – Programa nacional Lixão Zero - https://www.gov.br/mma/pt-br/centrais-de-conteudo/programalixaozero-saibamais-pdf.

90 - Qifei Niu; Dante Fratta; Yu-hsing Wang. The use of electrical conductivity measurements in the prediction of hydraulic conductivity of unsaturated soils. Journal of Hydrology 522, 475–487, 2015.

91 - Rawle, A. The importance of particle size to the coating industry Part I: Particle size measurement. Advances in colour science and technology, v. 5, n. 1, January, 2002, p. 1-12.

92 - Reichardt, K. Processos de transferência no sistema solo-planta atmosfera. 4a. ed. Campinas, Fundação Cargill, p466. 1985.

93 - Revil, A. and P. W. J. Glover. Theory of ionic-surface electrical conduction in porous media. The American Physical Society, Vol. 55 (3), P 1753-1773,1997.

94 - Rhoades, J.D. and Van Schilfgaarde, J. An electrical conductivity probe for determining soil salinity. Soil Science Society of America Journal, 40(5), 647-651. DOI:10.2136/sssaj1976.03615995004000050016x, 1976.

95 - Ribeiro, M.L.; Lourencentti, C.; Pereira, S.Y.; Marchi, M.R.R.. Contaminação de águas subterrâneas por pesticidas: avaliação preliminar.Química Nova, v. 30, n. 3, p. 688-694, 2007.

96 - Scandelai, Ana Paula Jambers, Lúcio Cardozo Filho, Danielly Cruz Campos Martins, Thabata Karoliny Formicoli de Souza Freitas, Juliana Carla Garcia, Célia Regina Granhen Tavares. Combined processes of ozonation and supercritical water oxidation for landfill leachate degradation. Waste Management 77, p 466–476, 2018.

97 - Segnini, Aline.; Santos, Larissa Macedo dos.; Silva, Wilson Tadeu Lopes da.; Martin-Neto, Ladislau.; Borato, Carlos Eduardo.; Melo, Wanderley José de.; Bolonhezi, Denizar. Estudo comparativo de métodos para a determinação da concentração de carbono em solos com altos teores de Fe (Latossolos). Química Nova, v.31, n.1, p.94-97, 2008.

98 - Smedley, P.L.; Kinniburgh, D.G. A review of the source, behavior, and distribution of arsenic in natural waters. Appl. Geochem. 17, 517–568, 2002.

99 - Smith-Rose, R. The electrical properties of soil for alternating currents at radio frequencies. Proc. R. Soc. Lond. Ser. A 140(841), 359–377, 1933.

100 - Souto, G. Lixiviado de aterros sanitários brasileiros - estudo de remoção do nitrogênio amoniacal por processo de arraste com ar (“stripping”). 371 p. Tese Doutorado – EESC, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2009.

101 – Sracek, Ondra ; Bhattacharya, Prosun ; Jacks, Gunnar ; Gustafsson, Jon-Petter ; Brömssen, Mattias Von Applied geochemistry, Vol.19(2), pp.169 – 180, 2004.

102 – Stephen, M. Sellwood. ; Healey, John. M.; Birk, Steffen ; Butler, James J. Direct-Push Hydrostratigraphic Profiling: Coupling Electrical Logging and Slug Tests Ground Water, vol.:43,19-29, 2005.

103 – Steven, C. Lessoff; Uwe Shineidewind; Carsten Leven; Philipp Blum; Peter Dietrich; Gedeon Dagan. Spatial characterization of the hydraulic conductivity using direct-push injection logging. water resouces research, Vol 46, 2010.

104 - Sudicky, E. A.; Illman, W. A.; Goltz, I. K.; Adams, J. J.; McLaren, R. G. Heterogeneity in hydraulic conductivity and its role on the macroscale transport of a solute plume: from measurements to a practical application of stochastic flow and transport theory. Water Resources Research 46, W01508. http://dx.doi.org/ 10.1029/2008WR007558, 2010.

105 - Takahashi – Mapa de água subterrânea do Estado de São Paulo- in DAEE/IG/IPT/CPRM. 2005

106 - Tchobanoglous, G.; Theisen, H.; Vigil, S. Integrated Solid Waste Management: engineering principles and managemnt issues. McGraw Hill, 1993.

107 - Tindall, J.A.; Kunkel, J.R.; Anderson, D.E. Unsaturated Zone Hydrology for Scientists and Engineers. Prentice Hall Upper Saddle River, New Jersey, 1999.

108 - Trindade, G. Estudo da remediação de um aquífero contaminado com sulfato e metais através de barreira reativa permeável orgânica, Dissertação de Mestrado, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia de Estruturas e Geotécnica. São Paulo, p.159, 2015.

109 - USEPA - Groundwater sampling and monitoring with direct push technologies. Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington, DC 20460, EPA 540/R-04/005, p. 67, 2005.

110 – USEPA – Contaminated site – Clean-up information. https://clu-in.org/strategies

111 – Vienken, T., Emanuel Huber, Manuel Kreck, Peter Huggenberger, Peter Dietrich. How to chase a tracer – combining conventional salt tracer testing and direct push electrical conductivity profiling for enhanced aquifer characterization/ Advances in Water Resources, 99, 60–66, 2017.

112 - Volesky B. Biosorption of Heavy Metals. CRC Press, Inc: Boca Raton. p. 7-44. 1990.

113 - Wang, S.-W.; Liu, C.-W.; Jang, C.-S. Factors responsible for high arsenic concentrations in two groundwater catchments in Taiwan. Appl. Geochem. 22, 460–476, 2007.

114 - Zuazagoitia, D.; Villaroel, J. D. Studying the importance of soil organic matter: An education proposal for secondary education, Educacíon Química. 27, 37-42, 2016.

ANEXO

INSTALAÇÃO DOS POÇOS DE MONITORAMENTO E RESULTADOS DAS ANÁLISES QUÍMICAS E FÍSICO-QUÍMICAS DO AQUÍFERO

OBJETIVO

Com o objetivo de conhecer a qualidade da água do aquífero investigado, sua especiação química e sua possível interferência na água subterrânea, foram analisadas a entrada e saída do lixiviado na lagoa de chorume e a água superficial. A água subterrânea foi coletada nos poços de monitoramento (PM) previamente instalados e desenvolvidos durante a execução do projeto.

Cabe ressaltar que, este estudo foi uma demanda do município de Cubatão, por determinação da Secretaria de Meio Ambiente e da CETESB. Adicionalmente, destaca-se que o presente anexo está apresentado de forma sucinta com o objetivo de evidenciar os estudos preliminares à tese.

I. MATERIAIS E MÉTODOS

I.I Instalação dos poços de monitoramento

As profundidades de instalação dos poços de monitoramento foram definidas a partir das descrições geológicas das amostras coletadas e com base na interpretação dos dados das perfilagens de condutividade elétrica e de condutividade hidráulica. Em algumas regiões do entorno do maciço não foi possível realizar a instalação dos poços permanentes devido a pouca profundidade de penetração das hastes de perfuração. Nestes locais, como é o caso dos pontos M, N, O e P, há rochas aflorando (Figura 2a).

Os filtros foram instalados associados às camadas mais permeáveis do perfil geológico, de forma a abranger toda ou parcialmente a seção vertical (poços multiníveis) do horizonte do aquífero avaliado.

A Figura I apresenta a localização das sondagens e a instalação dos poços permanentes.

