## UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA HIDRÁULICA E SANEAMENTO

Alice Kimie Martins Morita

Efeitos de impermeabilização superficial na mobilização de contaminantes e na comunidade microbiana em depósito de resíduos sólidos urbanos desativado

São Carlos 2020

## ALICE KIMIE MARTINS MORITA

Efeitos de impermeabilização superficial na mobilização de contaminantes e na comunidade microbiana em depósito de resíduos sólidos urbanos desativado

Tese apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Doutor em Ciências: Engenharia Hidráulica e Saneamento.

Orientador: Prof. Tit. Edson Cezar Wendland

## VERSÃO CORRIGIDA

São Carlos 2020

#### AUTORIZO A REPRODUÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO, POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Prof. Dr. Sérgio Rodrigues Fontes da EESC/USP com os dados inseridos pelo(a) autor(a).

Morita, Alice Kimie Martins Efeitos de impermeabilização superficial na mobilização de contaminantes e na comunidade microbiana em depósito de residuos sólidos urbanos desativado / Alice Kimie Martins Morita; orientador Edson Wendland. São Carlos, 2020.
Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento e Área de Concentração em Hidráulica e Saneamento -- Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, 2020.
1. residuos urbanos. 2. contaminação ambiental .
3. impermeabilização superficial. 4. geofísica. 5. sequenciamento do RNAr 16S. 6. geoquímica ambiental. I.

Eduardo Graziosi Silva - CRB - 8/8907

Titulo.

## FOLHA DE JULGAMENTO

Candidata: Engenheira ALICE KIMIE MARTINS MORITA.

Título da tese: "Efeitos de impermeabilização superficial parcial na mobilização de contaminantes e na comunidade microbiana em depósito de resíduos desativado".

Data da defesa: 30/11/2020.

## Comissão Julgadora

Prof. Titular Edson Cezar Wendland (Orientador) (Escola de Engenharia de São Carlos/EESC-USP)

Profa. Associada Maria Bernadete Amâncio Varesche Silva (Escola de Engenharia de São Carlos/EESC-USP)

Prof. Titular Ricardo Cesar Aoki Hirata (Instituto de Geociências/IGC-USP)

Prof. Dr. Armando Borges de Castilhos Junior (Universidade Federal de Santa Catarina/UFSC) Resultado

tiovada

Afrovada

Prof. Dr. César Augusto Moreira (Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" UNESP -

Coordenador do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento: Prof. Dr. Eduardo Mario Mendiondo

Presidente da Comissão de Pós-Graduação: Prof. Titular Murilo Araujo Romero

#### AGRADECIMENTOS

A Deus pelas bênçãos oferecidas, pelos caminhos apontados e pelos aprendizados em cada etapa.

Ao Diego, meu companheiro já de muitos anos, com quem fui crescendo, me desenvolvendo e aperfeiçoando. Gracias por tu apoyo y amor ahora y siempre, por hacerme cuestionar cada paso y traerme la consciencia de Dios y de mi espíritu a cada respiración.

Aos meus país, que sempre nos incentivaram nos estudos e na caminhada da vida, na ciência e na filosofia, no material e no espiritual. Os maiores fãs de suas filhas, que sempre parabenizaram e exaltaram mesmo as pequenas conquistas.

Às minhas irmãs, companheiras fieis, defensoras e apoiadoras, com as quais comparto as mesmas origens, as mesmas aspirações e questionamentos. Com as quais discutimos e filosofamos por horas, seja uma fórmula matemática, seja o sentido da vida.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Edson Wendland, quem abriu as portas desde o princípio, confiou e apoiou a pesquisa. Quem proporciona ambientes de discussão e integração com seus alunos, tendo criado um grupo extremamente envolvido com a pesquisa e disposto a ajudar-se mutuamente.

Aos membros da equipe LHC, por serem exemplos a seguir, pela dedicação e amabilidade, pelas ajudas em campo, pelas discussões e possibilidades de trabalhos conjuntos. Agradeço especialmente a Natalia, a Camila, a Lívia, o Jamil e a Jaqueline, que me ajudaram inúmeras vezes, seja com uma dúvida técnica, um mapa, uma discussão, um apoio ou uma conversa.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa de doutorado, código de financiamento 001.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa de doutorado n. 168734/2018-4.

À FAPESP pela bolsa de doutorado concedida através do processo 2018/24615-8 e pelo apoio financeiro através do processo 2015/03806-1.

À Escola de Engenharia de São Carlos e ao Programa de Pós-Graduação em Hidráulica e Saneamento, pela oportunidade de realização do doutorado.

Ao Roberto Bergamo, por todas as ajudas em campo e pela disponibilidade sempre. Aos técnicos dos laboratórios: Júlio e Cidinha do LabSan e Isabel do LPB. Todos extremamente atenciosos, dispostos a ajudar e altamente qualificados. Sou muito grata a USP por possibilitar que profissionais tão qualificados estejam à disposição dos projetos de investigação.

#### RESUMO

MORITA, Alice Kimie Martins. Efeitos de impermeabilização superficial na mobilização de contaminantes e na comunidade microbiana em depósito de resíduos sólidos urbanos desativado. 2020. Tese (Doutorado em Ciências, Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Departamento de Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo. São Carlos, 2020.

Nesta pesquisa buscou-se avaliar a efetividade de impermeabilização superficial na mitigação dos impactos gerados por depósito de resíduos sólidos urbanos desativado (lixão) no município de São Carlos-SP. Para tanto, foram realizadas análises físico-químicas e microbiológicas (sequenciamento do RNAr 16S) de amostras de lixiviado e de resíduos aterrados, em etapas anterior e posterior à impermeabilização. Tomografias elétricas foram realizadas complementarmente, visando auxiliar na avaliação da mobilização de contaminantes nas duas etapas. Paralelamente, foi realizado um estudo da área de influência, com condução de ensaios geofísicos na área de entorno, análise físico-química de amostras de água subterrânea e ensaios ecotoxicológicos, permitindo a construção de modelos conceituais e a verificação da efetividade da atenuação natural na remediação da pluma de contaminantes. O diagnóstico da área de estudo permitiu verificar a existência de altas concentrações de contaminantes no interior do depósito de resíduos, mas considerável diminuição a jusante, seja nos poços de monitoramento, seja a cerca de 500 m nos pontos de coleta de água superficial. As concentrações de poluentes nos poços de monitoramento permaneceram estáveis ao longo de 20 anos, sem indícios de depleção, e os metais Pb e Co puderam ser encontrados a distâncias de 200 m do depósito, mostrando sua mobilidade nas condições ácidas encontradas em zonas de recarga do Aquífero Guarani. Adicionalmente, os ensaios geofísicos mostraram a evolução da pluma de contaminantes após 20 anos do fechamento do depósito, atingindo cerca de 200 m de distância do mesmo e 60 m de profundidade. A cobertura superficial não se mostrou efetiva na redução do volume de lixiviado produzido, mas permitiu a criação de condições redutoras na região imediatamente abaixo da impermeabilização, contribuindo para a precipitação de metais como Pb, Cd, Ni, Co, As e Zn na forma de minerais sulfetados e favorecendo a sua imobilização. As populações microbianas adaptaram-se às condições anaeróbias criadas, com a verificação de representantes dos filos Firmicutes, Chloroflexi e Euryarchaeota e dos gêneros Methanosaeta, Hydrogenispora, Smithella e Gelria. A ocorrência de respiração anaeróbia com a utilização de NO<sub>3</sub>, Fe (III) e Mn (IV) como aceptores de elétrons pôde ser verificada pelo aumento das concentrações de NH4, Fe (II) e Mn (II) na região impermeabilizada. Desta maneira, conclui-se que a impermeabilização superficial de depósitos de resíduos sólidos urbanos antigos traz benefícios para a redução da mobilidade de contaminantes.

**Palavras-chave**: resíduos urbanos; contaminação ambiental; impermeabilização superficial; geofísica; sequenciamento do RNAr 16S; geoquímica ambiental.

#### ABSTRACT

MORITA, Alice Kimie Martins. Effects of capping on contaminants mobilization and microbial community in a closed municipal solid waste landfill. 2020. Thesis (Doctorate in Sciences, Hydraulics and Sanitation Engineering) – Department of Hydraulics and Sanitation, University of São Paulo. São Carlos, 2020.

This research aimed to evaluate the effectiveness of capping in mitigating the impacts generated by a closed municipal solid waste landfill (dumpsite) in the city of São Carlos-SP. For that, physicochemical and microbiological analyses (sequencing of the RNAr 16S) of leachate and waste samples were carried out, in stages before and after capping. Electric Resistivity Tomographies (ERT) were carried out complementarily, aiming to assist in the evaluation of the mobilization of contaminants in both stages. In parallel, a study of the area of influence was carried out, with the conduction of ERT in the surrounding area, physico-chemical analysis of groundwater samples and ecotoxicological tests, allowing the construction of conceptual models and the verification of the effectiveness of natural attenuation in the contaminant plume remediation. The diagnosis of the study area allowed to verify the existence of high concentrations of contaminants inside the waste landfill, but a considerable decrease downstream to it, either in the monitoring wells, or at about 500m at the surface water collection points. In this regard, the concentrations of pollutants in the monitoring wells remained stable over 20 years, showing no evidence of depletion, and the metals Pb and Co could be found at distances of 200m from the landfill, showing their mobility in the acidic conditions found in the Guarani Aquifer outcrop zones. Additionally, the ERT showed evolution of the contaminant plume after 20 years of the deposit's closure, reaching about 200m from the deposit and 60m deep. The capping was not effective in reducing the volume of produced leachate, but enabled the creation of reducing conditions in the region just below the cover, contributing to the precipitation of metals such as Pb, Cd, Ni, Co, As and Zn as sulfide minerals, favoring their immobilization. The microbial populations adapted to the anaerobic conditions, with the verification of representatives of the phyla Firmicutes, Chloroflexi and Euryarchaeota and the genera Methanosaeta, Hydrogenispora, Smithella and Gelria. The occurrence of anaerobic respiration with the use of NO<sub>3</sub>, Fe (III) and Mn (IV) as electron acceptors could be verified by the increase in the concentrations of NH<sub>4</sub>, Fe (II) and Mn (II) below the capping. In this way, it is possible to conclude that the capping of old landfills brings benefits for reducing the contaminants mobility.

**Keyword**: urban waste; environmental contamination; landfill capping; geophysics; RNAr 16S sequencing; environmental geochemistry.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Zonas redox formadas a partir do depósito de resíduos7
Figura 2. Características funcionais dos principais filos dos domínios Archaea (linhas
vermelhas) e Bacteria (linhas azuis)
Figura 3. Seis camadas tipicamente consideradas no desenho de cobertura final
Figura 4. Variações na direção da pluma verificadas em estudos no aterro Grindsted, na
Dinamarca
Figura 5. Fluxograma experimental adotado na presente pesquisa
Figura 6. Localização do depósito de resíduos sólidos urbanos desativado Santa Madalena (em
vermelho), na região sudeste do município de São Carlos - SP
Figura 7. Topografia da área de estudo
Figura 8. Hidrogeologia da área de estudo
Figura 9. Mapa hidrográfico e geológico da região do depósito de resíduos Santa Madalena.33
Figura 10. Mapa potenciométrico da área de estudo de acordo com levantamento realizado em
julho de 2010. FONTE: PMSC, 2011
Figura 11. Esquema de deposição dos resíduos no lixão de 1980 a 1996. Observa-se que apenas
o poço P15 foi identificado na atualidade
Figura 12. Perfil longitudinal do depósito de resíduos Santa Madalena, construído por Velozo
(2006) com base em levantamentos geofísicos
Figura 13. Linhas geofísicas realizadas em 1996, 2005 e 2018
Figura 14. Mapa dos pontos de coleta de amostras de água superficial e subterrânea
Figura 15. Fluxograma experimental da etapa de avaliação dos indicadores biológicos da área
de estudo
Figura 16. Perfil das camadas de resíduos do depósito de resíduos, na região de construção da
estação de monitoramento (à esquerda) e perfil construtivo da estação de monitoramento, com
profundidade aproximada de penetração dos lisímetros. FONTE: SHINZATO, 201447
Figura 17. Foto da estação de monitoramento (à esquerda) e detalhe de lisímetro e sistema de
coleta de amostras (à direita)
Figura 18. Esquema do funcionamento dos lisímetros para coleta de amostras líquidas 48
Figura 19. Localização dos pontos de coleta de amostras sólidas, com destaque para a área de
intervenção ao redor da estação de monitoramento (LMS) 49
Figura 20. Localização dos pontos de coleta de amostras sólidas
Figura 21. Perfurações realizadas no depósito de resíduos para coleta de amostras sólidas em
diferentes profundidades
Figura 22. Amostras coletadas (acima), trituração dos resíduos(abaixo, à esquerda) e
solubilização dos mesmos (abaixo, à direita)52
Figura 23. Manta de impermeabilização no depósito de resíduos (acima) e obra finalizada, com
implantação de solo de regularização (abaixo). Destaque foi dado para a estação de
monitoramento (LMS), no centro da área de intervenção55
Figura 24. Linhas geofísicas visando à caracterização do depósito de resíduos anteriormente
à impermeabilização (dipolos de 2,5 m)56
Figura 25. Resistivímetro de campo utilizado na pesquisa
Figura 26. Execução de caminhamentos elétricos no local de instalação da cobertura, antes
(esquerda) e depois (direita) da efetivação da obra

Figura 27. Pontos de coleta de amostra resíduos sólidos para caracterização físico-química e Figura 28. (A) Frasco utilizado nos ensaios de AME; (B) Cabeça que determina e armazena os dados de pressão......60 Figura 29. Modelos de resistividade obtidos para as linhas L1 de 1996 (acima) e L1 de 2018 (abaixo). A área selecionada no modelo da L1-2018 representa a área investigada em 1996. O Figura 30. Modelos de resistividade obtidos para as linhas L2 de 1996 (acima) e L2 de 2018 (abaixo). A área selecionada no modelo da L2-2018 representa a área investigada em 1996. Os Figura 31. Modelos de resistividade obtidos para as linhas L1 de 2005 (acima) e L3 de 2018 (abaixo). A área selecionada no modelo da L3-2018 representa a área investigada em 2005. Os Figura 32.Linha L3-2018 utilizando dipolos de 2,5 m e extensão de ~ 110 m......70 Figura 33. Modelos de resistividade obtidos para as linhas L3 de 1996 (acima), L2 de 2005 (meio) e L4 de 2018 (abaixo). As áreas selecionadas no modelo da L4-2018 representam as áreas investigadas em 2005 (área maior) e 1996 (área menor). O nível d'água (WT) somente é representado quando mensurado......71 Figura 34. Modelos de resistividade obtidos para as linhas L4 de 2005 (acima) e L5 de 2018 Figura 35. Mapa potenciométrico construído para a área de estudo (agosto/2018)......76 Figura 36. Perfis construtivos dos poços multi níveis existentes na área de estudo e os níveis Figura 37. Cortes A-A' e B-B' utilizados para construção de modelo conceitual......77 Figura 39. Modelo conceitual preliminar da área em estudo (corte B-B'), considerando o mês Figura 40. Modelo conceitual preliminar da área em estudo (corte B-B'), considerando o mês Figura 41. Variações dos niveis d'água mensurados nos poços P13A-P14-P7 (esquerda) e P12-Figura 44. Boxplots dos valores de CE (µS/cm) nos diferentes pontos de monitoramento..... 84 Figura 45. Boxplots dos valores de ORP (mV) nos diferentes pontos de monitoramento. ..... 85 Figura 46. Boxplots dos valores de DQO (mg/L) nos diferentes pontos de monitoramento...85 Figura 47.Boxplots dos valores de alcalinidade (mg/L) nos diferentes pontos de monitoramento. Figura 48. Boxplots das concentrações de Cl<sup>-</sup> (mg/L) nos diferentes pontos de monitoramento. Figura 49. Boxplots das concentrações de N-NH4<sup>-</sup> (mg/L) nos diferentes pontos de Figura 50. Boxplots das concentrações de Ca (mg/L) nos diferentes pontos de monitoramento. Figura 51. Boxplots das concentrações de Na (mg/L) nos diferentes pontos de monitoramento. 

Figura 53.Boxplots dos valores de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (mg/L) nos diferentes pontos de monitoramento. 87 Figura 54. Boxplots dos valores de Mn total (mg/L) nos diferentes pontos de monitoramento. Figura 55. Boxplots dos valores de Fe total (mg/L) nos diferentes pontos de monitoramento. Figura 56. Mapa de distribuição dos valores de condutividade elétrica e alcalinidade. ..........91 Figura 57.Mapa de distribuição dos valores de DQO e ORP......91 Figura 58. Mapa de distribuição das concentrações de cloretos obtidas nos diferentes pontos de Figura 59. Matriz de correlação de Pearson, com base nos dados de águas subterrâneas e Figura 60.Valores de chumbo (esquerda) e cobalto (direita) para os diferentes pontos Figura 61. Valores de arsênico (esquerda) e cromo (direita) para os diferentes pontos Figura 62. Valores de níquel (esquerda) e zinco (direita) para os diferentes pontos amostrados. Figura 63. Diagrama de Piper para as amostras de água coletadas em 2019 relativas aos poços apresentados na Figura 38. A sigla d se refere às coletas do mês de agosto (seco), enquanto Figura 64. Diagrama de Piper para as amostras de água coletadas em 2019 relativas aos poços apresentados nas Figuras 39 e 40. A sigla d se refere as coletas do mês de agosto (seco), Figura 65. Modelo conceitual aprimorado da área de estudo (corte A-A'). ...... 102 Figura 66. Modelo conceitual aprimorado da área de estudo (corte B-B')......102 Figura 67. Dendograma com base na correlação de Pearson para o domínio Bacteria. ...... 105 Figura 68. Dendograma com base na correlação de Jaccard para o domínio Bacteria. ...... 106 Figura 69. Dendograma com base na correlação de Pearson para o domínio Archaea. ...... 107 Figura 70. Dendograma com base na correlação de Jaccard para o domínio Archaea. ...... 107 Figura 71. Análise de Correlação Canônica utilizando fatores físico-químicos e a mortalidade dos organismos Chironomus sancticaroli (Ch) e Daphnia magna (Da)......110 Figura 72. Boxplots de condutividade elétrica para os grupos A e B (à esquerda) e para cada ponto de amostragem (à direita). Pontos seguidos de "A" (por exemplo, P7 A) referem-se a dados dos anos 1996-1997, enquanto pontos seguidos de "B" (por exemplo, P7\_B) referem-se Figura 73. Distribuição espacial do parâmetro condutividade elétrica na área de estudo: Figura 74. Boxplots dos valores de DQO para os grupos A e B (à esquerda) e para cada ponto de amostragem (à direita). Pontos seguidos de "A" (por exemplo, P7 A) referem-se a dados dos anos 1996-1997, enquanto pontos seguidos de "B" (por exemplo, P7 B) referem-se a dados Figura 75. Distribuição espacial do parâmetro DQO na área de estudo: medianas no período de 1996-1997 (à esquerda) e 2016-2019 (à direita) ...... 114 Figura 76. Análise de Componentes Principais dos parâmetros físico-químicos dos extratos solubilizados......116 Figura 77. Análise de cluster hierárquico com base nos parâmetros físico-químicos dos extratos 

ix

Figura 78. Variação das concentrações de Cd, Mn, Fe, Pb e Al para os diferentes pontos e
profundidades amostrados e comparação com os limites da norma NBR 10.006 para resíduos
inertes
Figura 79. Dendograma com base na correlação de Jaccard para o domínio Bacteria, referente
às amostras sólidas do depósito de resíduos119
Figura 80. Dendograma com base na correlação de Pearson para o domínio Bacteria, referente
às amostras sólidas do depósito de resíduos
Figura 81.Dendograma com base na correlação de Pearson para o domínio Archaea, referente
às amostras sólidas do depósito de resíduos
Figura 82. Dendograma com base na correlação de Jaccard para o domínio Archaea, referente
às amostras sólidas do depósito de resíduos
Figura 83. Variação dos valores de pH, umidade, ORP e CE nas amostras em estudo 122
Figura 84. Variação dos valores de alcalinidade. DOO. N-NO <sub>3</sub> . N-NO <sub>2</sub> e N-NH <sub>4</sub> nas amostras
em estudo
Figura 85 Variação dos valores de Na Mg K Ba Zn e Ca nas amostras em estudo 123
Figura 86 Variação dos valores de Fe. Ph. Mn. $PO_4^{3-}$ e $SO_4^{2-}$ nas amostras em estudo 123
Figura 87 Riqueza e diversidade das comunidades microbianas nas diferentes amostras. Os
índices ACE (Abundance-based Coverage Estimator) e Chao foram usados para mostrar a
riqueza enquanto o índice de Shannon foi utilizado para mostrar diversidade
Figura 88 Abundancia relativa dos diferentes filos encontrados
Figura 89. A grupamento hierárquico dos microhiomas encontrados nas diferentes amostras
usando o cálculo unifrac ponderado
Figure 00 Abundância relativa dos diferentes gâneros encontrados nas amostras estudadas
(>3%)
(~370)
ambientais
Eigure 92 Apólica da Carrelação Canônica baseada nos gâneros mais abundantes (> 2%) a 10
fatores ambientois
Figure 02 Variação dos valores do CE o DOO sezonalmente o em profundidado 120
Figura 95. Variação dos valores de che DQO sazonalmente e em profundidade
Figura 94. Variação dos valores de alcannidade e OKF sazonalmente e em profundidade. 139
Figura 95. Variação dos valores de CI e N-INH4 sazonalmente e em protundidade
altidas, non Shinzota (2014) (NAT-N NIL - Eh-notancial de avidemeducão: DDO -
Denergia la Diservíncias de Orie ânia era 5 dise)
Demanda Bioquímica de Oxigenio, aos 5 días)
Figura 97. Linnas geofísicas visando a caracterização do deposito anteriormente a $\frac{1}{2}$
$\frac{143}{144}$
Figura 98. Perfil de resistividades para a linha 1 em julno-2018
Figura 99. Perfil de resistividades para a linha 1 em fevereiro-2020
Figura 100. Perfil de resistividades para a linha 2 em julho-2018
Figura 101. Perfil de resistividades para a linha 2 em fevereiro-2020
Figura 102. Perfil de resistividades para a linha 3 em julho-2018
Figura 103. Perfil de resistividades para a linha 3 em fevereiro-2020
Figura 104. Perfil de resistividades para a linha 4 em julho-2018
Figura 105. Perfil de resistividades para a linha 4 em fevereiro-2020
Figura 106. Localização dos pontos de coleta de resíduos sólidos, com destaque para a área
Impermeabilizada e para a estação de monitoramento (LMS)149

Figura 107. Variação dos parâmetros Umidade, pH, CE, ORP, N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, N-NH<sub>4</sub><sup>-</sup>, N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, Cl<sup>-</sup> e SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, DQO, COT, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> e Al das amostras de resíduos sólidos coletadas dentro e fora da área Figura 108. Variação dos parâmetros Pb, Cu, Mn, Fe, Cd, Zn, Mg, Ca, Na e K das amostras de resíduos sólidos coletadas dentro e fora da área impermeabilizada......151 Figura 109. Perfuração realizada no ponto D1, onde se verificou acúmulo de lixiviado em Figura 110. Cobertura, número de OTUs e índices ecológicos para as diferentes amostras de Figura 113. Análise de Componentes Principais (PCA) para as amostras coletadas dentro (grupo Figura 114. Abundância relativa dos filos (>1%) encontrados nas amostras de resíduos sólidos Figura 115. Análise de Correlação Canônica (CCA) considerando filos com abundância maior Figura 116. Abundância relativa dos gêneros (> 1%) encontrados nas amostras de resíduos Figura 117. Análise de Correlação Canônica (CCA) considerando gêneros com abundância Figura 118. Boxplots das AME das amostras internas e externas à cobertura superficial..... 165 Figura 119. Profundidade do lençol suspenso de lixiviado encontrado na área de intervenção e precipitação associada ao mês anterior de medição......167 Figura 120. Evolução do pH com o tempo e pluviometria dos meses amostrados......168 Figura 121. Evolução do potencial de oxido-redução com o tempo e pluviometria dos meses Figura 122. Evolução da condutividade elétrica com o tempo e pluviometria dos meses Figura 124. Evolução da DBO com o tempo e pluviometria dos meses amostrados, após a Figura 125. Evolução das emissões de CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub> com o tempo e pluviometria dos meses Figura 126. Evolução da temperatura com o tempo e pluviometria dos meses amostrados.. 173 Figura 127. Evolução da alcalinidade com o tempo e pluviometria dos meses amostrados.. 174 Figura 128. Evolução das concentrações de N-NH<sub>4</sub> com o tempo e pluviometria dos meses Figura 129. Evolução das concentrações de N-NO3 com o tempo e pluviometria dos meses Figura 130. Evolução das concentrações de S<sup>2-</sup> com o tempo e pluviometria dos meses Figura 131. Evolução das concentrações de Fe com o tempo e pluviometria dos meses Figura 132. Evolução das concentrações de Mn com o tempo e pluviometria dos meses 

Figura 133. Campos de estabilidade de formas sólidas e dissolvidas do elemento Fe em 1	função
dos valores de pH e Eh a 25°C e 1 atm.	178
Figura 134. Campos de estabilidade de formas sólidas e dissolvidas do elemento Cd em :	lunção
dos valores de pH e Eh a 25°C e 1 atm.	179
Figura 135. Modelo conceitual da área em estudo, em área impermeabilizada	e não
impermeabilizada	181

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Faixas de parâmetros físico-quimicos comumente encontradas em lixiviados4
Tabela 2. Critérios para identificação das diferentes zonas redox, com base na concentração de
alguns compostos (valores em mg/L)
Tabela 3. Características de plumas de lixiviado documentadas pela literatura, segundo
levantamento realizado por Christensen, Bjerg e Kjeldsen (2007) (continua)21
Tabela 4. Pesquisas já realizadas na área de estudo e principais contribuições (continua) 25
Tabela 5. Características do depósito de resíduos Santa Madalena35
Tabela 6. Massa seca das amostras e volume de água deionizada utilizado para a obtenção de
extrato solubilizado de cada um dos pontos de coleta
Tabela 7. Massas de resíduos sólidos, umidade (%) e volumes de água destilada utilizados para
o ensaio de solubilização59
Tabela 8. Composição dos substratos e soluções de macro e micronutrientes utilizadas nos
ensaios de AME
Tabela 9. Balanço iônico e índices de saturação obtidos a partir da modelagem geoquímica
(PhreeqC) e zona redox inferida. Dados relativos à amostragem realizada em fevereiro/2019.
Tabela 10. Balanço iônico e índices de saturação obtidos a partir da modelagem geoquímica
(PhreeqC) e zona redox inferida. Dados relativos à amostragem realizada em agosto/2019 98
Tabela 11. Indices ecológicos calculados para as amostras de água subterrânea e superficial.
Tabela 12. Parâmetros físico-químicos das diferentes amostras analisadas.    109
Tabela 13. Parâmetros físico-químicos e mortalidade de Chironomus sancticaroli (Ch) e
Daphnia magna (Da) nas diferentes amostras analisadas
Tabela 14 Indices ecológicos calculados para as amostras sólidas do depósito de resíduos. 121
Tabela 15. Comparação entre as faixas de valores obtidas para diferentes parâmetros físico-
químicos do lixiviado
Tabela 16 Atividade Metanogênica Específica (AME) para as amostras de dentro (DA DB e
Tablia 10. Auvidade Metanogenea Especifica (AME) para as anostras de denuo (DA, DB e
DC) e fora (FA, FB e FC) da cobertura superficial
DC) e fora (FA, FB e FC) da cobertura superficial

Quadro 1. Localização e principais características dos poços de monitoramento e	e pontos de
amostragem.	
Quadro 2. Programação do termociclador para a amplificação do DNA	
Quadro 3. Médias e desvios dos parâmetros considerados relevantes pela PCA	

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABRELPE	Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
AME	Atividade Metanogênica Específica
Ag	Prata
Al	Alumínio
As	Arsênio
BTEX	Benzeno, Tolueno, Etilbenzeno e Xileno
Ca	Cálcio
Cd	Cádmio
CE	Condutividade elétrica
CETESB	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
Cŀ	Cloreto
Со	Cobalto
CO3 <sup>-</sup>	Carbonato
COD	Carbono orgânico dissolvido
СОТ	Carbono orgânico total
Cr	Cromo
Cu	Cobre
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DGGE	Denaturing Gradient Gel Electrophoresis (eletroforese em gel com gradiente
	desnaturante)
DQO	Demanda Química de Oxigênio
Eh/ORP	Potencial de oxidorredução
Fe	Ferro
F-	Fluoreto
HCO3	Bicarbonato
K	Potássio
Mg	Magnésio
Mn	Manganês
Na	Sódio
NBR	Norma brasileira

Ni	Níquel
N-NH4	Nitrogênio amoniacal total
N-NO <sub>2</sub> -	Nitrogenio nitrito
N-NO <sub>3</sub> -	Nitrogenio nitrato
NTK	Nitrogênio total Kjeldahl
Pb	Chumbo
PCR	Polymerase Chain Reaction (reação de polimerização em cadeia)
pН	Potencial hidrogeniônico
PMSC	Prefeitura Municipal de São Carlos
PO4 <sup>3-</sup>	Fosfato
RSU	Resíduos sólidos urbanos
SAG	Sistema Aquífero Guarani
<b>SO</b> 4 <sup>2-</sup>	Sulfato
Sb	Antimônio
Se	Selênio

# SUMÁRIO

1	INT	ГRO	DUÇÃO	1
2	OB	JET	IVOS	2
3	RE	VISA	ÃO BIBLIOGRÁFICA	3
	3.1. sólido	Car s urt	acterísticas dos lixiviados e de áreas contaminadas por depósitos de resíd	luos 3
	3.2.	Tra	nsporte e atenuação de contaminantes em aquíferos	6
	3.3.	Geo	ofísica e detecção de pluma de contaminantes	8
	3.4.	Esti	udos microbiológicos em áreas contaminadas por depósitos de resíduos	10
	3.5.	Fec	hamento de depósito de resíduos e ações mitigadoras dos impactos	16
	3.5.	.1.	Impermeabilização superficial	18
	3.5.	.2.	Atenuação natural monitorada	20
	3.6.	Dep 24	oósito de resíduos sólidos urbanos Santa Madalena: histórico de estudos realiza	ıdos
4.	MA	TEI	RIAL E MÉTODOS	29
	4.1.	Flu	xograma experimental	29
	4.2.	Áre	a de estudo	29
	4.2.	.1.	Características do depósito de resíduos	34
	4.3.	Dia	gnóstico da área de estudo	36
	4.3.	.1.	Ensaios geofísicos	36
	4.3.	.2.	Monitoramento da água subterrânea e superficial	38
	4.3.	.3.	Avaliação da evolução histórica da concentração de poluentes	42
	4.3.	.4.	Indicadores biológicos de contaminação	42
	4.3.	.4.1.	Extração de DNA	44
	4.3.	.4.2.	PCR e DGGE	44
	4.3.	.4.3.	Testes de ecotoxicidade de amostras de águas subterrâneas e superficiais	45
	4.3.	.5.	Avaliação da produção de lixiviado	46
	4.3.	.6.	Caracterização físico-química dos resíduos sólidos aterrados	48
	4.3.	.7.	Avaliação microbiológica dos resíduos sólidos aterrados	52
	4.3.	.7.1.	Sequenciamento do RNAr 16S	53
	4.4.	Ava	aliação dos efeitos de impermeabilização superficial parcial	54
	4.4.	.1.	Ensaios geofísicos	55
	4.4.	.2.	Caracterização físico-química e microbiológica dos resíduos sólidos aterrado	s57

	4.4.3.	Atividade metanogênica especifica	59
	4.4.4.	Avaliação da produção de lixiviado	
2	4.5. Aná	ilise hidroquímica, espacial e estatística dos dados	
5.	RESUL	TADOS E DISCUSSÃO	64
4	5.1. Dia	gnóstico da área de estudo	64
	5.1.1.	Ensaios geofísicos	64
	5.1.2.	Modelo conceitual da área de estudo	75
	5.1.3.	Monitoramento da água subterrânea e superficial	
	5.1.3.1.	Avaliação de metais potencialmente tóxicos	
	5.1.3.2.	Modelagem geoquímica e zonas redox	96
	5.1.3.3.	Indicadores biológicos dos recursos hídricos locais	
	5.1.3.3.1	. DGGE de amostras de água subterrâneas	
	5.1.3.3.2	2. Avaliação ecotoxicológica de águas subterrâneas e superficiais	
	5.1.4.	Avaliação da evolução histórica da concentração de poluentes	112
	5.1.5.	Caracterização físico-química dos resíduos sólidos aterrados	116
	5.1.1.	Caracterização microbiológica dos resíduos sólidos aterrados	
	5.1.1.1.	Caracterização taxonômica	
	5.1.2.	Avaliação da produção de lixiviado	
4	5.2. Ava	liação dos efeitos de impermeabilização superficial parcial	
	5.2.1.	Ensaios geofísicos	143
	5.2.2.	Caracterização físico-química dos resíduos sólidos aterrados	149
	5.2.3.	Caracterização taxonômica	154
	5.2.4.	Atividade metanogênica especifica	
	5.2.5.	Avaliação quantitativa e qualitativa do lixiviado produzido	
6.	CONCI	LUSÕES	
7.	REFER	ÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	
8.	ANEXO	)S	

## 1 INTRODUÇÃO

A disposição de resíduos sólidos sem qualquer proteção e planejamento, como no caso dos lixões, pode acarretar poluição do solo e das águas superficiais e subterrâneas, entre outros impactos sociais e de saúde pública (CHRISTENSEN et al., 2001; FETTER, 2018). São abundantes os estudos que comprovam a contaminação da água subterrânea por lixiviados gerados por depósitos de resíduos (ACWORTH; JORSTAD, 2006; BICHET et al., 2016; BJERG et al., 2013; LOPES et al., 2012).