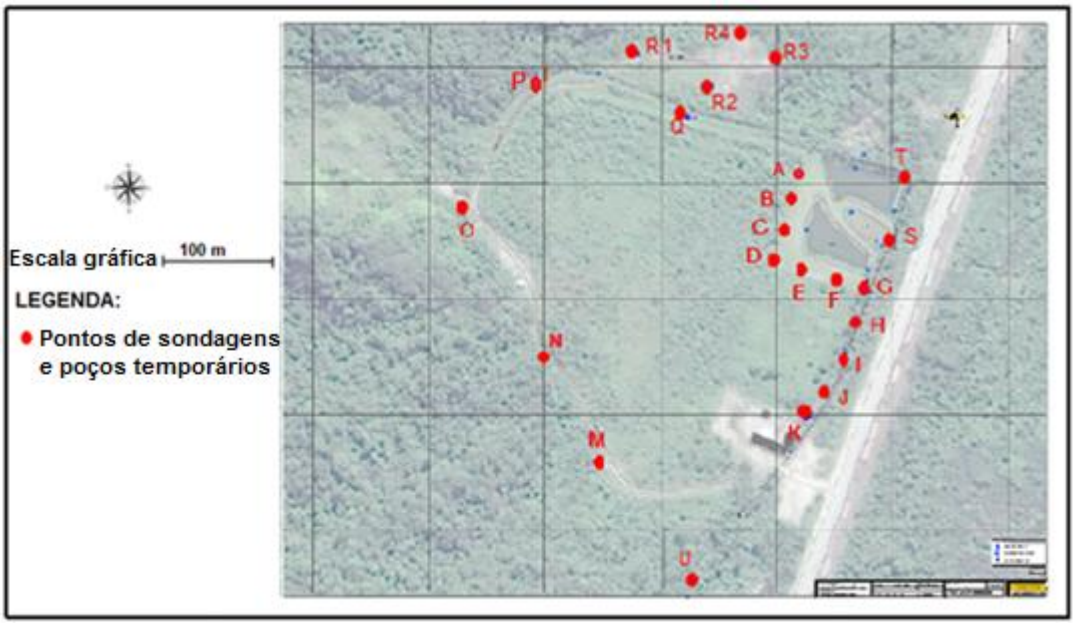


Figura I – Mapa de localização da instalação dos poços de monitoramento.

I.II. Perfil Construtivo dos Poços de Monitoramento.

Os poços de monitoramento permanentes foram construídos de acordo com a norma técnica ABNT NBR 15.495-1/2007 aplicados a poços de monitoramento de águas subterrâneas em aquíferos granulares (porosos).

O projeto de construção e de desenvolvimento do poço atendeu a ABNT NBR 15495-2/2008.

A Figura II apresenta o perfil construtivo dos poços de monitoramento permanentes instalados na área de estudo.

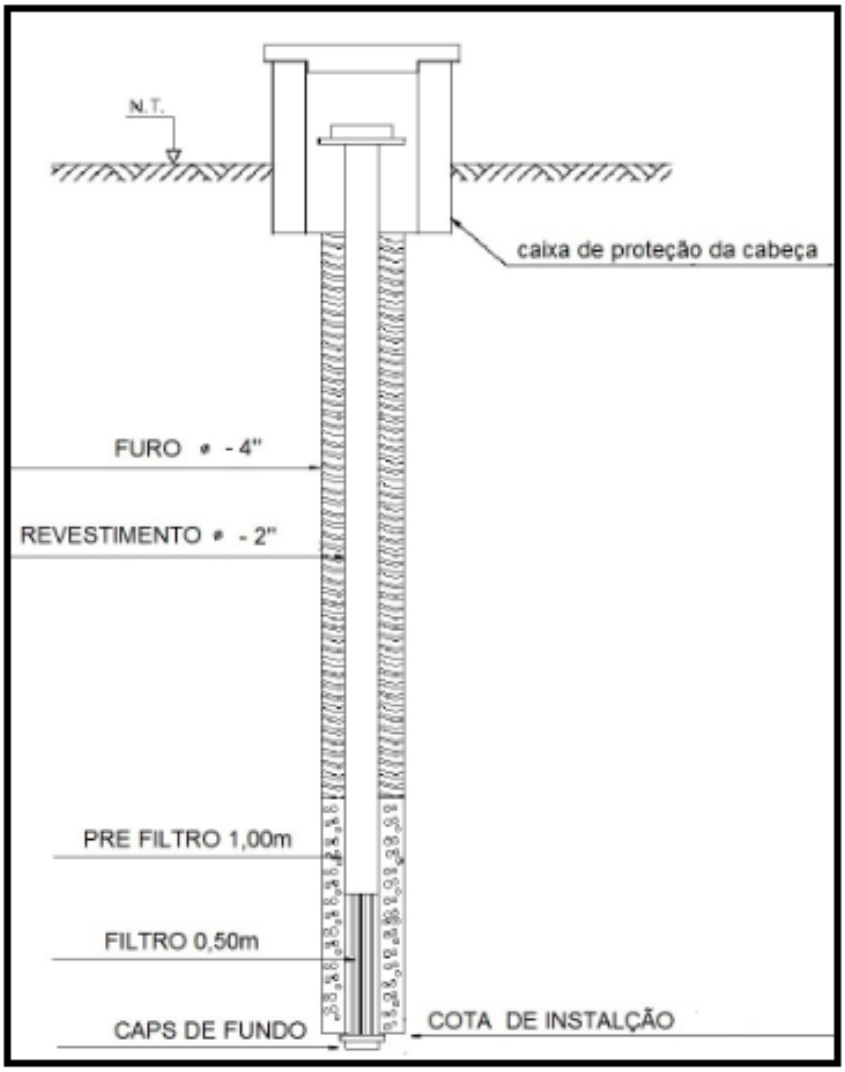


Figura II – Perfil construtivo do poço de monitoramento K.

I.III. Mapa Potenciométrico

O mapa potenciométrico apresentado na Figura III foi elaborado a partir dos valores de carga hidráulica medidos nos poços de monitoramento existentes relacionado à porção basal do aquífero semi-confinado. Através da elaboração do *mapa potenciométrico,* foi possível descrever as zonas de descarga, recarga e sentido do fluxo subterrâneo do aquífero. Nota-se neste aquífero, um fluxo advectivo (sentido do fluxo da água) predominantemente para Leste.

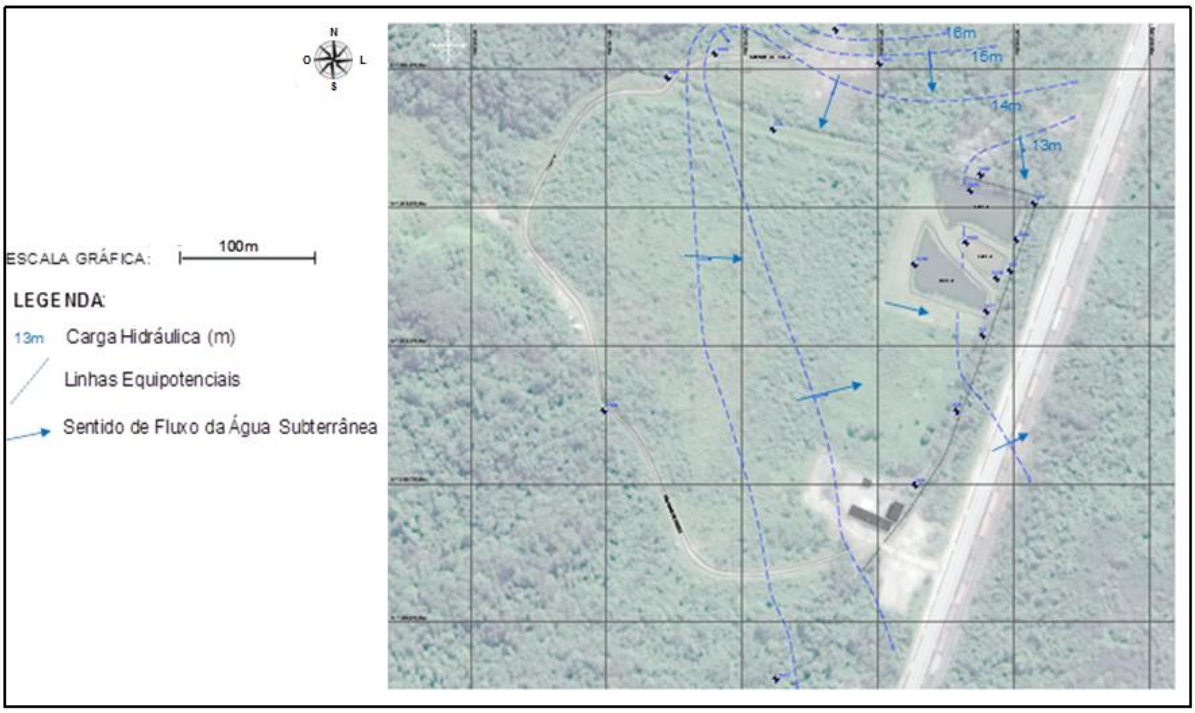


Figura III – Mapa Potenciométrico (Aquífero semi-confinado).