Ainda que sejam conhecidos os riscos à saúde e ao meio ambiente decorrentes da destinação inadequada de resíduos, o lançamento dos mesmos em locais vulneráveis ambientalmente, sem a realização de estudos ou a adoção de técnicas para a proteção dos recursos hídricos ainda é uma realidade no Brasil. Segundo os dados do Sistema Nacional de Informações sobre o Saneamento (SNIS), 15,92 milhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos foram destinados a unidades de disposição final consideradas inadequadas (aterros controlados e lixões) em 2019, o que corresponde a cerca de 25% do total disposto em solo no país no ano em estudo (BRASIL, 2020a)

Estes dados são alarmantes tendo em vista o novo marco do saneamento recentemente aprovado, que estabelece prazos variando de dezembro de 2020 até o agosto de 2024 para o fechamento dos lixões nos municípios brasileiros (BRASIL, 2020b). Neste sentido, espera-se que diversos lixões deixem de receber resíduos nos próximos anos, sendo possivelmente abandonados (CETRULO et al., 2018; ZOLNIKOV et al., 2018) caso seu adequado encerramento, com a adoção de medidas de monitoramento e mitigação de impactos, não seja efetivado. Ressalta-se que o simples abandono das áreas pode prolongar a contaminação do solo e dos recursos hídricos por longo período após o término das atividades (BELEVI; BACCINI, 1989; BJERG et al., 2013; FACHIN, 2007; MORITA et al., 2020).

Tendo em vista esse panorama, o desenvolvimento das seguintes linhas de pesquisa fazem-se necessários no pais, permitindo a proposição de medidas de gerenciamento adequadas à realidade local: a) por um lado aprofundar o entendimento do comportamento de contaminantes oriundos de depósitos de resíduos nas condições geológicas e climáticas brasileiras, tendo em vista que os estudos disponíveis na literatura foram majoritariamente realizados na Europa, Estados Unidos e Canadá; b) por outro lado, avaliar alternativas de intervenção para a mitigação dos impactos gerados por essas áreas abandonadas, as quais devem ser aplicáveis à realidade local e buscar reduzir os custos elevados que a total exumação e/ou encapsulamento dos resíduos podem acarretar.

Ambas estas demandas justificaram a execução da presente pesquisa de doutorado, que objetivou aprofundar o entendimento do transporte e atenuação de contaminantes no Aquífero Guarani e estudar os efeitos – benéficos e adversos – gerados pela impermeabilização superficial do depósito em estudo.

A hipótese principal do presente trabalho foi que a impermeabilização superficial de depósitos de resíduos abandonados levaria à redução na produção de lixiviado e à diminuição da mobilidade dos contaminantes, sendo uma medida de mitigação eficiente para a redução do transporte de contaminantes para as águas subterrâneas. Por outro lado, considerou-se que a impermeabilização superficial poderia levar a uma redução na atividade microbiana na massa de resíduos, podendo afetar as taxas de degradação dos contaminantes.

Finalmente, considerou-se que a atenuação natural dos contaminantes gerados por depósitos de resíduos no Sistema Aquífero Guarani poderia levar à remediação da área em intervalos espaço-temporais viáveis, sendo uma alternativa interessante para a realidade brasileira, quando adequadamente monitorada.

A presente tese trouxe resultados relevantes relacionados ao comportamento a longo prazo de contaminantes originados por depósitos de resíduos sólidos urbanos abandonados e avaliou a impermeabilização superficial como medida mitigadora de impactos gerados por estes depósitos. Através do uso de técnicas integradas (geofísicas, físico-químicas e de biologia molecular), trouxe contribuições importantes para a adequada gestão de depósitos de resíduos sólidos no Brasil.

### **2 OBJETIVOS**

Os objetivos desta pesquisa foram: i) avaliar o papel da impermeabilização superficial na redução dos impactos gerados por depósitos de resíduos sólidos urbanos desativados, e ii) analisar a ocorrência da atenuação natural em áreas afetadas por este tipo de depósitos em zona de recarga do Aquífero Guarani.

Os objetivos específicos foram: a) avaliar as variações espaciais e temporais da qualidade da água subterrânea e da água superficial a montante e a jusante do depósito de resíduos em estudo; b) realizar a delimitação da pluma de contaminantes com auxílio de métodos geofísicos; c) caracterizar a comunidade microbiana no depósito de resíduos antes e após a impermeabilização superficial, relacionando-a com as condições ambientais encontradas; d) avaliar se a instalação de impermeabilização superficial altera a qualidade e quantidade de lixiviado produzido, influencia na mobilidade de contaminantes e/ou compromete a atividade microbiana.

## **3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

# 3.1.Características dos lixiviados e de áreas contaminadas por depósitos de resíduos sólidos urbanos

Os depósitos de resíduos sólidos podem ser considerados reatores em que diversas reações químicas e microbiológicas de degradação acontecem, liberando diferentes subprodutos. Para os casos de aterros controlados ou depósitos irregulares, em que ocorre a entrada de água na massa de resíduos, o aterro pode ser considerado como um reator parcialmente contínuo de leito fixo, sendo que o lixiviado é o fluido mais importante a ser monitorado e caracterizado (BELEVI; BACCINI, 1989).

O lixiviado produzido, quando não adequadamente coletado e tratado, percola pelo subsolo, atingindo os aquíferos e alterando-os por décadas ou séculos, mesmo muito tempo após o término do envio de resíduos e mesmo em se tratando de depósitos de pequeno porte (FETTER, 2018). Isto faz com que os depósitos de resíduos sejam considerados importantes fontes de contaminação ambiental (BJERG et al., 2013).

Neste âmbito, Belevi e Baccini (1989) afirmam que elevadas concentrações de contaminantes podem ser esperadas em depósitos de resíduos por centenas de anos, levando à necessidade de monitoramento da área por longo período após o fechamento dos mesmos. Os autores afirmam que mais de 90% de compostos não-metálicos e 99,9% de metais ainda existem no interior do depósito após o período de reação intensa, o qual dura entre 10 e 20 anos. Por outro lado, Andreottola e Cannas (1997) ressaltam que as maiores concentrações ocorrem nos 2 a 3 primeiros anos, com decaimento após esse período.

A grande dificuldade na abordagem e gestão dos depósitos de resíduos está na variabilidade da qualidade dos resíduos aterrados, podendo variar de resíduos domésticos a minerais, industriais, de construção e demolição, de serviços de saúde e até mesmo resíduos perigosos (EHRIG; STEGMANN, 2019). Este tipo de depósitos não projetados, muito comum e distribuído em todo o mundo, leva à grande variabilidade dos lixiviados produzidos, os quais têm sua composição alterada em função das diferentes idades do aterro (fase ácida ou metanogênica), das condições de aterramento e compactação, do conteúdo aterrado e das condições climáticas locais (BJERG et al., 2013).

A Tabela 1 mostra faixas de diferentes parâmetros de lixiviados apresentadas por Ehrig e Stegmann (2019), Souto (2009) e Kjelsen et al. (2002), na qual se verifica que as características dos lixiviados podem variar consideravelmente, não sendo possível estabelecer concentrações características e representativas e extrapolá-las para diferentes depósitos.

Parâmetro         Ehrig e Stegmann         Souto (2009)         Kjeldsen et al.           (2019)         pH         5,12 - 8,6         4,4 - 9,2         4,5 - 9           Condutividade         100 - 45.000         2.500 - 35.0           elétrica (μS/cm)         DBO (mg/L)         76 - 70.900         1 - 55.000         20 - 57.00           DQO (mg/L)         622 - 152.000         3 - 100.000         140 - 152.00           NH4 (mg/L)         85 - 5 210         0.03 - 3.000         50 - 2.20	(2002)       000       000       000       000
$(2019)$ pH 5,12 - 8,6 4,4 - 9,2 4,5 - 9 Condutividade 100 - 45.000 2.500 - 35.0 elétrica ( $\mu$ S/cm) DBO (mg/L) 76 - 70.900 1 - 55.000 20 - 57.00 DQO (mg/L) 622 - 152.000 3 - 100.000 140 - 152.0 COT (mg/L) 184 - 29.000 NH4 (mg/L) 85 - 5.210 0.03 - 3.000 50 - 2.20	000 00 000 000
pH         5,12 - 8,6         4,4 - 9,2         4,5 - 9           Condutividade         100 - 45.000         2.500 - 35.0           elétrica (μS/cm)         0         0         100 - 45.000         20 - 57.00           DBO (mg/L)         76 - 70.900         1 - 55.000         20 - 57.00         140 - 152.00           DQO (mg/L)         622 - 152.000         3 - 100.000         140 - 152.00         140 - 152.00           NH4 (mg/L)         85 - 5.210         0.03 - 3.000         50 - 2.20	000
Condutividade         100 – 45.000         2.500 - 35.0           elétrica (μS/cm)         76 – 70.900         1 – 55.000         20 – 57.00           DBO (mg/L)         622 – 152.000         3 – 100.000         140 – 152.00           COT (mg/L)         184 – 29.000         50 – 2.20           NH4 (mg/L)         85 – 5.210         0.03 – 3.000         50 – 2.20	000
elétrica (μS/cm)         DBO (mg/L)       76 – 70.900       1 – 55.000       20 – 57.00         DQO (mg/L)       622 – 152.000       3 – 100.000       140 – 152.00         COT (mg/L)       184 – 29.000       NH4 (mg/L)       85 – 5.210       0.03 – 3.000       50 – 2.20	00
DBO (mg/L)         76 - 70.900         1 - 55.000         20 - 57.00           DQO (mg/L)         622 - 152.000         3 - 100.000         140 - 152.00           COT (mg/L)         184 - 29.000         50 - 2.20	00 000 000 000
DQO (mg/L)         622 - 152.000         3 - 100.000         140 - 152.000           COT (mg/L)         184 - 29.000         0.03 - 3.000         50 - 2.20	000
COT (mg/L) $184 - 29.000$ NH4 (mg/L) $85 - 5.210$ $0.03 - 3.000$ $50 - 2.20$	0
<b>NH</b> <sub>4</sub> (mg/L) $85 - 5210$ $0.03 - 3000$ $50 - 220$	0
1111 (mg/L) 00 5.210 0,00 5.000 50 - 2.20	
<b>NO<sub>3</sub> (mg/L)</b> <0,01 – 150	
<b>NO<sub>2</sub> (mg/L)</b> $<0,01-1,75$	
NTK (mg/L) 1.100 – 3.400	
<b>Fosfato (mg/L)</b> 0,3 – 167	
Alcalinidade (mg/L) 2.422 – 23.910	
Cloreto (mg/L)         570 - 4.900         20 - 4.700         150 - 4.50	00
<b>Sulfato (mg/L)</b> <5 – 3.056 8 – 7.750	0
<b>Na (mg/L)</b> 217 – 3.970 70 – 7.70	0
<b>K (mg/L)</b> 100 – 3.460 50 – 2.20	0
Mg (mg/L) 18 – 1.580 30 – 15.00	00
<b>Ca (mg/L)</b> 19-6.240 10-7.20	0
Mn (mg/L) 0,04 – 32,9 0 - 115 0,02 – 1.4	00
<b>Fe (mg/L)</b> 0,2 - 2.300 0 - 1.400 3 - 5.500	0
<b>Zn (mg/L)</b> 0,03 – 140 0 - 35 0,03 – 1.0	00
As (mg/L) <0,001 - 0,485 0,01 - 1	
<b>Cd (mg/L)</b> <0,01 - 0,1 0 - 0,6 0,0001 - 0	),4
<b>Cr (mg/L)</b> < $0,03-2,21$ $0-1,2$ $0,02-1,$	5
<b>Cu (mg/L)</b> <0.02 - 1.1 0 - 2.9 0.005 - 1	0
Hg (mg/L) <0,0001 – 0,0015	
Ni (mg/L) <30 – 1,87	
Pb (mg/L) $< 0.04 - 3.49$ $0 - 6.7$ $0.01 - 5$	

Tabela 1. Faixas de parâmetros físico-quimicos comumente encontradas em lixiviados.

FONTE: Ehrig e Stegmann (2019), Souto (2009) e Kjeldsen et al. (2002).

Ressalta-se que as faixas apresentadas por Ehrig e Stegmann (2019) e Kjelsen et al. (2002) estão baseadas em levantamentos de estudos realizados em aterros de diferentes países e condições climáticas, enquanto Souto (2009) apresentou resultados de lixiviados produzidos por aterros sanitários brasileiros.

Por outro lado, as águas subterrâneas impactadas por lixiviados também apresentam significativa variação em sua qualidade, podendo ser caracterizadas pelos seguintes grupos de contaminantes (CHRISTENSEN et al., 2001):

- Matéria orgânica, expressa como demanda química de oxigênio (DQO) ou carbono orgânico total (COT), incluindo ácidos graxos voláteis e compostos mais refratários (compostos fúlvicos ou húmicos);
- Compostos orgânicos específicos oriundos de atividades domésticas ou industriais, presentes em relativas baixas concentrações em lixiviados, (usualmente menos de 1mg/L), como hidrocarbonetos aromáticos, fenóis e alifáticos clorados;
- Macrocomponentes inorgânicos, como cálcio, magnésio, sódio, potássio, amônio, ferro, manganês, cloreto, sulfato e bicarbonato;
- 4) Metais pesados: cadmio, zinco, chumbo, cobre, níquel e cromo.

Destaca-se que os metais geralmente não se constituem em problemas para depósito de resíduos, parcialmente pelas modestas concentrações encontrados no lixiviado, parcialmente pela forte atenuação que os metais sofrem, devido a sorção e precipitação na pluma (BJERG et al., 2013).

Por outro lado, alguns componentes podem assumir maior importância dependendo da presença de alguns tipos de resíduos. Para as contribuições derivadas de curtumes, por exemplo, espera-se a presença de cromo, sódio, amônio, cálcio, óleos animais e vegetais (FERRARI, 2015). Já em relação aos resíduos de construção, espera-se a mobilização, para o entorno, de cromo, ferro, cálcio, magnésio e alumínio, os quais são compostos presentes em produtos como cal, cimento, cerâmica, rochas e ferragens. Pode ser encontrado, ainda, chumbo, cromo, nitrato e sulfato, devido a resíduos de demolição com tintas, vernizes e gesso (ÂNGULO, 2005; SILVA; ARNOSTI, 2005)

Considerando a variabilidade nas características dos lixiviados, é essencial efetuar o adequado monitoramento de áreas influenciadas pela deposição de resíduos de modo a evitar o lançamento de concentrações de contaminantes desconhecidas e o consequente risco à saúde pública e aos ecossistemas locais.

#### 3.2. Transporte e atenuação de contaminantes em aquíferos

Além dos processos em decorrência no interior do depósito, diversos outros mecanismos de transporte e atenuação ocorrem na zona saturada e não saturada circundante, caso os contaminantes lixiviem e não sejam contidos por uma barreira impermeabilizante no aterro. Neste caso, uma vez atingindo o aquífero, os contaminantes passam por processos de diluição, dispersão, reações redox, biodegradação, sorção, complexação, precipitação e troca iônica. O conjunto destes processos é esperado em maior ou menor grau em todos os aquíferos, mesmo em se tratando de sedimentos arenosos (BJERG et al., 2013).

A diluição ocorre pela mistura do contaminante com água não contaminada, sendo o único processo sofrido por compostos não reativos como o cloreto. Este processo ocorre com maior intensidade para aquíferos mais heterogêneos e aumenta com as mudanças sazonais na direção do fluxo de água subterrânea (QASIM; CHIANG,1994).

Por outro lado, as reações redox estão especialmente associadas à degradação (oxidação) da matéria orgânica, normalmente mediada por ação microbiana (biodegradação). O lixiviado extremamente redutor e concentrado, ao entrar em contato com um aquífero frequentemente aeróbio, leva à redução de aceptores de elétrons (oxidantes), de acordo com sua disponibilidade. Assim, a matéria orgânica facilmente biodegradada oxida utilizando em sequência o oxigênio dissolvido, o nitrato, o manganês, o ferro e o sulfato. Finalmente, na ausência de aceptores de elétrons, metano será produzido pela fermentação da matéria orgânica e/ou redução do dióxido de carbono (CHRISTENSEN et al., 2001). Desta maneira, é previsível a formação de zonas redox a partir do depósito de resíduos, como ilustra a Figura 1.

A formação dessas diferentes zonas redox está associada, assim, à detecção de diferentes faixas de concentrações de alguns compostos no meio, como foi sugerido por Lyngkilde e Christensen, (1992). Estas faixas auxiliam na identificação das diferentes zonas da pluma de contaminantes, e são apresentadas na Tabela 2.

Em relação à troca catiônica, Christensen et al. (2001) afirmam que, ainda que os aquíferos possuam baixa capacidade de troca catiônica (CTC) em comparação com os solos e sedimentos com maiores concentrações de argila, trata-se de um processo muito significativo na atenuação de cátions. O íon amônio, por exemplo, é altamente retardado por troca catiônica. Trata-se de um processo que ocorre, na maioria dos aquíferos, com íons de cálcio e magnésio, podendo também ocorrer com íons de sódio em aquíferos salinos.

Finalmente, a sorção e precipitação, assim como a complexação, são fenômenos de grande importância na atenuação de metais. Segundo Christensen, Kjeldsen e Jansen (1997), o fato de os metais geralmente não se constituírem em problemas para áreas impactadas por

depósitos de resíduos se deve parcialmente pela forte atenuação por mecanismos de sorção e precipitação na pluma.



Figura 1. Zonas redox formadas a partir do depósito de resíduos. FONTE: CHRISTENSEN *et al.*, 2001.

É importante ressaltar que o número de plumas de contaminação geradas por depósitos de resíduos totalmente documentadas é pequeno, e que estas geralmente estão relacionadas a aquíferos arenosos e países de clima temperado. Com base em estudos realizados no Canadá, Estados Unidos e Dinamarca, Christensen, Bjerg e Kjeldsen (2007) estimaram que os processos de transporte e atenuação acima mencionados podem promover uma remediação natural da pluma de contaminantes significante, limitando os efeitos do lixiviado a uma área que não deve exceder 1000 m a partir do depósito. Não foi encontrado na literatura nenhum estudo detalhado envolvendo evolução de pluma de contaminantes gerada por depósitos de resíduos em países de clima tropical, como no Brasil.

Parâmetro	Aeróbia	Nitrato	Manganês	Ferro	Sulfato	Metanogênica
		redutora	redutora	redutora	redutora	
Oxigênio	>1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
Nitrato	-	-	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
Nitrito	<0,1	-	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Amônio	<1,0	-	-	-	-	-
Mn(II)	<0,2	<0,2	>0,2	-	-	-
Fe(II)	<1,5	<1,5	<1,5	>1,5	-	-
Sulfato	-	-	-	-	-	<40
Sulfeto	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	>0,2	-
Metano	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	>1,0

Tabela 2. Critérios para identificação das diferentes zonas redox, com base na concentração de alguns compostos (valores em mg/L).

FONTE: LYNGKILDE E CHRISTENSEN, 1992.

#### 3.3. Geofísica e detecção de pluma de contaminantes

Ainda que a avaliação físico-química de amostras de água subterrânea seja imprescindível no monitoramento de áreas contaminadas, os resultados obtidos a partir deste procedimento podem ser insuficientes para caracterizar as mudanças de concentração nas áreas imediatamente adjacentes aos poços de monitoramento, especialmente quando malhas de amostragem densas não estão disponíveis (MAO et al., 2015). Adicionalmente, as mudanças de direção das plumas de contaminantes, variando em até 70 graus, podem trazer dificuldades ao seu adequado mapeamento e amostragem (CHRISTENSEN; BJERG; KJELDSEN, 2007).

Neste sentido, a utilização de ensaios geofísicos para a caracterização de plumas de contaminação e para o acompanhamento de medidas de remediação, complementarmente às amostragens físico-químicas, torna-se uma alternativa de fundamental importância no monitoramento de áreas contaminadas (CETESB, 1999).

Os estudos geofísicos compreendem a adoção de técnicas indiretas ou não invasivas de investigação da subsuperfície, nas quais parâmetros físicos – como condutividade ou resistividade elétrica, permissividade dielétrica, magnetismo, densidade, entre outros– são avaliados e associados com determinadas características ou condições geológicas (US ARMY CORPS OF ENGINEERS, 1995).

Tendo em vista a utilização em estudos ambientais, os métodos geofísicos mais comumente aplicados à investigação da contaminação do solo e da água subterrânea são o georadar (GPR) – que mede a permissividade dielétrica –, o eletromagnético indutivo (EM) –

associado à condutividade elétrica –, a eletrorresistividade (ER) – relacionada com a resistividade elétrica –, e a magnetometria – utilizada para medições da susceptibilidade magnética (BRAGA, 2016; CETESB, 1999)

De maior importância para a presente pesquisa, os ensaios baseados na eletrorresistividade consistem em aplicação de tensão e corrente elétrica no solo, seguida de sua leitura. Este procedimento ocorre por meio de quatro eletrodos (A e B para injeção e M e N para leitura), os quais são inseridos no solo e acoplados a um resistivímetro de campo. Este equipamento coordena as emissões e leituras de corrente, as configurações de arranjo e o registro de dados (BRAGA, 2016).

Com a configuração de tais arranjos, é possível realizar estimativas da resistividade elétrica em subsuperfície, a qual pode ser associada com características hidrogeológicas e ambientais, como a profundidade e a espessura de diferentes camadas, a localização do nível d'água, a detecção e limitação de resíduos enterrados e o mapeamento de plumas de contaminação inorgânica. Este método possibilita a investigação de profundidades superiores a 100 m, sendo as maiores alcançadas pelos métodos geofísicos anteriormente citados (CETESB, 1999; MAYNE, 2002).

Trata-se de um método que tem sido bem-sucedido e utilizado na detecção de depósitos de resíduos e de suas plumas de contaminantes, devido aos grandes contrastes que estes locais geram em termos de leitura de eletrorresistividade (BAAWAIN et al., 2018; BICHET et al., 2016; CATERINA et al., 2017; GASPERIKOVA et al., 2012; LOPES et al., 2012; MAO et al., 2015; MAURYA et al., 2017; PARK et al., 2016).

Além da sua aplicação na detecção de plumas de contaminação, os ensaios geofísicos também podem ser utilizados no acompanhamento e monitoramento destas, bem como na avaliação de sua evolução temporal e na verificação da efetividade de medidas de mitigação. Acworth e Jorstad (2006) comprovaram em seus estudos a compatibilidade dos dados geofísicos com aqueles obtidos a partir de amostragens *in situ* e, com base na realização de levantamentos geofísicos ao longo de 16 meses, puderam monitorar o movimento da pluma de contaminação e obter dados para a construção de modelo conceitual detalhado do transporte de poluentes.

Gasperikova et al. (2012) realizaram medidas geofísicas ao longo de 12 meses para avaliar os efeitos da recarga na contaminação subsuperficial gerada por 3 lagoas que receberam resíduos nucleares e cujas plumas de contaminação atingiam cerca de 5 km. Verificaram que os valores de resistividade lidos durante os ensaios geofísicos aumentaram com a ocorrência de chuva. Em outras palavras, a condutividade do meio foi reduzida, o que pode ser atribuído a uma diluição dos contaminantes decorrente da entrada de água pluvial no meio.

Desta maneira, os autores sugeriram que as respostas obtidas pelos ensaios geofísicos são dependentes de eventos de recarga, o que sugere que estes dados poderiam ser úteis no entendimento da dinâmica de plumas influenciadas pela entrada de água pluvial em subsuperfície, bem como na modelagem do transporte de poluentes.

Similarmente, Park et al. (2016) avaliaram o comportamento de plumas de contaminação a diferentes eventos hidrológicos por meio de ensaios de eletrorresistividade, e verificaram aumento de anomalias na resistividade (diminuição da condutividade) após a ocorrência de chuvas.

Neste sentido, a utilização de ensaios geofísicos não apenas na caracterização, mas também no monitoramento da evolução de plumas de contaminação, se configura em valiosa ferramenta para o acompanhamento da efetividade de medidas de isolamento ou de remediação de depósito de resíduos. Associada a ensaios físico-químicos de amostras coletadas em poços de monitoramento, tal técnica deve proporcionar ampla compreensão dos mecanismos de transporte de poluentes e de sua dependência dos mecanismos de recarga no aquífero.

#### 3.4. Estudos microbiológicos em áreas contaminadas por depósitos de resíduos

A comunidade microbiana em áreas impactadas por lixiviados é responsável por degradar e transformar diferentes poluentes existentes no interior do depósito e na pluma de contaminantes (BJERG et al., 2013). O conhecimento desta comunidade, de sua capacidade, distribuição e diversidade, bem como dos mecanismos pelos quais ela interage com o meio, pode ajudar no desenvolvimento de ferramentas para predizer, monitorar a degradação natural de contaminantes e planejar ações de remediação efetivas (LUDVIGSEN et al.,1999; ROLING et al., 2001). Neste sentido, ainda existe grande necessidade de entender as estruturas das comunidades e suas funções em aterros reais, e não apenas em escala de laboratório (SAWAMURA et al., 2010).

O estudo das comunidades microbianas é uma área de conhecimento que teve grande avanço nas últimas décadas, com a adoção de técnicas de biologia molecular e a consequente eliminação da necessidade da utilização de metodologias de cultivo, as quais podem impor às populações bacterianas uma pressão seletiva, impedindo a detecção de muitos microrganismos "não cultiváveis" (QUINTAES et al., 2014). Grande parte das técnicas de biologia molecular tem início com a extração dos ácidos nucléicos (DNA e RNA) da comunidade microbiana, seguida da amplificação dos genes por reação de polimerização em cadeia (PCR, do inglês *Polymerase Chain Reaction*). Posteriormente, pode-se adotar a eletroforese em gel com gradiente desnaturante (DGGE, do inglês *Denaturing Gradient Gel Electrophoresis*), técnica que permite a separação de fragmentos de DNA com base nos diferentes padrões de migração das moléculas e no consequente estabelecimento de diferentes bandas no gel, cada uma representando determinada população microbiana (MADIGAN et al., 2010).

A técnica da PCR seguida do DGGE permite obter uma estimativa da diversidade microbiana e da composição e diversidade genética, bem como comparar a diversidade microbiana de várias amostras no mesmo gel, o que permite sua ampla utilização no estudo de mudanças ocorridas em ambientes naturais ou submetidos a condições de estresse. Ainda que não seja possível realizar a identificação dos microrganismos por meio destas técnicas, elas auxiliam na identificação de amostras de interesse para posterior sequenciamento (VARESCHE; SAKAMOTO; OLIVEIRA, 2013).

Por outro lado, o sequenciamento de DNA e RNA de amostras ambientais permite a identificação de organismos, bem como a dedução de suas relações filogenéticas e evolutivas. A comparação de sequências de RNA ribossomal (RNAr) e de sua subunidade, a molécula 16S, vem sendo amplamente utilizada para análises filogenéticas em procariontes (QUINTAES et al., 2014). As informações geradas com base neste sequenciamento podem ser comparadas com banco de dados público para determinação do organismo com sequência mais similar (VARESCHE; SAKAMOTO; OLIVEIRA, 2013).

Um levantamento da aplicação destas diferentes técnicas foi realizado por QUINTAES et al. (2014), os quais verificaram que diferentes variáveis ambientais – como a composição física dos resíduos, o regime de chuvas locais e a percolação da água, a compactação dos resíduos, a presença de poluentes e a disponibilidade de nutrientes – concorrem para influenciar os ecossistemas, os quais interferem na riqueza e dinamismo das comunidades microbianas. Segundo os autores, o maior desafio está na aplicação do conhecimento desta diversidade na adoção de estratégias de remediação e monitoramento de áreas de deposição de resíduos, selecionando, utilizando ou estimulando certas populações presentes nos aterros ou lixiviados.

Esta visão também é compartilhada por Roling et al. (2001), os quais reiteram a importância da relação dos microrganismos com a hidrogeoquímica para entender, predizer e monitorar a atenuação natural, o que pode reduzir o número de aterros que necessitam ser efetivamente remediados. Em seu estudo em aquífero impactado por lixiviado na Holanda,

detectaram nítida diferença da comunidade dentro e fora da pluma, identificando relação entre bactérias e principais reações redox.

Neste sentido, os autores encontraram membros da classe *Proteobacteria* em dominância na parte a montante do aterro estudado, mas este grupo não foi encontrado abaixo do depósito, onde bactérias gram-positivas dominaram. A jusante, onde o efeito dos contaminantes decaía, a comunidade microbiana voltou parcialmente às condições anteriores: por um lado houve reaparecimento do filo *Proteobacteria* e diminuição de bactérias gram-positivas, mas por outro os gêneros encontrados a jusante (*Acidovorax, Rhodoferax*) diferiram consideravelmente daqueles encontrados a montante (*Gallionella, Azoarcus*). Este resultado mostrou que mesmo em locais distantes do aterro a comunidade microbiana continuou a ser afetada pela contaminação.

Interessantemente, este padrão de mudança foi claro para amostras de água subterrânea, mas não para amostras do sedimento, onde a maior parte da população microbiana está presente. Isto pode ser associado à pequena influência do lixiviado na comunidade de sedimentos antigos, ou ao fato de os microrganismos na fase líquida do aquífero serem provenientes majoritariamente do lixiviado.

Enquanto o estudo mencionado focou na variação espacial da comunidade microbiana no entorno de um depósito de resíduos, Brad et al. (2013) examinaram, além das variações espaciais, também as temporais, em um aquífero poluído por lixiviado na Holanda. Realizaram coletas nos anos de 1998, 1999 e 2004, sempre na mesma época do ano, e utilizaram DGGE e 16S e 18S RNAr para análise da comunidade microbiana. Observaram variações das comunidades em ambientes altamente poluídos e limpos nos dois primeiros anos, mas pouca variação destes ambientes no ano de 2004, e maior estabilidade da comunidade microbiana nas proximidades do aterro em comparação com maiores distâncias. Estas alterações espaciais e temporais foram tidas como benéficas para a promoção de melhor biodegradação dos poluentes.

Se por um lado Roling et al. (2001) e Brad et al. (2013) estudaram a microbiologia nas plumas de contaminantes e nas regiões a montante e jusante destas, outros autores avaliaram a estrutura microbiana no interior do depósito de resíduos propriamente dito, por meio de coleta de amostras sólidas e/ou lixiviado (GOMEZ et al., 2011; KOCHLING et al., 2015; LIU et al., 2019; RAJASEKAR et al., 2018; SAWAMURA et al., 2010; SONG et al., 2015; STAMPS et al., 2016; WANG et al., 2017; XU et al., 2017; ZAINUN e SIMARANI, 2018).

Sawamura et al. (2010) avaliaram amostras coletadas em 6 diferentes locais e em 5 profundidades distintas (2.4-4.0 m, 5.7-8.5 m, 9.25-9.6 m, 9.77-14.9 m e 15.9-17.86 m), em aterro operado de 1968 e 1981 no Japão, e verificaram estreita relação entre os microrganismos
encontrados e as condições no meio, entre elas a composição e a idade dos resíduos, a temperatura, a umidade, a profundidade do nível d'água, a permeabilidade e a presença de oxigênio e de compostos orgânicos. Neste sentido, as comunidades encontradas no depósito foram heterogêneas e variaram espacialmente, criando camadas ou ambientes isolados com comunidades únicas, não necessariamente seguindo um padrão com a profundidade, mas sim com as condições encontradas.

Similarmente, Gomez et al. (2011) estudaram depósito de resíduos utilizado entre 1972 e 1984 na Colômbia, avaliando a comunidade microbiana por meio de bandas de TTGE (Temporal Temperature Gradient Gel Electrophoresis) em 6 perfurações, nas quais diferentes profundidades (0,10,20 e 30m) foram estudadas. Verificaram padrões mais complexos em amostras mais profundas (as quais também continham maiores concentrações de carbono orgânico), e puderam associar as comunidades encontradas com os contaminantes presentes, o que revelou ser de grande importância para futuras ações de remediação da área.

Wang et al. (2017) também avaliaram a diversidade microbiana em um aterro na China, no entanto utilizando amostras obtidas a menores profundidades (0-150cm). Verificaram menor abundância de microrganismos nas camadas superficiais do solo em comparação com a massa de resíduos, no entanto observaram um decréscimo desta das camadas superiores às inferiores. Os fatores que majoritariamente afetaram a estrutura microbiana foram a condutividade elétrica, o conteúdo de matéria orgânica e a umidade.

De forma mais abrangente, Stamps et al. (2016) avaliaram os biomas microbianos (por meio do sequenciamento do RNAr 16S) e a composição química de lixiviados provenientes de 19 aterros não perigosos distribuídos em 16 estados nos Estados Unidos, cujos tamanhos, composições, estratégias de gestão, localizações geográficas e climáticas variaram. Encontraram como populações mais abundantes membros de *Epsilonproteobacteria*, *Gammaproteobacteria* e *Clostridia*, sendo que a distribuição da diversidade filogenética esteve associada a uma combinação de fatores, mas mais fortemente correlacionada com as concentrações de cloreto e bário, com as taxas de evapotranspiração, com a idade do depósito e com o número de compostos químicos de uso doméstico encontrados.

Segundo Bjerg et al. (2013), diferentes tipos metabólicos de bactérias (desnitrificantes, manganês redutoras, ferro redutoras, sulfato redutoras e metanogênicas) estão presentes em áreas de depósitos de resíduos. Esperam-se metanogênicas e sulfato redutoras mais abundantemente perto do depósito, e sua diminuição com a distância, enquanto ferro redutoras, manganês redutoras e nitrato redutoras costumam ser abundantes e pouco variáveis com a distância. Os autores enfatizaram que muitos processos redox mediados por microrganismos

acontecem simultaneamente, não sendo excludentes ou rigorosamente delimitados como sugere a Figura 1.

Neste sentido, o sequenciamento do RNAr 16S permite a identificação de diferentes populações e sua associação com processos metabólicos que podem estar desempenhando no ambiente. A Figura 2 mostra as características funcionais dos principais filos dos domínios Bacteria e Archaea, segundo Madigan et al. (2016).



Figura 2. Características funcionais dos principais filos dos domínios *Archaea* (linhas vermelhas) e *Bacteria* (linhas azuis). FONTE: Madigan et al., 2016.

No Brasil, ainda poucos estudos foram feitos da aplicação de técnicas de biologia molecular na identificação da comunidade microbiana em áreas contaminadas, sendo que os existentes estiveram majoritariamente focados em áreas de derramamento de petróleo e de depósitos de resíduos de mineração.