Apesar de o mapa representar os valores de carga hidráulica vinculados às lagoas e pontos de afloramento de água, a interpretação do mapa apresentado não considera a conexão hidráulica da lagoa e do aquífero, devido à premissa de impermeabilização do fundo das lagoas. Vale ressaltar, porém, que as cargas hidráulicas medidas nos poços de monitoramento à jusante das lagoas são em sua maioria menor em relação à lagoa, trazendo à tona sua vulnerabilidade, caso haja algum vazamento.

I.IV. Método de baixa vazão (*low flow*)

O método utilizado na coleta da água subterrânea foi o de baixa vazão ou *low-flow*. Este procedimento evita a turbulência ou aeração excessiva e a possível perda das características da amostra. Este método está em conformidade com a norma ABNT/NBR 15.847 (2010).

O equipamento (Figura IV), consiste de uma bomba peristáltica conectada a uma mangueira de polietileno com 6 mm de diâmetro. A ponta da mangueira é

acoplada a uma válvula de esfera de inox, onde a mesma só permite o fluxo na direção de saída do poço. No método de baixa vazão, a válvula é posicionada na profundidade ou horizonte diretamente à frente da seção filtrante e sua vazão máxima é de 1L/min.

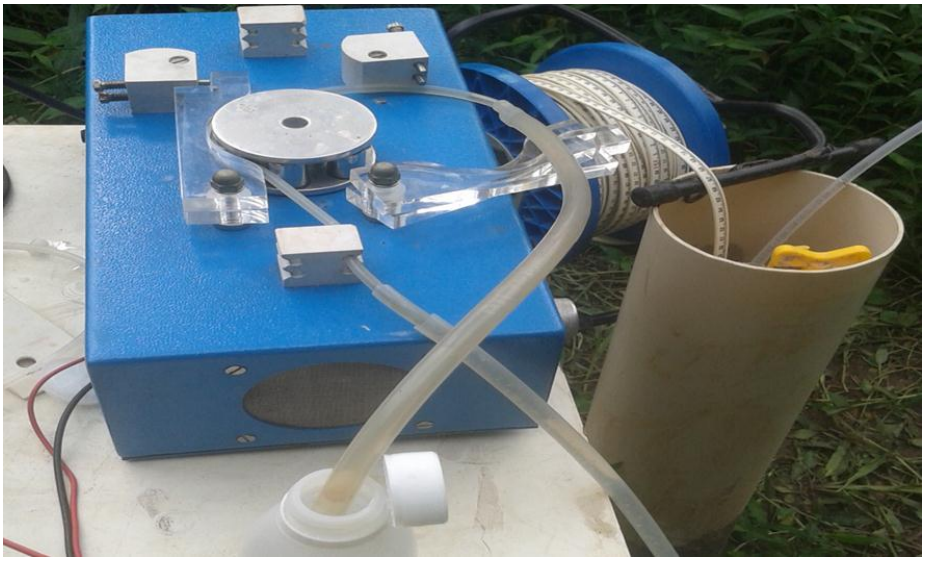


Figura IV – Amostrador de água subterrânea tipo *Low Flow*.

O fluxo de bombeamento foi definido em 250 mL/min com o objetivo de se evitar o rebaixamento superior a 25 cm do nível d'água do poço, controlado pelo medidor de nível, que consiste em um aparelho que identifica através do contato com a interface um sinal elétrico sonoro indicando a presença de água e sua profundidade.

No momento da inserção do amostrador, tomou-se o cuidado para evitar a turbulência e a turbidez do meio, a fim de se preservar a condição natural do poço.

Nos poços que apresentaram rebaixamento do nível d'água superior a 25 cm durante a coleta, foi adotado o método de purga mínima. Neste método a bomba foi regulada a uma vazão mínima de 50 mL/min que manteve o nível d’água estável.

Após a estabilização do nível d'água, monitorado através do medidor de nível, foi definida a coluna d'água presente no poço. Através da medida, foi calculado o volume presente no poço. Esse volume foi purgado 3 vezes, com o objetivo de se assegurar que a amostra esteja "fresca" e representativa. A purga foi realizada posicionando-se a válvula de purga no fundo do poço a um fluxo de 250 mL/min.

Em seguido à purga e ao retorno ao nível de água (NA) inicial, foram coletadas quatro amostras de água para análises no laboratório e uma amostra para análise no equipamento multiparâmetros.

I.V. Análise multiparamétrica

A análise da qualidade da água subterrânea antes que a mesma entre em contato com o oxigênio da superfície é fundamental para o entendimento da dinâmica e o comportamento de sua especiação química no subsolo. Para tanto, é utilizado uma sonda multiparamétrica (Figura V). O instrumento consiste em um aparelho de leitura direta, onde, o fluxo de água a ser analisada passa através de eletrodos previamente calibrados, imersos em uma câmara de fluxo contínuo, isolada do ambiente externo onde são analisados os seguintes parâmetros:

Temperatura,

pH,

Potencial redox,

Condutividade elétrica e

Oxigênio dissolvido.

Antes do início da coleta das amostras de água subterrânea para envio ao laboratório, é feita a leitura dos parâmetros acima indicado, tendo o cuidado de que os valores medidos estejam estabilizados. As medidas são consideradas estáveis quando os parâmetros se encontram com os seguintes desvios:

Temperatura: 0,5°C;

pH: 0,2 unidades;

Condutividade elétrica: 3,0%;

Oxigênio dissolvido: 10% ou 0,2 mg/L;

Potencial de oxirredução: 20 mV

A partir dos valores estáveis, iniciou-se a coleta das amostras. Os frascos foram previamente limpos com água destilada e identificados. As mangueiras foram trocadas a cada ponto amostrado objetivando eliminar possíveis contaminações cruzadas.

Após a coleta, foram preenchidos os formulários de cadeia de custódia, e as amostras acondicionadas em caixas térmicas entre as temperaturas de 2°C e 6°C em seguida encaminhadas ao laboratório para análises químicas.

Figura V – Coleta e análise com o multiparâmetro.

Adicionalmente, foram coletadas 03 amostras de água superficial, 02 amostras de efluente das lagoas utilizando-se amostradores tipo *bailers* descartáveis e 01 amostra de sedimento da lagoa, coletado através de amostrador tipo *Core*, que consiste em um tubo de PVC com abertura para a entrada do sedimento e bloqueio imediato após a coleta. Os procedimentos de amostragem e manuseio dos equipamentos foram realizados com as mãos devidamente protegidas por luvas nitrílicas descartáveis, trocadas a cada mudança de ponto de amostragem.