Silva e Corseuil (2008) realizaram extração de DNA e PCR quantitativo para caracterizar os processos de atenuação natural em área impactada por derramamento de gasolina e bioestimulada pela adição de nitrato (aceptor de elétrons). Concluíram que análises físicoquímicas foram suficientes para a caracterização da pluma de contaminação e das zonas de transição, mas não mostraram evidências diretas da remoção de contaminantes por processos de biodegradação, o que somente foi alcançado com o uso de técnicas de biologia molecular. Estas evidenciaram que contaminantes BTEX (benzeno, tolueno, etilbenzeno e xileno) não estavam sendo removidos com a adição de nitrato, e mostraram-se, assim, imprescindíveis como ferramenta de monitoramento ambiental.

Similarmente, Guimarães et al. (2010) estudaram a comunidade microbiana em áreas contaminadas por gasolina, etanol, diesel e biodiesel, verificando forte relação entre o número de bactérias totais e a concentração de BTEX, apontando para o uso de técnicas de biologia molecular não apenas para indicar a ocorrência de processos de biodegradação, mas também para identificar a localização de fontes de contaminação.

Kasemodel et al. (2016) utilizaram uma combinação de métodos e análises – incluindo PCR-DGGE – na avaliação da contaminação de área de depósito de resíduos de mineração, verificando a importância do uso de diferentes fontes de dados na efetiva avaliação dos riscos oferecidos à população e à biota. Em relação à comunidade microbiana, verificaram maiores diversidades em locais com maiores concentrações de metais.

Com base no exposto, conclui-se que as ferramentas de biologia molecular são de grande utilidade em diagnósticos ambientais, na medida em que permitem identificar microrganismos e prever seu papel nos processos biodegradativos, o que é fundamental na atenuação natural de contaminantes. Os estudos que visam aprofundar o entendimento dos mecanismos de degradação e a associação com a comunidade microbiana ainda são necessários, de forma a fornecer informações para o encerramento, monitoramento e/ou remediação de áreas contaminadas de forma efetiva e segura (ROLING et al., 2001).

No entanto, ressalta-se que as técnicas de biologia molecular devem ser inseridas em uma abordagem multidisciplinar e abrangente, em que outras análises geoquímicas e métodos tradicionais de microbiologia, bem como análises estatísticas, são incluídas, de forma a trazer avanços no entendimento das taxas de transformação e capacidade de atenuação (WEISS; COZZARELLI, 2008).

Neste sentido, uma análise complementar às técnicas de biologia molecular, que permite uma medição do potencial que dada comunidade de microrganismos (lodo) possui em converter substratos solúveis em metano e dióxido de carbono, é o teste de Atividade Metanogênica Especifica (AME). Trata-se de um teste comumente utilizado na análise de reatores anaeróbios, funcionando como uma estimativa da atividade microbiana em condições de metanogênese, ou, em outras palavras, da população metanogênica ativa (JAMES et al., 1990). Desta maneira, o teste permite a estimativa das cargas orgânicas a serem aplicadas em reatores anaeróbios (HUSSAIN; DUBEY, 2017) e a verificação das melhores condições de concentração de substrato e umidade para a degradação (LE HYARIC et al., 2011a). Le Hyaric et al. (2011a) utilizaram o teste para avaliar as melhores condições para a produção de metano a partir do digestato de resíduos sólidos urbanos, encontrando melhores rendimentos para maiores teores de umidade (82%). Em outra publicação (Le Hyaric et al., 2011b), os autores observaram uma queda dramática na AME quando o teor de umidade foi reduzido de 82 a 65%, no entanto esta diminuição foi atribuída a um prejuízo das propriedades reológicas da mistura, e não à atividade microbiana intrínseca.

Desta forma, a utilização do ensaio de AME complementando as técnicas de biologia molecular parece ser uma estratégia interessante para verificar se mudanças nas condições de umidade de depósitos de resíduos abandonados podem afetar significativamente a degradação anaeróbia de compostos orgânicos.

#### 3.5. Fechamento de depósito de resíduos e ações mitigadoras dos impactos

Como mencionado anteriormente, o impacto decorrente da pluma de lixiviado pode permanecer por décadas ou séculos após o fechamento do depósito de resíduos (BELEVI; BACCINI, 1989). Parte deste impacto pode estar sendo negligenciada na atualidade, uma vez que existe uma variedade de compostos orgânicos – os chamados poluentes emergentes – que estão sendo recentemente descobertos e estudados, mas que ainda não foram incorporados em campanhas convencionais de monitoramento, podendo fornecer risco à saúde e aos ecossistemas.

No entanto, os países em desenvolvimento encontram distintas barreiras à adequada gestão e gerenciamento dessas áreas, que variam desde a identificação das mesmas até a elaboração de planos e a efetiva adoção de medidas de intervenção. No Brasil, por exemplo, ainda que existam normas para o fechamento de aterros sanitários, inexistem diretrizes para o fechamento de depósitos irregulares ou lixões, os quais ainda são abundantes no país.

Tais diretrizes, no entanto, podem ser encontradas em referências internacionais ou em normas nacionais aplicadas ao gerenciamento de áreas contaminadas. De acordo com Boyer et al. (1999), por exemplo, a primeira atividade a ser realizada em um plano de gestão de um depósito de resíduos sólidos é a verificação da necessidade da adoção de medidas de intervenção ou remediação. Esta resposta deve ser obtida por meio de uma adequada caracterização e monitoramento da área afetada, como estabelece a metodologia da CETESB (2017) para gerenciamento de áreas contaminadas.

De acordo com dada metodologia, primeiramente é necessário identificar os limites físicos da região afetada, coletar informações da atividade desenvolvida na área e elaborar um

diagnóstico inicial do local, o que consistiria na etapa de Avaliação Preliminar. Após essa etapa, a chamada Investigação Confirmatória é necessária, com o uso recomendado de métodos diretos e indiretos de investigação, de forma a comprovar a presença de contaminação, ou seja, de concentrações de contaminantes superiores aos valores orientadores (especificamente superiores aos valores de intervenção, VI). Comprovada a contaminação, as etapas de Investigação Detalhada e Avaliação de Risco devem ser conduzidas, seguida da elaboração de um Plano de Intervenção. Ainda após a execução das medidas de intervenção e/ou remediação, faz-se necessário comprovar a inexistência de riscos e monitorar a área por pelo menos 2 anos.

Assim, caso seja verificada a contaminação da área influenciada pelo depósito de resíduos sólidos, faz-se necessário elaborar um plano de intervenção. Para o caso dos lixões, Gomes (2019) desenvolveu e avaliou uma ferramenta para o diagnóstico das áreas e a proposição da melhor alternativa de remediação. As medidas de intervenção aplicáveis a lixões avaliadas pelo autor foram o confinamento dos resíduos, a conversão do local em aterro sanitário ou a retirada dos resíduos.

Estas alternativas estão incluídas nas abordagens citadas por Bjerg et al. (2013) para controle da fonte poluente, as quais são:

- Escavação e remoção dos resíduos, os quais podem ser tratados ou enviados a outro aterro com impermeabilização de fundo, coleta de lixiviado e seu tratamento;
- b. Encapsulamento (sheet piling), que consiste na construção de barreiras verticais entre o depósito de resíduos e o aquífero circundante, de forma a evitar a migração de lixiviado e/ou água contaminada para o entorno, bem como de água limpa para o interior do aterro. Esta alternativa é especialmente aplicável em casos em que o depósito se localiza abaixo do nível d'água;
- c. Impermeabilização superficial, efetuada com membranas plásticas e/ou de argila, de forma a prevenir a infiltração de água no aterro e diminuir a geração de lixiviado acima do nível d'água. Neste caso, ressalta-se que a manutenção deveria ser feita perpetuamente, bem como a remoção de água superficial para limitar a infiltração em fraturas;
- d. Tratamentos ou promoção das reações bioquímicas no interior do aterro, como por exemplo a aeração da massa de resíduos por meio de poços verticais instalados no centro do mesmo, de forma a fornecer oxigênio aos processos microbianos. Esta abordagem promove a redução do nível de contaminação do lixiviado, mas muito provavelmente não eliminará a sua geração;

e. Sistemas *pump-and-treat*, os quais focam na remoção da água contaminada de determinadas áreas e seu tratamento, o qual deverá ser mantido enquanto o aterro seja considerado uma ameaça ao aquífero.

Dentre as alternativas mencionadas, verifica-se que as mais comumente utilizadas para depósitos de resíduos sólidos são a impermeabilização superficial ou o tratamento no interior da massa de resíduos, uma vez que as demais envolvem geralmente maior gasto e tecnologia (BJERG et al., 2013).

Adicionalmente, o controle da pluma de contaminantes também se faz necessário. De acordo com Bjerg et al. (2013) a abordagem mais comumente adotada para depósitos de resíduos é uma combinação de controle na fonte e atenuação natural monitorada na pluma. É importante destacar, no entanto, que caso a atenuação natural seja adotada como medida de remediação, é necessário promover o monitoramento e a comprovação dos processos em decorrência na área, como será abordado no item 3.5.2.

## 3.5.1. Impermeabilização superficial

A impermeabilização superficial de depósito de resíduos se configura em uma medida de redução da infiltração de água pluvial, de maneira a evitar a lixiviação e a mobilização de poluentes, bem como seu transporte para o aquífero. Esta medida também pode ser importante uma vez que mantém as condições de pH e Eh em subsuperfície pouco variáveis, evitando reduções de pH pela entrada da chuva e a consequente remobilização de metais (BELEVI; BACCINI, 1989).

Trata-se de uma medida que não destrói os contaminantes, mas os isola para evitar o contato com o meio. Pode consistir em uma simples camada na superfície do depósito ou em diversas camadas de diferentes materiais para isolar resíduos mais perigosos. Por exemplo, uma cobertura de asfalto poderia ser suficiente para resíduos pouco perigosos e em cuja superfície seria posicionado um estacionamento, enquanto, em outros casos, uma camada vegetativa, uma camada de drenagem, uma geomembrana e uma camada de argila podem ser necessárias (USEPA, 2012a).

De acordo com Koerner e Daniel (1997) existem 6 componentes básicos de um sistema de cobertura superficial, ilustrados na Figura 3: 1) camada superficial; 2) camada de proteção; 3) camada drenante; 4) barreira hidráulica e de gases; 5) camada coletora de gases; 6) camada de fundação. Os autores ressaltam que não são necessários todos os componentes para coberturas finais, sendo que o uso de distintas camadas dependerá das condições do depósito e das condições climáticas onde ele se localiza. Por exemplo, a camada coletora de gases não é requerida em locais em que a produção de gás já é insignificante. Por outro lado, algumas camadas podem ser combinadas, sendo que a primeira e a segunda camadas normalmente são unidas no chamado "solo de cobertura".

A implantação de cobertura superficial deve ser adotada para depósitos que oferecem ameaça a longo prazo relativamente pequena, ou onde o tratamento dos resíduos seja impraticável, como no caso de aterros não controlados ou lixões. Neste caso, esta medida seria parte de um projeto de remediação, o qual deveria envolver uma combinação de métodos visando o controle dos contaminantes e do risco decorrente (KOERNER; DANIEL, 1997).



Figura 3. Seis camadas tipicamente consideradas no desenho de cobertura final FONTE: Adaptado de Koerner e Daniel (1997).

Cabe ressaltar que Christensen, Cossu e Stegmann (1997) afirmam que caso o aterro possua matéria orgânica biodegradável, pequena entrada de água deve ser garantida até que um nível aceitável de bioestabilização seja atingido, de forma que as camadas utilizadas devem possuir alguma permeabilidade.

Neste sentido, Qi et al. (2013), avaliando o impacto de uma camada de solo intermediária pouco permeável em um depósito de resíduos na China, verificaram a ocorrência de degradação ineficiente abaixo desta, principalmente associada a uma redução no teor de umidade no local. Por outro lado, constataram um aumento das concentrações de diversos contaminantes acima da camada de solo, o que também levou a uma diminuição da atividade microbiana nesta porção, mesmo com a disponibilidade de umidade.

Dessa maneira, se conclui que as medidas de intervenção em depósitos de resíduos, como a impermeabilização superficial, podem levar a consequências positivas – como a redução da produção de lixiviado e da mobilização de contaminantes – ou adversas – como o comprometimento da degradação microbiana –, sendo necessário estimar e ponderar a ocorrência de todos os processos físico-químicos e biológicos para melhor estabelecer as diretrizes a serem adotadas no fechamento de depósitos de resíduos.

#### 3.5.2. Atenuação natural monitorada

Conforme a publicação da National Research Council (2000), os processos naturais para o tratamento de solo e água contaminada têm sido usados em milhares de locais nos Estados Unidos, sendo que mais de 15 mil áreas que sofreram derramamento de combustíveis e um número crescente de lugares com outros tipos de contaminação estão sendo tratados sem nenhum tipo de engenharia. Isto porque o conhecimento de que certos tipos de contaminantes podem degradar ou se transformar em subsuperfície sem nenhuma intervenção humana tem crescido, o que se soma ao fato de os processos projetados serem muitas vezes mais custosos.

A atenuação natural monitorada (MNA, do inglês *Monitored Natural Attenuation*) conta com os processos naturais para diminuir ou atenuar a concentração de contaminantes no solo e na água subterrânea. Ainda que seja uma abordagem controversa, uma vez que a sociedade enxerga esta metodologia como uma forma de não intervir, negligenciando os riscos à população, trata-se de uma medida de remediação reconhecida pela U.S.EPA, a agência de proteção ambiental dos Estados Unidos (USEPA, 2012b).

No entanto, a sua adoção deve ser acompanhada de monitoramento continuado por anos ou décadas, com elaboração de documentação que comprove a redução das concentrações de contaminantes, bem como sua associação com a transformação em subprodutos não tóxicos. Neste sentido, os seguintes passos devem ser seguidos na adoção da atenuação natural como medida de remediação de uma área: i) Desenvolvimento de um modelo conceitual, com entendimento do fluxo de água subterrânea e das concentrações existentes e as características da área, o que envolve coleta de amostras de solo e de água subterrânea e sua análise ; iii) Monitoramento do local ao longo do tempo, com produção de séries históricas da qualidade da água subterrânea e do solo, assim como a elaboração de análises estatísticas, possibilitando a previsão e a modelagem (NATIONAL RESEARCH COUNCIL, 2000; WILSON, 2011).

Neste sentido, é imprescindível, na previsão do comportamento dos contaminantes em subsuperficie, que sejam entendidos os processos de transformação e imobilização que estes naturalmente sofrem uma vez que atingem o aquífero, o que foi abordado no item 2.2. Tais processos geralmente levam a uma diminuição do alcance da pluma de contaminantes, as quais

não costumam ultrapassar os 1000 m de extensão, mas podem chegar a 3000 m, como mostra a Tabela 3 (CHRISTENSEN; BJERG; KJELDSEN, 2007).

Nome e local do aterro	Área (ha)	Período de operação	Tipo de aquífero	Comprimento da pluma	Largura da pluma	Componentes avaliados*	Referências
Borden, Canadá	4,5	1940- 1976	Arenoso	700	600	I, PR, MO	Macfarlane <i>et</i> <i>al.</i> (1983) Nicholson <i>et</i> <i>al.</i> (1983)
North Bay Canadá	North Bay 1962- 28 1967		Siltoso	400	100	I, PR, MO e O	Barker <i>et al.</i> (1986) Reinhard <i>et al.</i> (1984)
Woolwich Canadá	3,5	1965- 1967	-	60	6	Cloretos, MO e O	Reinhard <i>et al.</i> (1984)
Grindsted Dinamarca	10	1936- 1972	Arenoso	400 (mais plumas?)	400 (?)	I, PR, MO e O	Bjerg <i>et al.</i> (1995) Holm <i>et al.</i> (1995) Rugge <i>et al.</i> (1995)
Sem nome, Alemanha	15	1954- 1970	Arenoso grosseiro	3000	500	I e MO	Exler (1972)
Army Creek, Estados Unidos	24	1960- 1968	Arenoso	700	-	I, PR, MO e O	Baeckdecker e Apgar (1984) DeWalle e Chian (1981)
Babylon, Estados Unidos	10	1947- 1975	Arenoso grosseiro	3000	600	Ι	Kimmel e Braids (1974) Kimmel e Braids (1980)
Islip, Estados Unidos	7	1960- 1973	Arenoso grosseiro	1500	400	Ι	Kimmel e Braids (1974) Kimmel e Braids (1980)

Tabela 3. Características de plumas de lixiviado documentadas pela literatura, segundo levantamento realizado por Christensen, Bjerg e Kjeldsen (2007) (continua)

Nome e local do aterro	Área (ha)	Período de operação	Tipo de aquífero	Comprimento da pluma	Largura da pluma	Componentes avaliados*	Referências
KL							Kehew e
Avenue,	27	1960-	Aronoso	1600	-	I, PR e MO	Passero (1990)
Estados		1979	Arenoso				Ravi et al.
Unidos							(1999)

Tabela 3. (continuação) Características de plumas de lixiviado documentadas pela literatura, segundolevantamento realizado por Christensen, Bjerg e Kjeldsen (2007).

\*I - inorgânicos; PR - pares redox; MO - matéria orgânica; O - compostos orgânicos; M- metais.

FONTE: CHRISTENSEN, BJERG e KJELDSEN, 2007

A atenuação da pluma, como se verifica, ocorre em diferentes proporções em função das condições ambientais, o que inclui as características da formação geológica (como a granulometria do sedimento) e a disponibilidade de aceptores de elétrons, entre eles os óxidos de ferro e o sulfato dissolvido (USEPA, 2012b).