II. Compostos de interesse aplicados à análise de água

A definição dos compostos a serem investigados neste estudo se baseou nos compostos de interesse ambiental definidos pelo CONAMA 420 e CETESB 256/2016, onde os mesmos são classificados de acordo com seus valores de

referência (VRQ), de prevenção (VP) e de intervenção (VI). Após a coleta, as amostras foram encaminhadas para o laboratório para caracterização química orgânica e inorgânica, as mesmas foram transportadas devidamente resfriadas a (4 +- 1) °C, com seus devidos padrões interno e submetidas às seguintes análises:

Análise de compostos orgânicos voláteis - Método SW846 - EPA 5030B:1996 (PURGE AND TRAP SYSTEM)/SW846-EPA 8260B:1996 (GC/MS),

Análise de pesticidas organoclorados - Método SW846 - EPA 3510C/SW846 - EPA 8081B:2007 (GC/ECD),

Análise de PCBS (congêneres) - Método SW846 - EPA 3510C/SW846 - EPA 8082A:2007 (GC/ECD),

Análise de compostos orgânicos semivoláteis - Método SW846 - EPA 3510C:1996/SW846 - EPA 8270D:1998 (GC/MS),

Análise de pesticidas organofosforados - Método SW846 - EPA 3510C:1996/SW846 - EPA 8270D:1998 (GC/MS),

Análise de herbicidas - Método SW846 - EPA 8151A:1996 (GC/ECD),

Análise de metais totais por ICP-OES - Método SW 846 - 3005A:1992/SW846 - EPA 6010C:2007,

Análise de mercúrio total por vapor frio - Método SW846 - EPA 7470A:1994.

Análise de DBO (5dias, 20°C) – Método SMWW, 22ª Edição, 5210B,

Análise de DQO (ac) – Método SMWW, 22ª Edição, 5220D,

Análise de Coliformes Termotolerantes (Quantitativo) – Método SMEWW 22ª ed., 2012 - 9222 D.

Vale lembrar que o objetivo deste anexo é descrever as ações que foram tomadas para avaliar a presença de contaminantes provenientes do lixiviado de aterro. Portanto, os resultados e discussões referentes à composição química de interesse ambiental não serão discutidos em sua plenitude.

III. Resultados e Discussão

III.I. Parâmetros Indicadores de Salinidade e de condições REDOX do Aquífero através da Água Subterrânea.

Em um ambiente redutor, espera-se naturalmente um conteúdo mais elevado de nutrientes na água subterrânea, como o nitrogênio (nas formas reduzidas de Nitrogênio orgânico e Nitrogênio amoniacal), além dos íons de ferro II e manganês II. Os valores observados, entretanto, se apresentaram modestos para um ambiente fortemente redutor. Por outro lado, os valores elevados de CE observados juntamente com os valores de concentração de nitrogênio amoniacal, manganês, sulfeto e metano são característicos de ambiente redutor, tipicamente vinculado à degradação de matéria orgânica. As Tabelas I a e I b apresentam os resultados dos poços de monitoramento com seus níveis de coleta de água subterrânea.

Vale ressaltar que devido à ausência de um solo com características preservadas de qualidade, não foi possível obter um ponto que represente o background da área investigada. Devido a este fato, as interpretações deste estudo foram baseadas nas análises comparativas através da correlação horizontal e vertical das amostras de água subterrânea, água superficial e da lagoa de resíduos.

Obs.: As profundidades da instalação dos filtros ou horizontes de amostragem da água subterrânea estão representadas pelo número diretamente após a identificação do poço de monitoramento (PM), como exemplo, poço de monitoramento G com profundidade de instalação de 2 m (PM-G2).

Através dos resultados descritos na tabela I a, foi possível observar a presença de níveis orgânicos no aquífero, detectados através do carbono orgânico total (COT) que apresentou uma variação entre 13 mg/L e 56 mg/L entre as nove amostras analisadas do aquífero, demonstrando presença de degradação de matéria orgânica como restos vegetais. Em águas superficiais estes valores variam entre 1 mg/L e 20 mg/L, podendo a chegar à 1000 mg/L quando na presença de águas residuais.

O oxigênio dissolvido apresentou-se abaixo de 1,9 mg/L nestas mesmas amostras, demonstrando uma condição próxima da anóxia. Outro resultado que corrobora com este dado é o potencial de óxido redução que ficou entre -90,1 mV e -187,6 mV, caracterizando este ambiente como tipicamente redutor.

Tabela I a - Sumário das concentrações dos parâmetros indicadores das condições REDOX e de Salinidade (parte 1)

Parâmetro	PM-G2	PM-G3	PM-G5	PM-I2	PM-I3	PM-I4	PM-K2	PM-K3	PM-K6	PM-Q2	PM-Q4	PM-Q7
pH	6,6	5,60	6,6	6,9	7	6,8	7	6,6	6,9	6,4	6,2	7,6
Condutividade específica (mS/m)	53	65	126	158	322	233	114	170	362	286	314	66
Oxigênio dissolvido (5)	0,9	0,5	0	0,2	1,9	1,2	10,0	11,4	0,0	0,0	0,0	0,0
Potencial de oxiredução (mV)	-90,1	-27,3	-145,5	-96,5	-109,9	-120	-134,9	-124,5	-187,6	-156,7	-101,9	-186,7
STD (mg/L)	269	327	634	_	_	_	_	_	1814	1430	1571	332
Coliformes totais (quantitativo/100mL)	23	ND	230	ND	23	3300	ND	ND	490	22000	ND	4900
DQO (mg/L)	ND	45	360	45	142	280	ND	64	268	243	670	196
DBO (5 dias, 20°C) (mg/L)	ND	21	59	8,85	59,5	112	ND	15,9	91,4	85,7	277	61,7
DQO/DBO	ND	2,14	6,1	5,06	2,39	2,50	ND	4,03	2,93	2,84	2,42	3,18
Carbono organico total	5	13	25	13	33	27	8	19	56	28	25	42
Metano (mg/L)	1,81	1,3	7,58	2,90	2,08	5,69	4,25	3,72	9,29	6,15	5,85	10,80
Sulfato (mg/L)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	7,32	ND	ND	ND	ND
Sulfeto (mg/L)	ND	ND	ND	630	956	560	510	500	ND	ND	ND	ND
Ferro (mg/L)	6,95	87,2	36,5	16,2	21,8	34,1	3,38	14,2	5,7	30,2	18,2	6,64
Manganês (mg/L)	3,15	1,36	0,904	1,76	5,55	1,8	1,45	1,46	0,791	1,05	0,493	0,0707
Nitrogênio orgânico (mg/L)	3	1,38	1,79	ND	ND	ND	ND	ND	6	17,2	13,7	3,81
Nitrogênio amoniacal (mg/L)	12,8	2,75	9,61	50,6	140	24,5	5,85	23,5	19,4	66,9	88,3	4,54
Nitrogênio Kjendahl total (mg/L)	15,8	4,13	11,4	2	ND	1,8	1,36	ND	25,4	84,1	102	8,35
Nitrogênio como Nitrito (mg/L)	ND	ND	0,051	48,6	140	22,7	4,49	23,4	ND	ND	ND	ND
Nitrogênio como Nitrato (mg/L)	6,35	ND	2,6	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Alcalinidade devido à bicarbonato (mg/L)	282	180	615	ND	ND	ND	ND	ND	1360	1090	1070	435
Cálcio (mg/L)	61,7	12,2	14,3	77,1	61	40,4	180	39,2	23,7	186	156	5,41
Magnésio (mg/L)	17,7	12,1	23,9	27,7	61,4	50	24,2	37,5	40	72	90,1	5,32
Sódio (mg/L)	27,1	86,3	314	89,9	223	263	13,6	197	671	98,6	146	210
Potássio (mg/L)	16	5,36	35,1	44,3	96	48,1	18	34,4	47,1	71,3	85	19,5
Cloreto (mg/L)	33	152	221	ND	ND	ND	ND	ND	245	103	180	6,3
Fluoreto (mg/L)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	4,023	0,65	0,72	0,54	ND	1,01
Fósforo (mg/L)	0,0218	0,0274	0,653	0,099	0,088	0,752	1,68	1,77	2,78	0,985	0,0765	7,67

Tabela I b - Sumário das concentrações dos parâmetros indicadores das condições REDOX e de Salinidade (parte 2).