Além das condições locais, as características dos contaminantes também influenciam nos processos de atenuação natural. Por exemplo, para compostos derivados de petróleo (BTEX) e outros compostos orgânicos que são facilmente degradados a dióxido de carbono e água, os processos naturais de atenuação são bem documentados e cientificamente comprovados. Por outro lado, outros compostos, quando degradados, podem gerar subprodutos tóxicos pouco conhecidos, ou podem não ser degradados, mas apenas imobilizados, como no caso dos metais (NATIONAL RESEARCH COUNCIL, 2000).

Neste sentido, a atenuação natural aplicada à remediação de depósitos de resíduos ainda deve ser profundamente estudada, tendo em consideração os seguintes aspectos desafiadores, segundo Christensen, Bjerg e Kjeldsen (2007):

- a. No caso dos depósitos, a fonte não é bem delimitada e homogênea como no caso de derrames de petróleo: pelo contrário, os depósitos são grandes e heterogêneos.
  O tamanho leva a diferentes conteúdos e consequentemente a diferentes padrões de lixiviação, gerando diferentes plumas com qualidades distintas, que devem ser consideradas na avaliação da remediação;
- b. A lixiviação abaixo do depósito pode levar a alterações na condutividade hidráulica devido à precipitação de compostos, à obstrução do sedimento e à existência de bolhas atribuídas à geração de gases no aterro. Estas variações na condutividade hidráulica podem levar a mudanças na direção do fluxo, chegando

a ultrapassar 70 graus de variação (vide exemplo da Figura 4). Desta maneira, a área de influência da pluma pode ser muito maior do que o esperado pela hidrogeologia da área, com formação de diferentes plumas, o que deve ser considerado no processo de remediação;

- c. Existe uma variedade de poluentes e concentrações na(s) pluma(s) de contaminantes, sendo difícil escolher um parâmetro para monitoramento;
- d. Devido às dificuldades acima mencionadas, a delimitação da pluma de contaminantes torna-se tarefa difícil, dependente da adoção de uma malha de amostragem extremamente densa de forma a garantir que de fato está ocorrendo redução de contaminantes e não desvio destes para uma região não amostrada.



Figura 4. Variações na direção da pluma verificadas em estudos no aterro Grindsted, na Dinamarca. FONTE: KJELDSEN et al., 1998

Além destes aspectos citados, devem ser levados em consideração alguns efeitos secundários que a atenuação natural pode gerar no meio ambiente. Roling e Van Verseveld (2002) sugerem que a atividade microbiana pode mudar não apenas as características químicas da água e do sedimento, mas também as propriedades físicas dos aquíferos. Nesse sentido, a dissolução de minerais, como aqueles contendo ferro e fósforo por meio da atividade metabólica, pode aumentar a porosidade secundária do aquífero. Similarmente, em condições óxicas, o excesso da produção de dióxido de carbono pode promover a dissolução de calcita e dolomita via acidez, e também produzir porosidade secundária, enquanto, sob condições anóxicas, carbonato e bicarbonato acumulam e se saturam com calcita, levando à precipitação e à cimentação dos poros, o que reduz a permeabilidade. Essas variações de porosidade afetam

a dispersão de poluentes devido a mudanças no fluxo de água subterrânea, o que deve ser adequadamente monitorado para garantir que os riscos à saúde pública e aos ecossistemas não sejam subestimados.

Neste sentido, é imprescindível que, caso a atenuação natural seja adotada como medida de remediação, as agências reguladoras não avaliem apenas os limites ou as concentrações máximas para considerar a efetividade do processo, nem tomem decisões com base em informações coletadas ao longo de um período de tempo relativamente curto (NATIONAL RESEARCH COUNCIL, 2000).

Ainda considerando todas as dificuldades citadas, Christensen, Bjerg e Kjeldsen (2007) consideram a adoção da atenuação natural monitorada uma alternativa atraente para depósitos de resíduos, uma vez que poucas outras alternativas são viáveis nestes casos. Por um lado, a remoção dos resíduos seria extremamente custosa, enquanto por outro a impermeabilização superficial exigiria constante manutenção e reparação, além de ser uma medida que postergaria a lixiviação, sem promover a estabilização do depósito. Desta maneira, são imprescindíveis mais estudos que avaliem e respondam as inúmeras questões existentes na área, auxiliando no estabelecimento de metodologias eficientes e seguras.

### 3.6. Depósito de resíduos sólidos urbanos Santa Madalena: histórico de estudos realizados

A origem do depósito de resíduos sólidos urbanos Santa Madalena, situado em São Carlos-SP, está relacionada a uma tentativa de estabilização de voçoroca identificada na década de 70 na região, por meio da deposição de resíduos urbanos no local. A partir de 1980 e até 1996, a região recebeu resíduos domiciliares, industriais, de construção e demolição e de serviços de saúde, sem qualquer estudo de adequabilidade e sem a implantação de estruturas de proteção das águas subterrâneas e da saúde pública (VELOZO, 2006). Isto levou o local a fazer parte da lista de áreas contaminadas do Estado de São Paulo, segundo a CETESB (2016a); apesar desta classificação, o monitoramento da área não é regular, sendo que o último estudo detalhado foi realizado em 2011 (PMSC, 2011). Atualmente o depósito apresenta-se cercado e com cobertura de solo e pasto, e nas vizinhanças existem práticas agrícolas e criação de animais.

Tendo em vista o potencial de contaminação que este depósito oferece ao entorno e sua importância para os mananciais de abastecimento do município de São Carlos, diversos pesquisadores realizaram estudos no local (Tabela 4). Interessante observar que as pesquisas realizadas antes de 1996 foram conduzidas quando o depósito ainda estava em funcionamento, e enquanto algumas porções da voçoroca ainda não estavam preenchidas por resíduos.

AUTOR /ANO	TÍTULO	CONTRIBUIÇÕES			
Gonçalves, A.R.L. (1986)	Geologia ambiental da área de São Carlos (Tese de doutorado)	Realizou um mapeamento das áreas de risco de contaminação no município de São Carlos, com base em levantamentos geológicos, topográficos e de uso e ocupação do solo. Verificou, com base na análise da permeabilidade do local, que a área onde se situa o depósito Santa Madalena possui média vulnerabilidade à contaminação.			
Ellert, N.; Ross, S.; Mendes, J. M. B.; Martin, E. (1990)	Mapeamento geofísico do lixão de São Carlos	Realizaram sondagens geofísicas na região do depósito de resíduos, indicando uma movimentação da pluma na direção WSW e inadequabilidade do local para localização do depósito de resíduos.			
Bossolan, N. R. S. (1993)	Aspectos ecológicos das populações bacterianas em águas subterrâneas sob o efeito de um aterro controlado	Realizou coletas em 4 poços de monitoramento, conduzindo análises químicas e bacteriológicas. Verificou maiores concentrações dos parâmetros analisados em apenas um poço, o que foi associado ao fato de os demais ainda não estarem recebendo contribuição dos resíduos no momento da pesquisa. Verificou a existência de fluxo na direção NW.			
Rios, L. (1993)	Estudo limnológico e fatores ecológicos em ribeirões e córregos da bacia do Ribeirão do Feijão (Estado de SP)	Monitorou a água superficial no entorno do depósito, com avaliação de parâmetros físico-químicos e ecológicos. Verificou piora significativa da qualidade das águas logo a jusante do depósito de resíduos, mas rápida recuperação da qualidade e dos índices ecológicos, mostrando alta capacidade de depuração.			
Menezes, D. B. (1995)	Diagnóstico dos impactos do depósito de resíduos sólidos de São Carlos – SP no meio físico	<ul> <li>Avaliou 3 poços de monitoramento e 2 pontos de coleta de água superficial, para estudo das variáveis físico-químicas.</li> <li>Verificou aumento dos valores de condutividade nos poços em relação a estudos anteriores e importante diluição dos parâmetros analisados com o distanciamento da fonte poluente, ao longo do córrego São José.</li> </ul>			
Freitas, A. L. S. (1996)	Caracterização do Aquífero Botucatu na região do lixão de São Carlos - SP	Conduziu ensaios geofísicos, os quais serviram de embasamento para a construção de 17 poços de monitoramento na área de estudo. Também realizou testes de bombeamento com estimativas de condutividade hidráulica (entre 2 e 5,5m/d) e porosidade do meio (de 0,16 a 0,56). A autora recomendou a realização de testes de adsorção, troca catiônica e dispersão no meio saturado para verificar a depuração do meio.			

# Tabela 4. Pesquisas já realizadas na área de estudo e principais contribuições (continua)

AUTOR /ANO	TÍTULO	CONTRIBUIÇÕES
Gadotti, R. F.(1997)	Avaliação da contaminação das águas superficiais e subterrâneas adjacentes ao lixão da cidade de São Carlos	Coletou amostras em 15 poços de monitoramento (construídos por Freitas, 1996) e realizou análises físico químicas incluindo mais parâmetros daqueles analisados até então. Concluiu que há alta capacidade de atenuação da formação geológica e alta capacidade de depuração dos rios. Somente os parâmetros cloretos, bário e nitrato excederam os limites de potabilidade.
Matsuzaki, S. S. (1998)	Aplicação do modelo computacional de escoamento de água subterrânea no lixão de São Carlos	Desenvolveu um modelo computacional com uso do programa Modflow visando a estudar o transporte de poluentes na área de influência do depósito em estudo. Determinou o sentido da pluma de contaminação na direção SW.
Álvares, C. M. B. (2000)	Contribuição ao conhecimento do meio físico da região do lixão de São Carlos – SP, através de estudos geológicos, geofísicos, topográficos e químicos	Realizou levantamentos geológico, geofísico e topográfico, bem como fez coletas de amostras em 13 poços de monitoramento e em 4 pontos de água superficial para análise de parâmetros físico- químicos. Pelos ensaios geofísicos, reiterou que o depósito de resíduos não ultrapassa os 10 ou 12m de profundidade e verificou que a voçoroca parece ter atingido o nível de base, constituído por formação altamente resistiva (arenito silicificado ou sill de diabásio), a qual pode auxiliar na proteção do aquífero profundo. Parâmetros de condutividade e alcalinidade aumentaram ligeiramente para todos os poços, em relação aos estudos anteriores. Por outro lado, os valores de DQO diminuíram.
Velozo, R. (2006)	Caracterização geológico-geotécnica do lixão desativado de São Carlos – SP, com auxílio da geofísica	Realizou ensaios geofísicos e testes de infiltração. Confirmou a existência de contaminação até cerca de 25m e de propagação de uma pluma com direção NW. Indicou que pode haver contaminação em profundidade, devido à existência de uma descontinuidade abaixo do depósito, à alta permeabilidade da formação geológica e à inexistência de barreiras menos permeáveis.
Lopes, A. A. (2007)	Estudo da gestão integrada dos resíduo. sólidos urbanos na bacia Tietê-Jacaré (UGRHI-13)	A autora realizou coletas em 4 poços de monitoramento (1 a montante e 3 a jusante) e 2 pontos de água superficial, conduzindo análises físico-químicas e toxicológicas. Verificou que os dois poços de jusante analisados apresentaram efeitos tóxicos agudos, causando a imobilidade de 100% dos organismos estudados.

Tabela 4. (continuação) Pesquisas já realizadas na área de estudo e principais contribuições (continua).

AUTOR /ANO	TÍTULO	CONTRIBUIÇÕES			
Prefeitura	Investigação ambiental	Avaliação da qualidade da água subterrânea e superficial em			
Municipal de São	detalhada	termos de concentrações de metais e orgânicos, condução de			
Carlos, 2011	Avaliação de risco à	ensaios geofísicos e avaliação de riscos à saúde humana. Para			
	saúde humana	amostras de solo e água subterrânea, encontraram			
	Medidas de	concentrações de orgânicos abaixo do limite de intervenção, e			
	intervenção	dos metais alumínio, antimônio, arsênio, bário, chumbo,			
		cobalto, ferro, manganês, mercúrio e selênio acima destes			
		valores. Identificaram riscos cumulativos não carcinogênicos			
		para a exposição à água subterrânea.			
Shinzato, M. P. B.	Mobilização de	Construção de estação de monitoramento no interior do			
(2014)	poluentes no maciço de	maciço de resíduos, a qual permite coletar o lixiviado			
	resíduos de lixão	produzido no interior do depósito até uma profundidade de			
	desativado	3,35m. Além disso, realizou caracterização dos resíduos			
		aterrados, verificando que estes ainda não podem ser			
		considerados inertes segundo a NBR 10004, e que há a			
		formação de regiões com altas concentrações de lixiviado			
		(hotspots) acima de resíduos não degradados (geralmente			
		plásticos). Isso permitiu um entendimento sobre a			
		heterogeneidade do material aterrado e do lixiviado			
		produzido, bem como possibilitou o monitoramento futuro e a			
		longo prazo da produção de lixiviado dentro do depósito.			
Pelinson, N.S.	Avaliação de	Continuou o monitoramento da área de estudo (lixiviado e			
(2018)	contaminantes em um	recursos hidricos), avaliando adicionalmente contaminantes			
	lixão abandonado e seu	emergentes (CECs). Encontrou os contaminantes acesulfame,			
	entorno sob condições	benzotriazol, carbamazepina, diclofenaco e naproxeno no			
	climáticas subtropicais	lixiviado produzido e acesulfame, benzodiazepina,			
		carbamazepina, diclofenaco e naproxeno em amostras de			
		água subterrânea.			

Tabela 4. (continuação) Pesquisas já realizadas na área de estudo e principais contribuições.

Observa-se que os estudos que utilizaram ensaios geofísicos puderam mostrar a inadequabilidade do local para a deposição de resíduos, bem como o avanço da pluma de contaminação com o tempo (ELLERT, 1990; ÁLVARES, 2000; VELOZO, 2006; PMSC, 2011). Adicionalmente, Alvares (2000) supôs que existem formações geológicas na região que auxiliam na proteção do aquífero profundo, enquanto Velozo (2006) assumiu que existe uma descontinuidade abaixo do depósito que pode levar à contaminação do lençol.

Há consenso, nos estudos realizados, quanto à existência de grandes cargas poluentes geradas pelo depósito de resíduos, mas a formação de uma área de influência relativamente

pequena (BOSSOLAN, 1993; ÁLVARES, 2000; SHINZATO, 2014). Alguns autores afirmam que há grande capacidade de atenuação e depuração da formação geológica e das águas superficiais (RIOS, 1993; MENEZES, 1995; GADOTTI, 1997), sendo que Freitas (1996) chega a sugerir que um aprofundamento do estudo da capacidade depurativa do meio seja realizado.

Desta maneira, os estudos até agora realizados apontam que o depósito de resíduos Santa Madalena ainda é uma grande fonte poluente, mas que a atenuação e o transporte no meio ainda são pouco entendidos. Consequentemente, ainda não foram definidas as medidas de intervenção e gerenciamento do depósito que melhor se adequem às condições locais. Assim, esta pesquisa visou avaliar os efeitos da adoção de impermeabilização superficial como medida de intervenção no local e buscou entender os processos de transporte e atenuação pelos quais os contaminantes passam na área de influência, que se configura em área de recarga do Aquífero Guarani.

## 4. MATERIAL E MÉTODOS

## 4.1.Fluxograma experimental

A Figura 5 ilustra o fluxograma experimental adotado na presente pesquisa, com diferenciação da Etapa I (Diagnóstico da área de estudo) e Etapa II (Avaliação dos efeitos de impermeabilização superficial).



Figura 5. Fluxograma experimental adotado na presente pesquisa.

## 4.2.Área de estudo

A área de estudo da presente pesquisa é o depósito de resíduos sólidos urbanos desativado Santa Madalena, localizado no município de São Carlos -SP, a cerca de 2 km da Rodovia Washington Luiz SP-310, como mostra a Figura 6.

O depósito está localizado na região sudeste do perímetro urbano do município de São Carlos-SP, em Área de Proteção e Recuperação de Mananciais (APREM), prevista pelo Plano Diretor de São Carlos (SÃO CARLOS, 2006), e em área de afloramento do Aquífero Guarani, constituída por arenitos da formação Botucatu (GADOTTI, 1997; PMSC, 2011). É importante destacar que no município de São Carlos, 50% do abastecimento de água é proveniente de águas subterrâneas do Aquífero Guarani, e os outros 50% são provenientes de águas superficiais, sendo que o Córrego Ribeirão Feijão – em cuja bacia está contido o depósito Santa Madalena – é o maior contribuinte.



Figura 6. Localização do depósito de resíduos sólidos urbanos desativado Santa Madalena (em vermelho), na região sudeste do município de São Carlos - SP. (FONTE: PMSC, 2011).

As Figuras 7, 8, 9 e 10 mostram a topografia, geologia, hidrogeologia e mapa potenciométrico, respectivamente, da área de estudo, como apresentado por PMSC (2011). Observa-se que o local se situa em cabeceira de bacia hidrográfica (Figura 7), com verificação de maiores declividades na porção leste do depósito. A área se localiza sobre a Formação Botucatu, circundada pela Formação Serra Geral (Figura 8) e sobre o Aquífero Guarani (Figura 9). O sentido do fluxo de águas subterrâneas é predominantemente NW (Figura 10) e a hidrografia regional pode ser observada em todos os mapas, com destaque para o Córrego São José, afluente do Córrego Laranja Azeda e contribuinte do Córrego Ribeirão Feijão previamente

mencionado. Estes córregos foram foco de diversos estudos realizados na área, como foi apresentado na Tabela 4.