Parâmetro	PM-R1	PM-R2	PM-R3	PM-R4	PM-S2	PM-S4	PM-T2	PM-T4	PM-U
pH	6,8	8,2	6,3	7,1	6	6,3	6,2	6,2	5,9
Condutividade específica (mS/m)	143	115	62	83	307	335	155	249	64
Oxigênio dissolvido (5)	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Potencial de oxiredução (mV)	-161,5	-124,9	-142,4	-144,5	-54,9	-128,3	-20,1	-128,7	-101,1
STD (mg/L)	715	579	311	418	1540	1680	779	1248	325
Coliformes totais (quantitativo/100mL)	33	33	ND	23	130	4900	330	330	23
DQO (mg/L)	98	257	33	92	79	222	315	157	247
DBO (5 dias, 20°C) (mg/L)	27,7	61,3	5,62	14,8	35,8	81,2	80,1	19,2	88,7
DQO/DBO	3,54	4,19	5,87	6,22	2,21	2,73	3,93	8,18	2,78
Carbono organico total	18	55	10	15	19	27	11	25	18
Metano (mg/L)	6,34	7,1	3,33	4,7	0,08	5,99	0,04	6,28	111
Sulfato (mg/L)	ND	ND	ND	ND	66,44	ND	51,34	ND	ND
Sulfeto (mg/L)	0,23	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Ferro (mg/L)	8,94	5,62	9,63	50,3	21,9	46,8	9,63	20,8	26,4
Manganês (mg/L)	1,04	0,108	0,422	4	6,09	5,1	7,5	0,898	0,33
Nitrogênio orgânico (mg/L)	4,4	5,02	0,75	2,28	28	5,3	1,72	4,3	5,7
Nitrogênio amoniacal (mg/L)	13,8	8,58	0,69	7,42	116	22,5	8,96	9,4	16,2
Nitrogênio Kjendahl total (mg/L)	18,2	13,6	1,44	9,7	144	27,8	10,7	13,7	21,9
Nitrogênio como Nitrito (mg/L)	ND	ND	ND	ND	0,028	0,022	ND	ND	ND
Nitrogênio como Nitrato (mg/L)	ND	ND	ND	ND	ND	3,23	0,73	ND	ND
Alcalinidade devido à bicarbonato (mg/L)	769	790	27,1	460	845	151	53,2	545	308
Cálcio (mg/L)	134	9,13	8,37	35,5	37,3	31	164	27,3	15,1
Magnésio (mg/L)	42,7	7,16	3,23	40,2	41,7	67,5	37,7	41,6	26,3
Sódio (mg/L)	104	388	9,96	82,8	239	239	59,1	314	51
Potássio (mg/L)	37	36,1	1,87	17,9	122	59,8	13,4	41,2	29,7
Cloreto (mg/L)	16,6	50,9	2,59	47,9	248	45,7	13,4	276	4,47
Fluoreto (mg/L)	0,62	1,42	nd	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Fósforo (mg/L)	0,25	1,07	0,0968	0,532	0,182	0,119	0,122	3,83	5,26

*ND–Não detectado.

A presença dos íons Cl^-, SO_4^{2-}, Na^+, Ca^{2+}, Mg^{2+} e K^+ apontam a condição de salinidade da água subterrânea.

As maiores concentrações observadas foram dos íons cloreto que e do sódio. Em ambos os casos se observou que suas concentrações sofreram um aumento à medida em que se aprofundam os horizontes de coleta, demonstrando a contribuição da intrusão da salinidade marinha no aquífero na forma de cloreto de sódio.

A condutividade elétrica observada pelo multiparâmetro apontou uma oscilação entre 53 mS/m e 362 mS/m; adicionalmente, demonstrou-se crescente à medida em que se aumenta a profundidade amostrada. Ressalta-se que tais condições hidroquímicas são observadas tanto horizontalmente, ao longo dos pontos de monitoramento, como em toda seção vertical do aquífero raso.

Contudo, nesta mesma secção se observou, em período de alta precipitação pluviométrica, a presença de lixiviado aflorante, o que corrobora a potencial migração deste material, seja via escoamento superficial e posterior infiltração ou recarga direta.

III.II. Resultados químicos e físico-químicos das amostras de água superficial e efluente como indicadores de salinidades e condições Redox.

A Figura VI mostra o mapa de localização das amostras do efluente e da água superficial.

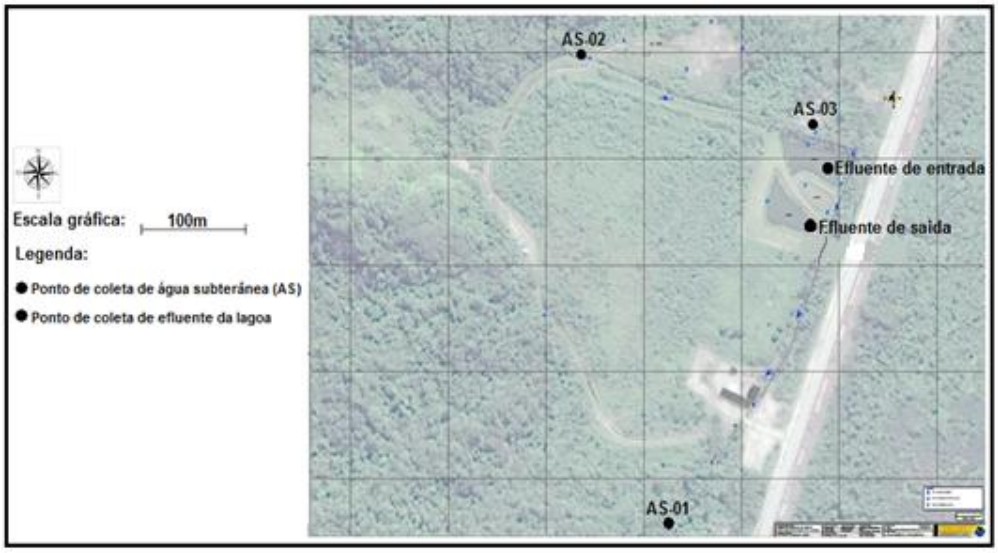


Figura VI – Localização das amostras de Água Superficial e efluente da lagoa

O conhecimento da composição química, da composição biológica e da físico química das águas do entorno da área nos possibilitam avaliar suas interferências no aquífero estudado.

III.III. Amostras de água superficial

As amostras das águas dos riachos estão identificadas como AS-01 na porção sul do aterro, AS-02 e AS-03 na porção norte.

A Tabela II apresenta os principais parâmetros de qualidade ambiental para a água superficial.

Foi possível observar na amostra AS-01 a presença de concentrações de coliformes termotolerantes e DBO acima dos padrões de qualidade ambiental estabelecidos pela Resolução Conama 357/05. Tal evidência pode estar associada à presença de despejo de resíduos domiciliares de sitiantes que vivem na porção sudoeste do aterro.

Tabela II- Parâmetros detectados nas amostras de água superficial.

* ND – Não detectado.

Parâmetro	Unidade	Padrões de qualidade CONAMA 357 - Água doce - classe 2	AS-01	AS-02	AS-03
pH (campo)		6,0 a 9,0	5,57	6,55	7,01
Condutividade elétrica	mS/m		13,18	5,65	15,73
Oxigênio dissolvido	%	não inferior a 5 mg/L O2	5,66	7,9	8,2
Potencial de oxiredução	mV		170,3	91,1	15,2
Temperatura	°C		25,0	24,6	25,0
Coliformes termotolerantes	NMP/100ml	1000	2000	53	300
DQO	mg/L		66,0	80,0	ND
DBO (5 dias, 20°C)	mg/L	até 5 mg/L	**22,0**	**26,3**	<2
DQO/DBO			3,0	3,04	ND
Turbidez	NTU	100	2,34	1,5	2,2
Ferro dissolvido (Fe)	mg/L	0,3 mg/L	ND	ND	0,333
Manganês (Mn)	mg/L	0,1 mg/L	0,04	0,05	0,16
Nitrogênio amoniacal (NH_3)	mg/L	3,7 mg/L para pH ≤ 7,7 2,0 mg/L para pH ≤ 8,0	ND	ND	0,62
N como Nitrito	mg/L	1,0 mg/L	0,49	ND	ND
N como Nitrato	mg/L	10,0 mg/L	4,23	2,58	2,36
Cloreto (Cl^-)	mg/L	250 mg/L	5,93	4,4	5,28
1,2 Dicloroetano	mg/L	0,01 mg/L	0,005	ND	ND

A condição de oxigenação próxima ao limite mínimo de potabilidade (5 mg/L) juntamente com a presença de coliformes e a DBO quatro vezes maior que o estabelecido como valor de qualidade na amostra AS-01, torna esta fonte de recurso imprópria para consumo. Por outro lado, a água superficial não é um dos fatores que estão contribuindo para a condição redutora do aquífero devido às baixas concentrações de compostos orgânicos e ao alto potencial de oxidação em função da quantidade de oxigênio dissolvido disponível.

Em termos de salinidade, a água superficial também não contribui com a condição do aquífero por conta da concentração reduzida de sais dissolvidos presentes nas amostras, o que pode ser observado pela baixa condutividade elétrica apresentada.

III.IV. Amostras de Efluente das Lagoas.

As análises do efluente de entrada e saída das lagoas de decantação, podem de certa forma caracterizar a condição físico-química esperada para o efluente líquido (chorume) vinculado à degradação dos produtos orgânicos presentes na composição do aterro, bem como sua contribuição na condução elétrica do aquífero estudado.

A Tabela III apresenta um sumário dos compostos detectados para as diferentes análises de interesse ambiental.

Na Tabela III, se observa que as amostras de efluente possuem valores de pH alcalino (>8) e valores de condutividade elétrica (CE) médio em torno de 200 mS/m. Analisando em conjunto com os valores de oxigênio dissolvido e potencial redox (Eh) reportados indicam uma tendência de estabilidade na lagoa com condições aeróbicas próximas ao ideal que é de aproximadamente 8 mg/L e Eh em torno de 100 mV. Contudo, ainda há a presença da forma reduzida de nitrogênio (N-amoniacal) acima dos padrões aceitáveis de qualidade, demonstrando que o aterro ainda produz lixiviado em condições que não devem ser descartadas nos receptores ambientais como rios, riachos, córregos e solo.

De acordo com os valores orientadores estabelecido pela Resolução CONAMA 430 o valor máximo permitido para descarte é de 20 mg/L.

Tabela III- Parâmetros detectados nas amostras de efluente líquido das lagoas.

Parâmetro	Unidade	Padrões de qualidade CONAMA 430/2011 (mg/L)	Lagoa Entrada	Lagoa saída
pH (campo)	N/A	_	8,58	8,43
Condutividade específica	mS/m	_	207,6	180,4
Oxigênio dissolvido	%	_	13,3	12,01
Potencial de oxiredução	mV	_	77,2	43,4
Temperatura	°C	_	31,6	29,6
Coliformes totais (quantitativo)	NMP/100ml	_	$4,9X10^4$	$3,3X10^4$
DQO	mg/L	_	158	133
DBO (5 dias , 20°C)	mg/L	_	58,6	39,6
Materiais flutuantes	N/A	_	0	0
Ferro total (Fe II)	mg/L	_	1,45	1,61
Ferro total dissolvido (Fe II e Fe III)	mg/L	15	ND	0,82
Manganês dissolvido (Mn)	mg/L	1	0,14	0,153
Nitrogênio amoniacal (NH3)	mg/L	20	81,9	62,4
Bário(Ba)	mg/L	5	0,104	0,0915
Boro(B)	mg/L	5	0,507	0,467

(-) - Valores de referência não definidos segundo CONAMA 430/2011

Apesar dos valores de potencial de oxi-redução e oxigênio dissolvido indicarem características aeróbicas do efluente, a presença de nitrogênio amoniacal, ferro, manganês e DQO não corroboram com esse cenário, indicando condições mais redutoras na composição do efluente.

Os valores apresentados de nitrogênio amoniacal da ordem de três a quatro vezes superior aos valores de qualidade (20 mg/L), juntamente com a taxa de oxigênio dissolvido apresentando valores duas vezes acima do estabelecido como valor mínimo de qualidade (5 mg/L) podem ser resultantes do tratamento com suplementação de levedura utilizado como fonte de carbono e energia para o processo de biodegradação da matéria orgânica da lagoa. Como consequência, ocorre simultaneamente a elevação do pH e da condutividade elétrica, conforme pode ser observado.

III.V. Amostras de água subterrânea (compostos orgânicos)

As análises dos compostos orgânicos voláteis (VOCs) apresentado na Tabela IV evidenciaram a presença de concentrações traços de 1,2-Dicloroetano junto aos poços de monitoramento PM-K2, PM-K3, PM-I2, PM-I3, PM-G2, PM-G3, PM-S2, PM-T4, PM-Q2, PM-Q4, PM-U e PM-R4.

Nota-se, porém, que apesar dos valores não excederem os limites de referência adotados (CETESB), ainda assim, sua ocorrência se dá de maneira abrangente tanto na vertical quanto na horizontal ao longo da área.

Tabela IV- Compostos orgânicos presentes na água subterrânea (valores em µg/L).

Amostras de Água Subterrânea (valores em ug/L)				
Parâmetros	1,2-Dicloroetano	Bis(2-Ethil)ftalato	Cis-1,2-Dicloroeteno	Xilenos (total)
Valores de interven				
CETESB - DD045/1	10	8	50	500
PM-G2	9	ND	ND	ND
PM-G3	10	ND	ND	ND
PM-G5	ND	ND	ND	ND
PM-I2	10	ND	ND	ND
PM-I3	10	ND	ND	ND
PM-I4	ND	ND	ND	ND
PM-K2	9	ND	ND	ND
PM-K3	7	ND	ND	ND
PM-K6	ND	ND	ND	ND
PM-Q2	7	ND	ND	ND
PM-Q4	8	ND	ND	ND
PM-Q7	ND	ND	ND	ND
PM-R1	ND	ND	ND	5
PM-R2	ND	ND	ND	ND
PM-R3	ND	ND	ND	ND
PM-R4	7	ND	ND	ND
PM-S2	7	ND	ND	ND
PM-S4	ND	38,4	37	ND
PM-T2	ND	ND	ND	ND
PM-T4	8	ND	ND	ND
PM-U	10	ND	ND	ND

Localmente foi detectada a presença de concentrações traços de cis-1,2-Dicloroeteno junto ao poço de monitoramento PM-S4 (37 µg/L) e xilenos totais junto ao poço PM-R1 (5 µg/L), não excedendo os valores de referência da CETESB.