Figura 7. Topografia da área de estudo. FONTE: PMSC, 2011.

Com base no levantamento realizado por Gonçalves (1986), os solos na área do depósito enquadram-se em dois grupos: latossolo vermelho-amarelo, na área de deposição dos resíduos, e areias quartzosas profundas, na região logo adjacente. Com base nos valores de permeabilidade da região (entre 10<sup>-4</sup> e 10<sup>-6</sup> cm/s), afirmou que a região onde se localiza o depósito possui média vulnerabilidade à contaminação – entendida como a rapidez com que uma carga contaminante atinge o aquífero. Em relação aos ensaios granulométricos, Freitas (1996) e Velozo (2006) mostraram que os materiais da região são areias finas a médias.



#### Figura 8. Hidrogeologia da área de estudo. FONTE: PMSC, 2011.

Estas características geológicas normalmente estão associadas a um alto risco de contaminação do aquífero – variável diretamente relacionada com a granulometria e a permeabilidade da formação – e a um baixo poder de atenuação – uma vez que latossolos vermelho-amarelos estão associados a um baixo poder de troca catiônica, como reiteraram Freitas (1996) e Velozo (2006).

Em relação à pluviometria da região, a média anual é igual a 1460 mm, com base em dados da estação meteorológica do CHREA-USP levantados entre 1973 e 2015. No entanto, existe certa variabilidade anual, como foi observado entre 2013, com média de aproximadamente 1530mm, e 2014, com média de aproximadamente 1100mm. Estima-se que

esta variabilidade pode levar a diferentes comportamentos de recarga, gerando mudanças no comportamento dos contaminantes em subsuperfície e também nos mananciais superficiais.



Figura 9. Mapa hidrográfico e geológico da região do depósito de resíduos Santa Madalena. FONTE: PMSC, 2011.



Figura 10. Mapa potenciométrico da área de estudo de acordo com levantamento realizado em julho de 2010. FONTE: PMSC, 2011.

#### 4.2.1. Características do depósito de resíduos

A Tabela 5 apresenta as principais características do depósito de resíduos em estudo, com base nos levantamentos já realizados no local (Tabela 4). A Figura 11 apresenta um esquema da deposição dos resíduos sólidos em função dos anos de operação do depósito.

É interessante destacar que, tendo sido localizado no interior de uma voçoroca, o depósito de resíduos permaneceu situado abaixo ou em contato com o nível d'água, como foi sugerido por Velozo (2006), vide Figura 12. Com base na imagem, o corpo de resíduos pode atingir entre 5 e 15m de profundidade, enquanto o nível d'água pode se situar a menos de 5m da superfície do terreno.

Período de operação do depósito de resíduos	1980 - 1996
Período de aplicação de camadas de solo intermediarias	1988 - 1996
Material das camadas de solo intermediarias <sup>1</sup>	Areia fina e areia argilosa
Espessura das camadas de solo intermediarias (m) <sup>1</sup>	0,1-0,4
Espessura das camadas de resíduos (m) <sup>1</sup>	0,4 – 1,7
Espessura do depósito de resíduos (m) <sup>2</sup>	5 - 15
Volume de resíduos sólidos depositados (m <sup>3</sup> ) <sup>2</sup>	440.000
Área atual do depósito (m <sup>2</sup> ) <sup>2</sup>	48.400
Profundidade do nível freático a partir do terreno (m) <sup>2</sup>	5
	domiciliares, industriais, de
Tipos de resíduos depositados	construção e demolição e de
	serviços de saúde

Tabela 5. Características do depósito de resíduos Santa Madalena.

<sup>1</sup> De acordo com Shinzato (2014).

<sup>2</sup> De acordo com Velozo (2006).



Figura 11. Esquema de deposição dos resíduos no lixão de 1980 a 1996. Observa-se que apenas o poço P15 foi identificado na atualidade. Fonte: SHINZATO (2014), adaptado de GADOTTI (1997).



Figura 12. Perfil longitudinal do depósito de resíduos Santa Madalena, construído por Velozo (2006) com base em levantamentos geofísicos. FONTE: VELOZO, 2006.

#### 4.3.Diagnóstico da área de estudo

Com a finalidade de promover um melhor entendimento dos níveis de contaminação existentes na área de estudo e dos processos de transporte e atenuação existentes, foram realizados ensaios geofísicos, coleta de amostras de água subterrânea e superficial e sua análise físico-química, ensaios ecotoxicológicos e análises microbiológicas.

Ressalta-se que distintos métodos foram utilizados de maneira complementar, de forma a possibilitar responder ao questionamento da existência de riscos no entorno da área de estudo e da necessidade da adoção de medidas de intervenção. Este questionamento foi considerado de relevância uma vez que as análises físico-químicas de amostras coletadas na área de estudo – e em outras semelhantes – frequentemente levam à subestimação dos impactos e ao consequente abandono da área.

As etapas e métodos adotados são descritos a seguir.

### 4.3.1. Ensaios geofísicos

A aquisição de dados geofísicos foi realizada em agosto de 2018, utilizando a técnica de caminhamento elétrico e adotando arranjo dipolo-dipolo com espaçamento de 40 m entre os eletrodos e extensão de linha de aproximadamente 700 m, localizadas transversalmente ao depósito de resíduos. Foi utilizado resistivímetro de campo *Syscal Pro* (250W), o qual também foi empregado na área em estudo por investigações anteriores (GADOTTI, 1997; VELOZO, 2006).

A localização das linhas dos caminhamentos elétricos realizados na presente pesquisa (2018) e em estudos anteriores – em 1996 por Gadotti (1997) e em 2005 por Velozo (2006) – é apresentada na Figura 13. Com a finalidade de assegurar que as anomalias encontradas em anos anteriores possuíam mesma intensidade que na atualidade (2018), uma linha extra, sobre a linha L3 2018 foi investigada, utilizando dipolos de 2,5 m para seu melhor detalhamento.



Figura 13. Linhas geofísicas realizadas em 1996, 2005 e 2018.

A localização dos caminhamentos elétricos foi escolhida de forma a coincidir com outros realizados previamente na área de estudo (ELIS et al., 2016; GADOTTI, 1997; VELOZO, 2006), visando sua comparação e avaliação da evolução histórica da pluma de contaminantes. Ressalta-se que ambos os estudos anteriores foram conduzidos na mesma estação na qual se realizou o presente estudo (período seco, entre junho e agosto), o que possibilitou uma melhor comparação dos resultados. No entanto, os dipolos adotados na presente investigação permitiram a investigação de profundidades maiores (~80 m) do que aquelas investigadas anteriormente (~25 m), com o prejuízo de perda na resolução e detalhamento dos dados.

Os dados coletados em 2018, assim como em 1995 e 2005, foram interpretados com uso do software *Res2dinv 3.4* (GEOTOMO SOFTWARE, 2007), utilizando o método dos mínimos quadrados e a inversão robusta.

Com a finalidade de validar as anomalias encontradas nos caminhamentos elétricos, amostras de água subterrânea foram coletadas dos poços P23 sobre a linha L1; P12, P2 e P3 sobre a linha L2; P13A, P14 e estação de monitoramento de lixiviado (LMS) sobre a linha L3; e P16, P17, P18 e P9 sobre a linha L4. Sobre a linha L5 não existe nenhum poço de monitoramento, mas uma pequena drenagem, da qual amostras foram coletadas em posições a montante (M) e a jusante (N2 e J2) do depósito. As amostras coletadas foram avaliadas de acordo com o descrito no item 4.3.2.

## 4.3.2. Monitoramento da água subterrânea e superficial

A coleta de amostras de água subterrânea foi realizada em 18 poços de monitoramento existentes no interior, a montante e a jusante do depósito de resíduos, e de águas superficiais em 5 pontos (um a montante e 4 a jusante do depósito). Os pontos amostrados estão ilustrados no mapa da Figura 14. As coordenadas e principais características dos poços de monitoramento são apresentadas no Quadro 1.

Os pontos P2, P3, P7, P9, P10, P12, P13, P13A, P14, P15, P15A, P16, P17, P18, P23, P27, P29 e PJ são poços de monitoramento; os pontos N1 e N2 correspondem a água superficial logo a jusante do depósito, também considerados nascentes; os pontos J1 e J2 correspondem a pontos de água superficial mais a jusante do depósito, sendo J1 localizado em um banhado e J2 localizado na junção da drenagem proveniente do depósito com o Córrego São José; M é um ponto de água superficial a montante do depósito, e LMS se refere à estação de monitoramento existente no interior do depósito de resíduos para coleta de lixiviado.



Figura 14. Mapa dos pontos de coleta de amostras de água superficial e subterrânea.

Para a coleta de água nos poços de monitoramento, foram utilizados *bailers* nas amostragens de 2017 e 2018 e adotou-se o procedimento de baixa vazão (*low flow*) nas amostragens realizadas em 2019. Para a coleta de amostras utilizando *bailers*, foi seguido o procedimento de purga descrito por Fetter (2001), segundo o qual a água estagnada nos poços deve ser desprezada, por meio da extração de um volume de água igual a 1 a 3 vezes o volume de cada poço amostrado.

As coletas foram realizadas com frequência aproximadamente semestral, de forma a representar a sazonalidade do local: julho e dezembro/2017, abril e agosto/2018, fevereiro e agosto/2019. Os parâmetros pH, condutividade elétrica (CE), temperatura, oxigênio dissolvido (OD) e potencial de oxidorredução (ORP) foram mensurados em campo, com utilização das sondas multiparâmetricas *YSI 6920* (2017 e 2018) e *YSI Professional Plus* (2019). As amostras foram armazenadas em frascos plásticos, transportadas em recipiente isolante térmico e

analisadas no Laboratório de Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos, em conformidade com os procedimentos descritos em *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012).

Poço	Coordenada X	Coordenada Y	Cota terreno (m)	Profundidade poço (m)	Profundidade filtro (m)	Material geológico
P2	210073	7554702	808,1	30	27-30	Solo arenoso
P3	210069	7554700	808,1	64	62-64	Solo arenoso
P7	209881	7555090	779,7	12	8-12	Solo arenoso
P9	209708	7555113	-	15	11-15	Solo arenoso
P10	209633	7555144	777,1	20	16-20	Solo arenoso
P12	210215	7554816	806,0	23,45	19,45-23,45	Solo arenoso
P13	210177	7554932	800,0	20,2	16,2-20,2	Solo arenoso
P13A	210114	7555127	790,4	9,7	5,7-9,7	Solo arenoso
P14	210038	7555061	789,1	20	15-20	Residuos até 10m e solo arenoso
P15	209945	7555150		14	10-14	Residuos até 11m e solo arenoso
P16	209814	7555272	776,4	12	8-12	Solo arenoso
P17	209814	7555275	775,5	37	35-37	Solo arenoso
P18	209786	7555159	775,0	10,9	6,9-10,9	Solo arenoso
P23	210272	7554647	821,4	19,4	17,4-19,4	Solo arenoso
LMS	210042	7555064	766,0	7	-	Resíduos
М	209951	7555635	798,6	-	-	-
J1	209491	7555244	772,8	-	_	_
J2	209363	7555277	754,6	-	-	-

Quadro 1. Localização e principais características dos poços de monitoramento e pontos de amostragem.

No laboratório, as amostras foram filtradas em membranas com porosidade de 0,45  $\mu$ m previamente às análises, visando o estudo hidrogeoquímico. Foram realizadas as seguintes análises: alcalinidade (por titulação), nitrito (N-NO<sub>2</sub>), nitrato (N-NO<sub>3</sub>), nitrogênio amoniacal (N-NH<sub>4</sub>), sulfato (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>), fosfato (PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>), fluoreto (F<sup>-</sup>), cloreto (Cl<sup>-</sup>), demanda química de oxigênio (DQO), carbono orgânico dissolvido (COD) e os metais alumínio (Al), antimônio (Sb), bário (Ba), cádmio (Cd), cálcio (Ca), chumbo (Pb), cobalto (Co), cobre (Cu), cromo (Cr), estrôncio (Sr), ferro (Fe), magnésio (Mg), manganês (Mn), níquel (Ni), potássio (K), prata (Ag), selênio (Se), sódio (Na) e zinco (Zn). Os metais foram determinados utilizando-se espectrometria de absorção atômica em todas as amostragens. Complementarmente, na amostragem de agosto/2019 também foi realizada análise em laboratório externo (*Plantec P.T.A. Ltda*, localizado em Iracemápolis, SP), para a qual foi utilizado o método de espectrometria de massa por plasma acoplado indutivamente (ICP-MS). O objetivo desta análise complementar foi validar os resultados anteriormente obtidos.

Visando a avaliação de riscos existentes da área de estudo, os resultados obtidos para as análises de metais potencialmente tóxicos foram comparados com os valores orientadores da CETESB (2016b) – valor de referência de qualidade (VRQ), valor de prevenção (VP) e valor de investigação ou intervenção (VI).

Ressalta-se que o VRQ é a concentração de determinada substância que define a qualidade natural da água subterrânea, tendo sido estabelecido com base nos resultados do monitoramento realizado pela CETESB em 313 poços existentes no estado, abrangendo os principais sistemas aquíferos encontrados. Para o caso em estudo, foram avaliados os VRQ para o sistema aquífero Guarani.

O VP é a concentração de determinada substância acima da qual podem ocorrer alterações prejudiciais à qualidade do solo e da água subterrânea, estando relacionado com a manutenção da multifuncionalidade do solo. São considerados três critérios para essa avaliação, sendo adotado o valor mais restritivo como o VP: a proteção da biota do solo, a proteção da água subterrânea e a proteção à saúde humana.

Finalmente, os valores de intervenção (VI) para águas subterrâneas foram definidos a partir dos padrões nacionais de potabilidade e aceitação ao consumo humano. Trata-se de um valor acima do qual a área pode ser classificada como contaminada, indicando a necessidade de medidas de intervenção.

### 4.3.3. Avaliação da evolução histórica da concentração de poluentes

A avaliação dos dados históricos da área de estudo foi realizada com a finalidade de permitir a melhor compreensão de tendências e dos mecanismos de transporte e atenuação, bem como possibilitar a proposição de alternativas de gerenciamento. Neste sentido, os estudos já realizados no local foram elencados e organizados historicamente. Em uma avaliação preliminar, os estudos selecionados incluíram Rios (1993), Menezes (1995), Gadotti (1997), Álvares (2000), Lopes (2007), PMSC (2011), Shinzato (2014) e Pelinson (2018). Em um segundo momento, devido à maior quantidade de análises realizadas e à coincidência de pontos de amostragem monitorados, foram escolhidos os dados coletados por Gadotti (1997), Álvares (2000) e Pelinson (2018) para análise estatística e comparação dos resultados.

Ressalta-se que as amostragens conduzidas por Gadotti (1997) e Álvares (2000) foram realizadas bimestralmente entre fevereiro/1996 e janeiro/1997, de forma que os dados apresentados pelos autores corresponderam às condições do entorno do depósito em seus últimos meses de atividade e nos primeiros meses após seu fechamento. Por outro lado, os dados apresentados por Pelinson (2018) se referem a amostragens realizadas trimestralmente de 2016 a 2017, de forma que estão relacionadas a um período de 20 anos após a condução dos primeiros estudos e o fechamento de depósito.

Foram selecionados alguns pontos de interesse para a análise histórica, devido à existência de dados em ambos os períodos estudados (1996-1997 e 2016-2017): P7, P12, P13, P13A, P15, P15A, P18, P27, M e J2 (vide Figura 14).

## 4.3.4. Indicadores biológicos de contaminação

A Figura 15 ilustra o fluxograma experimental da etapa de avaliação dos indicadores biológicos da área de estudo. Para esta etapa, foram realizadas análises microbiológicas (PCR-DGGE) e ecotoxicológicas, visando a observação do efeito da poluição gerada pelo depósito de resíduos nas comunidades biológicas locais.



Figura 15. Fluxograma experimental da etapa de avaliação dos indicadores biológicos da área de estudo.

Para análise microbiológica, foram coletadas amostras de água em alguns pontos de interesse, de forma a representar as variações de maiores e menores níveis de contaminação: P10, P12, P14, P16, P17, P23, LMS e o ponto N2. A amostra coletada na estação de monitoramento (LMS) corresponde ao lençol suspenso de lixiviado existente em seu interior. Os pontos foram selecionados de forma a representar diferentes graus de contaminação.

Para fins de análise microbiológica, buscou-se, diferentemente do caso das amostras para análise físico-química, que os *bailers* alcançassem o fundo dos poços de monitoramento, causando turbulência e possibilitando a coleta de maior quantidade de sólidos, os quais são necessários para o procedimento de extração de DNA adotado nesta pesquisa. Ressalta-se, no entanto, que este procedimento pode ter levado à coleta de amostras de materiais aderidos aos poços e materiais de fundo, não sendo necessariamente representativas do aquífero estudado. Estes aspectos deverão ser considerados nas discussões dos resultados obtidos.

Para o caso das amostras provenientes de LMS e N2, similarmente, buscou-se coletar amostras com maior quantidade de sólidos suspensos.