Em relação aos resultados das análises dos compostos orgânicos semi-voláteis (SVOCs), foi detectada apenas a presença do composto Bis (2-Etilhexil)ftalato, em concentrações superiores aos valor de referência da CETESB (8 µg/L), no poço de monitoramento PM-S4 (38,4 µg/L). Não foram observadas concentrações dos demais compostos de interesse ambiental nas amostras de água subterrânea dos poços de monitoramento existentes.

III.VI. Amostra de água subterrânea (Compostos Inorgânicos)

Nos poços de monitoramento PM-G5, PM-S2, PM-T4, PM-Q2, PM-Q7 e PM-U foi detectada a presença de chumbo total nos resultados analíticos na detecção de compostos iônicos metálicos para água subterrânea (Tabela V).

Tabela V - Sumário dos resultados analíticos das amostras de água subterrânea para íons de Metais (mg/L)

Parâmetro	Bário	Bário dissolvido	Boro	Boro dissolvido	Chumbo	Cianeto livre	Cobalto	Cobalto dissolvido	Cromo	Molibidênio	Molibidênio dissolvido	Níquel	Zinco
Valores de intervenção CETESB - DD045/14 (mg/L)	_	0,70	_	2,4	0,01	_	_	0,07	0,05	_	0,03	0,07	1,8
PM-G2	0,103	0,104	ND	ND	ND	ND	0,0131	0,0106	ND	ND	ND	ND	0,06
PM-G3	0,189	0,186	ND	ND	ND	ND	1,0166	0,0146	ND	ND	ND	ND	ND
PM-G5	0,263	0,173	0,998	0,927	**0,0151**	ND	0,0128	ND	0,0456	ND	ND	0,0134	0,103
PM-I2	0,217	0,189	ND	ND	ND	68,6	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
PM-I3	1,22	1,02	ND	ND	ND	345	0,0127	0,0999	ND	ND	ND	ND	ND
PM-I4	0,267	0,238	0,758	0,773	ND	385	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
PM-K2	0,104	0,0813	ND	ND	ND	38,7	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
PM-K3	0,235	0,14	0,746	0,723	ND	103	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
PM-K6	0,195	0,191	2,44	2,26	ND	ND	ND	ND	ND	0,0974	**0,0921**	ND	ND
PM-Q2	0,365	0,291	0,384	0,35	**0,0238**	ND	0,00835	ND	0,0133	ND	ND	ND	0,0668
PM-Q4	0,959	0,0949	0,323	0,312	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
PM-Q7	0,0402	0,0178	1,71	1,59	**0,0105**	ND	ND	ND	ND	0,0266	0,0251	ND	ND
PM-R1	0,152	0,131	0,465	0,432	ND	ND	ND	ND	ND	0,025	ND	ND	ND
PM-R2	0,0906	ND	2,14	2,09	ND	ND	ND	ND	ND	0,0615	ND	ND	ND
PM-R3	0,41	0,0981	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
PM-R4	0,306	0,304	0,294	0,322	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
PM-S2	0,287	0,227	0,428	0,406	**0,0146**	ND	0,0346	0,0222	0,018	ND	ND	0,0151	ND
PM-S4	0,226	0,203	1,07	1,04	ND	ND	0,0163	0,0129	ND	ND	ND	ND	ND
PM-T2	0,106	0,0784	ND	ND	ND	ND	0,0155	0,00944	0,0108	ND	ND	0,0107	0,076
PM-T4	0,0906	0,0493	1,25	1,24	**0,0171**	ND	0,00833	ND	ND	ND	ND	ND	0,0512
PM-U	0,0646	0,0153	0,796	0,717	**0,0233**	ND	0,00829	ND	0,0186	ND	ND	ND	0,0691

Ressalta-se, porém, que não foram detectadas concentrações para o parâmetro de chumbo dissolvido. Apesar de não haver informações em relação ao grau de turbidez das amostras no momento da amostragem, sugere-se que tais resultados estejam associados às frações coloidais ou partículas em suspensão, levando à interferência nos resultados e não vinculadas à contaminação.

No poço de monitoramento PM-R2, foi observada a presença de molibdênio (Mo^{3+}) (0,06 mg/L) em concentrações acima dos valores orientadores estabelecidos pela CETESB (0,03 mg/L).

III.VII. Especiação química da água subterrânea

Os resultados apresentados abaixo foram tratados através do processamento pelo softwear aquachem® com o objetivo de avaliar a composição química e conhecer suas possíveis origens levando em consideração a composição iônica encontrada nas amostras analisadas.

A Figura VII apresenta o mapa potenciométrico e a localização dos pontos de coleta da água subterrânea. O PM-U foi definido como o branco ou background da área investigada.

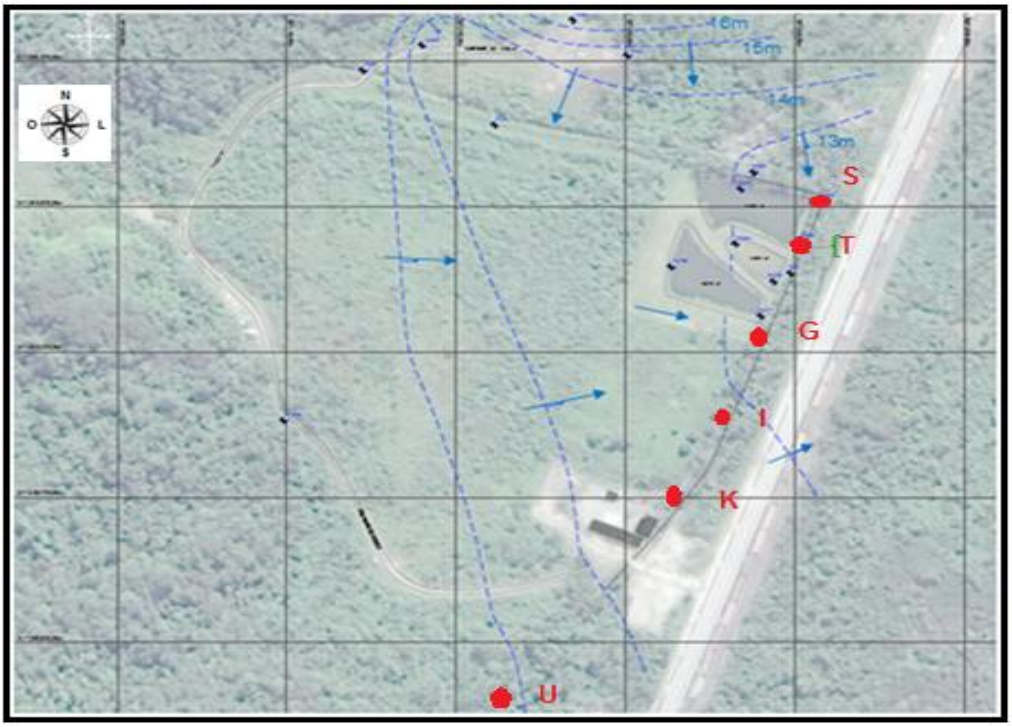


Figura VII – Localização dos poços de coleta da água subterrânea

Após o tratamento dos dados pelo softwear, foi possível perceber que as espécies químicas que se destacaram principalmente no PM-K6 foram os íons Na^+ e o HCO_3^-. Nos demais pontos seguiram a mesma tendência, porém, em menores concentrações. A distribuição do resultado através do diagrama radial apresentado na Figura VIII demonstra bem esta distribuição,

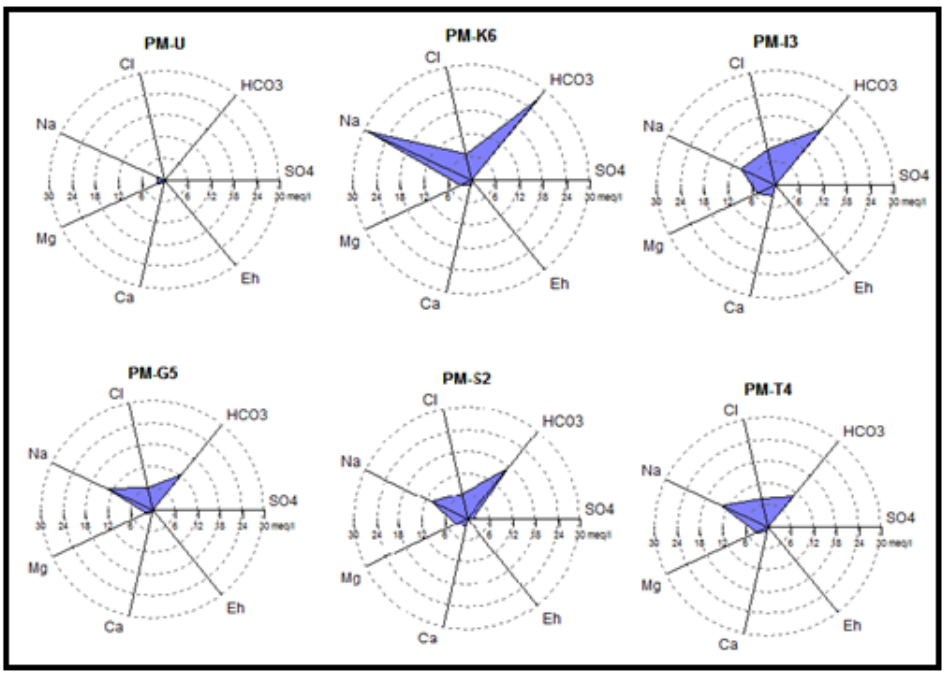


Figura VIII – Distribuição da especiação química (mg/L), diagrama radial.

Os íons Cl^- e Mg^{2+} aparecem em baixas concentrações em todos os poços analisados. A exceção foi o background que não apresentou a presença dos íons Na^+ e Cl^- nem tampouco HCO_3^- em sua composição.

Nesta outra análise, utilizando o mesmo banco de dados aplicando o diagrama de Scatter (Figura IX), foi possível notar um aumento da concentração do Na^+ e da CE à medida que se aprofunda o horizonte do aquífero, mostrando que há influencia de salinidade marinha na área investigada, bem como alteração da CE na presença desse íon.

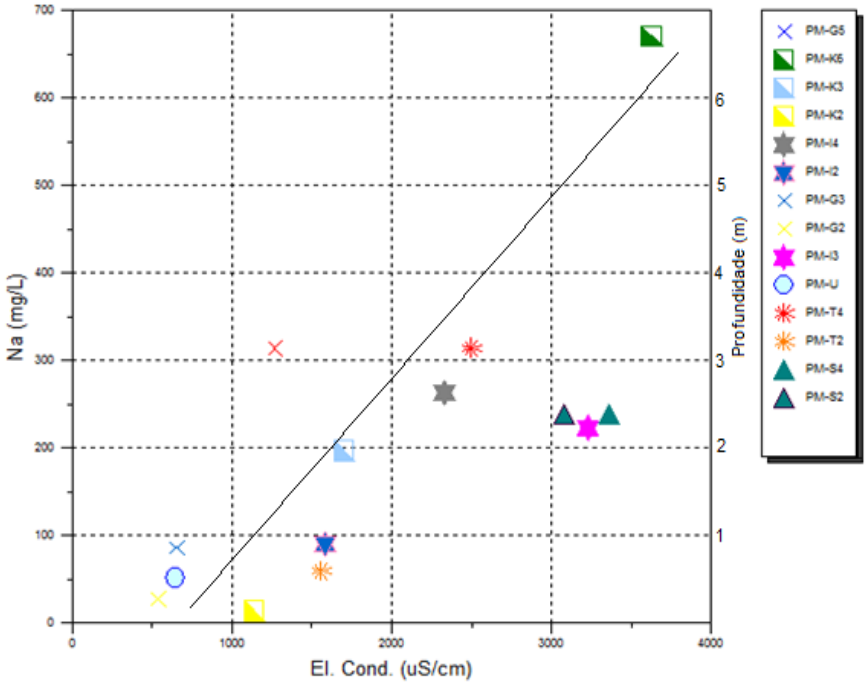


Figura IX – Diagrama de Scatter (mg/L - uS/cm - m)

Ao avaliar a especiação química através do diagrama de Pipe mostrado na figura X, pode-se observar que se trata de água bicarbonatada, magnesiana, sódica e potássica. Sua composição e concentrações refletem as características naturais com a presença de salinidade marinha característica de região litorânea.

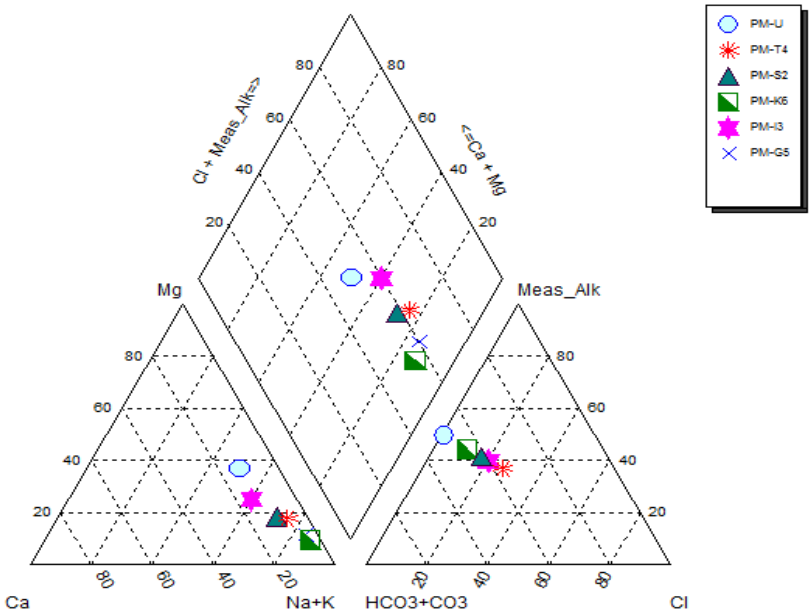


Figura X – Diagrama de Pipe (mg/l)

IV. Identificação de Receptores

A área de estudo caracteriza-se por ser um ambiente predominantemente relativamente isolado da área urbana e aberto. Atualmente a área encontra-se desocupada ou sem qualquer tipo de operação. A área encontra-se isolada, com segurança e guarda patrimonial, não havendo, portanto, receptores diretos à área de estudo.

Não há poços cacimba ou poços tubulares profundos na área e no eu entorno imediato (dentro de um raio de pelo menos 500m), sendo o uso da água na área de estudo proveniente de água de nascente.

V- Considerações finais

A utilização de técnicas de investigação em alta resolução e métodos convencionais permitiu a criação do modelo conceitual hidrogeológico preliminar da área investigada.

A ausência de receptores diretos e o reduzido potencial de exposição associados, devido às geometrias pontuais dos impactos, ressalta-se, porém que se observaram indícios potenciais de contaminação do aquífero local, associado à presença de infiltração ou aporte de produtos gerados a partir da decomposição biológica da matéria orgânica proveniente do aterro.

Contudo, recomenda-se a confirmação da presença e a evolução destas fontes a partir da implantação de um programa de monitoramento da qualidade da água subterrânea em regime semestral. Caso seja confirmada a presença de contaminação ou o aumento das concentrações ao longo do tempo, deverão ser implantadas medidas adicionais de investigação e gerenciamento.

Adicionalmente, sugere-se um programa de restrição de uso da água subterrânea e das águas superficiais que cortam a área de estudo.