As amostras de água subterrânea e superficial para análise microbiológica foram armazenadas em garrafas plásticas e recipientes térmicos com gelo, sendo transportadas imediatamente para o Laboratório de Saneamento (EESC/USP). As amostras foram então centrifugadas a 6000 rpm por 5 minutos, sendo o sobrenadante descartado e a porção sólida (*pellet*) armazenada a -20°C até a realização das análises microbiológicas (extração de DNA, PCR e DGGE), descritas a seguir. Todas essas etapas foram realizadas no Laboratório de Processos Biológicos da Escola de Engenharia de São Carlos.

#### 4.3.4.1.Extração de DNA

Para a etapa de extração do DNA das amostras previamente preparadas (aproximadamente 1,0g de biomassa úmida), foi utilizado o kit Fast DNA<sup>TM</sup> SPIN para solo, tendo sido seguidos os procedimentos descritos pelo fabricante.

As amostras obtidas após a extração de DNA pelo kit citado foram então submetidas ao PCR, etapa descrita no próximo item. No entanto, em um primeiro teste, não se verificou, após a realização da PCR, a definição de bandas requeridas para a realização do DGGE. Foi necessário, assim, adicionar uma etapa prévia de purificação do DNA extraído.

Para tanto, foi utilizado o kit GFX<sup>TM</sup> de purificação de DNA para PCR, tendo sido seguidas as instruções do fabricante. Após a purificação, foi possível dar seguimento às etapas de PCR e DGGE, descritas a seguir.

#### 4.3.4.2.PCR e DGGE

Para a realização da PCR (*Polymerase Chain Reaction*), foi utilizado o termociclador Eppendorf AG – 22331 Hamburg, com as programações descritas no Quadro 2 para os Domínios Bacteria e Archaea. É importante observar que as etapas de desnaturação, anelamento e extensão são repedidas sequencialmente por 35 vezes (ciclos). Para o Domínio Bacteria foram utilizados os primers (iniciadores) 968FGC e 1401R, enquanto para o Domínio Archaea foram utilizados os primers 1100FGC e 1400R.

Etapa	Pré-		35 ciclos	Final da	Dosfriamonto	
Domínio	desnaturação	Desnaturação	Anelamento	Extensão	extensão	Kesn tamento
Bacteria	95°C	94°C	56°C	72°C	72°C	1ºC
	7 min	45s	45s	1 min	10 min	40
Archaea	94°C	94°C	55°C	72°C	72°C	490
	5 min	1 min	1 min	1 min	7 min	4 C

Quadro 2. Programação do termociclador para a amplificação do DNA.

O produto obtido da PCR foi verificado por meio de eletroforese em gel de agarose a 1,2%, aplicando-se 75 V por 30 minutos. Após a realização da eletroforese, o gel foi transferido para câmera de trans-iluminador UV *Stratagene – Eagle Eye II*, possibilitando a visualização das bandas formadas no gel. Este procedimento visa a identificar a adequação das amostras para a sua utilização na etapa de DGGE, por meio da verificação da formação de bandas nas

localizações previstas para Archaea e Bacteria. Uma vez confirmada a adequabilidade das amostras, prosseguiu-se para a etapa de DGGE.

Os produtos obtidos da PCR – que consistem em segmentos de DNA amplificados para cada uma das amostras coletadas – foram aplicados em gel de acrilamida 40%, com solução 50x TAE e gradiente desnaturante (uréia e formamida) variando de 45 a 65%. A corrida do DGGE foi feita, tanto para o Domínio Archaea quanto Bacteria, a 60°C com aplicação de 75 V (6V/cm) por 16 horas. Finalizada a corrida, o gel foi corado com brometo de etídio e visualizado em câmara de trans-iluminador *UV Stratagene – Eagle Eye II*, de forma a permitir a leitura dos padrões de bandas formados.

As imagens obtidas foram salvas e analisadas por meio do software *BioNumerics* 7.6.2 (*Applied Maths*®). Neste, foram realizadas as análises de correlação de Pearson e Jaccard e foram construídos dendogramas, os quais são capazes de mostrar os padrões de similaridade entre as diferentes amostras. Por outro lado, com auxílio do software *PAST* 3.25, foi possível avaliar a riqueza e a diversidade das diferentes amostras, por meio do cálculo dos índices de Chao, Shannon e Simpson.

#### 4.3.4.3. Testes de ecotoxicidade de amostras de águas subterrâneas e superficiais

Com a finalidade de complementar a interpretação dos impactos gerados pelo depósito no entorno, foram realizadas análises ecotoxicológicas utilizando amostras de água coletadas em agosto de 2019 dos poços P7, P12, P13, P15, P18 e dos pontos de água superficial M, N1 e J2, assim como de lixiviado coletado na estação de monitoramento (LMS). Os pontos de amostragem foram escolhidos de forma a representar a fonte poluente (LMS), as condições de background (supostamente P13 e M) e os locais impactados com diferentes intensidades (P7, P12, P15, P18, N1 e J2).

Os testes de ecotoxicidade foram realizados no Laboratório de Ecologia de Ambientes Aquáticos (LEAA) da EESC. Foram conduzidos ensaios agudos utilizando os organismos *Chironomus sancticaroli* – representante de organismos de sedimentos, o qual deve ser mais afetado por contaminantes que tendem precipitar ou permanecer adsorvidos em sedimentos e solo – e *Daphnia magna* – representante de organismo de vida livre, o qual deve ser mais afetado por contaminantes que tendem a permanecer dissolvidos.

Para o caso dos ensaios com *Chironomus sancticaroli*, foram observadas as taxas de sobrevivência de 6 larvas (III ou IV instar), expostas, por 96 horas, a 250mL da solução-teste dispostos em frascos de 500mL contendo 60g de areia pura e alimento. O alimento consistiu na

adição, em cada frasco, de 20 mL de solução preparada com 2g de ração para peixe TetraMin® macerada e 500 mL de água deionizada. A temperatura da sala de cultivo foi controlada e mantida entre  $25 \pm 2$  °C e fotoperíodo de 12h luz/12h escuro.

Para os ensaios utilizando *Daphnia magna*, foi observada a taxa de sobrevivência de 10 individuos (neonatos, com menos de 24 horas de idade) expostos por 48 horas a 100 mL da solução-teste, contidos em béqueres de vidro com capacidade de 100mL. Nestes ensaios, não foi adicionado alimento nem sedimento. Os béqueres foram mantidos em incubadora BOD (modelo SL-224, do fabricante SOLAB), com temperatura controlada entre  $20 \pm 2^{\circ}$ C e fotoperíodo de 16h luz/ 8h escuro.

Todos os testes foram realizados em triplicata, sem a renovacao da solução-teste e sem aeração. Os frascos ou béqueres nos quais os ensaios foram realizados foram cobertos por plastico filme de forma a evitar a evasão de mosquitos alados e a evaporação do meio de cultivo.

Os resultados obtidos foram relacionados com os parâmetros físico-químicos das amostras avaliadas por meio da Análise de Correspondência Canônica (CCA) utilizando o software *PAST 3.25*.

## 4.3.5. Avaliação da produção de lixiviado

A coleta de amostras de lixiviado da zona não saturada do depósito de resíduos foi realizada de maneira similar à adotada por Shinzato (2014): por meio de lisímetros instalados em diferentes profundidades em estação de monitoramento (LMS) localizada no interior do depósito de resíduos (vide Figuras 16 e 17). Esta estação possui uma profundidade de aproximadamente 7 m, porém, devido à existência de um lençol suspenso em seu interior a cerca de 4 m, os lisímetros foram instalados até uma profundidade de aproximadamente 3,5 m.

A coleta de amostras nos lisímetros é realizada com a utilização de uma bomba de sucção a vácuo, como ilustra a Figura 18. Nesta imagem, a condição (A) se refere ao sistema sujeito à pressão atmosférica, antes da realização da coleta; (B) ilustra a aplicação de pressão negativa em todo o sistema, por meio do funcionamento da bomba à vácuo; (C) mostra o transporte do lixiviado para o interior do lisímetro, através de uma cápsula porosa, devido à pressão negativa; (D) mostra a desconexão da mangueira da bomba à vácuo, o que permite a entrada de pressão atmosférica novamente ao sistema, forçando o escoamento da amostra pela mangueira até o frasco coletor. O tempo de aplicação de vácuo no sistema é variável, dependente da disponibilidade de água em cada camada



Figura 16. Perfil das camadas de resíduos do depósito de resíduos, na região de construção da estação de monitoramento (à esquerda) e perfil construtivo da estação de monitoramento, com profundidade aproximada de penetração dos lisímetros. FONTE: SHINZATO, 2014.



Figura 17. Foto da estação de monitoramento (à esquerda) e detalhe de lisímetro e sistema de coleta de amostras (à direita).

Foram realizadas 3 coletas de lixiviado anteriormente à instalação da cobertura superficial: em julho/2017, dezembro/2017 e agosto/2018. Após coletadas as amostras de lixiviado em diferentes profundidades, foram medidos os parâmetros pH, condutividade elétrica (CE), temperatura, potencial de oxidorredução (ORP) e oxigênio dissolvido (OD) em campo, com uso das sondas multiparâmetros *YSI 6920* (2017 e 2018) e *YSI Professional Plus* (2019 e 2020). As amostras foram então armazenadas em frascos plásticos, transportadas em recipiente isolante térmico e analisadas no Laboratório de Saneamento da Escola de Engenharia de São

Carlos, em conformidade com os procedimentos descritos em *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012). Foram avaliados os mesmos parâmetros físico-químicos analisados nas amostras de águas subterrâneas (item 4.2.2.).



Figura 18. Esquema do funcionamento dos lisímetros para coleta de amostras líquidas. FONTE: SHINZATO (2014)

Os resultados foram comparados com os dados obtidos anteriormente na mesma área de estudo (PELINSON, 2018; SHINZATO, 2014). Também foi feita a comparação com dados obtidos de aterros sanitários experimentais contendo mesma composição de resíduos, mas estudado durante sua operação (SCHALCH, 1992) e com parâmetros físico-químicos obtidos da literatura (EHRIG; STEGMANN, 2019; SOUTO, 2009).

#### 4.3.6. Caracterização físico-química dos resíduos sólidos aterrados

Com a finalidade de realizar a caracterização físico-química e microbiológica do conteúdo aterrado, foram coletadas, em dezembro/2017, amostras sólidas em quatro pontos distintos (vide Figura 19) e três diferentes profundidades (30 cm, 1 m e 2 m, vide Figura 20), totalizando em 12 amostras de resíduos sólidos.

Ressalta-se que no momento de coleta de amostras desta etapa a área impermeabilizada (vide Figura 19) ainda não havia sido implementada, no entanto a localização dos pontos para coleta de amostras levou em consideração sua posterior implantação.

A coleta de amostras foi realizada a partir de perfurações feitas por meio de trados manuais, como ilustra a Figura 21. As perfurações foram realizadas em dezembro de 2017 pela empresa Campos Barros – Engenharia e Geotecnia. Uma vez atingida a profundidade de
interesse (30 cm, 1 m ou 2 m), a perfuração era interrompida e eram coletadas amostras sólidas. Anteriormente à coleta da amostra referente a cada profundidade, o trado foi lavado com água corrente e água destilada, de forma a evitar a contaminacao cruzada.



Figura 19. Localização dos pontos de coleta de amostras sólidas, com destaque para a área de intervenção ao redor da estação de monitoramento (LMS).



Figura 20. Localização dos pontos de coleta de amostras sólidas.



Figura 21. Perfurações realizadas no depósito de resíduos para coleta de amostras sólidas em diferentes profundidades.

Uma vez coletadas, as amostras foram armazenadas em frascos de plástico e em recipiente isolante térmico até o encaminhamento ao laboratório, onde foram refrigeradas a -20 °C até a realização das análises microbiológicas.

É importante ressaltar que a forma de perfuração e de coleta de amostras não permitiu a obtenção de parcelas indeformadas e levou à perda de parte do volume de sólidos mais finos, os quais escorriam pelo trado dada a sua elevada umidade. Adicionalmente, houve retirada de porções significativas de material plástico, o qual ficava aderido aos trados e era retirado de camadas adjacentes. Desta maneira, os valores de matéria orgânica encontrados podem ser inferiores aos reais do depósito estudado – visto que parcela desta parece ter sido carreada para dentro das perfurações e proporções superiores de materiais plásticos foram amostradas. Ainda assim, a análise físico-química de cada ponto visou estabelecer parâmetros de comparação entre estes, correlacionando-os com os resultados microbiológicos.

Tendo esta restrição em vista, foi realizada a solubilização de cada uma das 12 amostras coletadas, com base na norma NBR 10.0006 (ABNT, 1984). Segundo esta norma, as amostras de resíduos sólidos devem ser primeiramente secas em estufa a 42°C por 24 horas, com anotação das massas antes e após a secagem para o cálculo do teor de umidade. Após a secagem, 250 g da amostra devem ser pesados e solubilizados em 1000 mL de água deionizada.

Uma vez que as amostras coletadas nesta pesquisa não totalizavam a massa sugerida pela norma, foi realizada a pesagem do material disponível e a adição de um volume de água deionizada proporcional a este. No entanto, algumas amostras possuíam uma massa inferior a 100 g, sendo constituídas majoritariamente por plásticos que ocupavam grande volume; nestes casos, se padronizou o uso de 500 mL para a solubilização, nunca sendo utilizado volume

inferior a este. Estes volumes diferenciados foram utilizados para posterior padronização das concentrações de contaminantes obtidas pela análise físico-química dos extratos solubilizados. Assim, a massa de cada uma das amostras coletadas e o volume de água adicionado para a solubilização são mostrados na Tabela 6. A Figura 22 ilustra o processo de solubilização.

Massa seca (g)	Volume água (mL)
168,50	650
52,00	500
25,02	500
151,71	600
52,10	500
27,34	500
165,06	650
190,88	750
144,91	600
177,81	700
101,92	500
133,86	600
	Massa seca (g) 168,50 52,00 25,02 151,71 52,10 27,34 165,06 190,88 144,91 177,81 101,92 133,86

Tabela 6. Massa seca das amostras e volume de água deionizada utilizado para a obtenção de extrato solubilizado de cada um dos pontos de coleta.

Após a adição do volume de água para a solubilização em cada amostra, estas foram homogeneizadas manualmente por 5 minutos e deixadas em repouso por 7 dias a 25°C. Finalizado o período de solubilização, as amostras foram filtradas em filtro 0,45 µm e os parâmetros pH e potencial de oxidorredução (ORP) foram imediatamente medidos com uso da sonda multiparâmetros *YSI 6920*. As amostras foram então armazenadas em frascos plásticos e analisadas no Laboratório de Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos, em conformidade com os procedimentos descritos em *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012). Foram avaliados os mesmos parâmetros físico-químicos analisados nas amostras de águas subterrâneas (item 4.2.2).

A padronização dos resultados foi feita multiplicando-se os valores das concentrações obtidas pelas análises físico-químicas do extrato solubilizado pelo volume utilizado na solubilização e dividindo-o pela massa de resíduos utilizada (Tabela 6). Assim:

$$Concentração (\frac{mg}{kg}) \frac{\text{Concentração (mg/L) * Volume (L)}}{Massa resíduos (kg)}$$

Os resultados obtidos foram relacionados com os resultados das análises microbiológicas por meio da Análise de Correspondência Canônica (CCA). Ambas as análises foram realizadas com uso do software *PAST 3.25*.



Figura 22. Amostras coletadas (acima), trituração dos resíduos(abaixo, à esquerda) e solubilização dos mesmos (abaixo, à direita).

# 4.3.7. Avaliação microbiológica dos resíduos sólidos aterrados

Com a finalidade de se realizar a caracterização microbiológica com o uso de técnicas de biologia molecular, foi necessário primeiramente separar aproximadamente 1,0g de biomassa úmida obtida a partir de cada amostra coletada (item 4.2.6). Para o caso das amostras superficiais (30 cm), constituídas basicamente de solo seco, apenas a quantidade relativa a 1,0 g de amostra foi separada e armazenada sob refrigeração, a -20°C.

No entanto, para os casos das amostras a 1m e 2m de profundidade, devido ao maior teor de umidade e de resíduos sólidos não degradados, foi necessário retirar e armazenar a biomassa aderida nos diferentes materiais encontrados com o uso de uma solução tampão PBS. Esta solução foi preparada dissolvendo-se 8 g de cloreto de sódio (NaCl), 0,2 g de cloreto de

potássio (KCl), 1,44 g de fosfato de sódio dibásico (Na<sub>2</sub>HPO<sub>4</sub>) e 0,24 g de fosfato de potássio monobásico (KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>), nesta ordem, em 800mL de água purificada. Posteriormente, realizouse o ajuste do pH da solução para 7,4 com adição de HCl e,finalmente, o volume foi completado para 1000 mL.

Desta maneira, os resíduos de maior porte (plásticos, metais e vidros) foram lavados com esta solução, de forma a retirar toda a biomassa a eles aderida. Posteriormente, a solução obtida foi centrifugada a 6000 rpm por 5 minutos, e o sobrenadante foi descartado. A biomassa úmida (*pellet*) obtida foi armazenada a -20°C até a etapa de extração de DNA.

As etapas de extração de DNA, PCR e DGGE das amostras de resíduos sólidos foram realizadas seguindo os mesmos procedimentos descritos nos itens 4.2.4.1 e 4.2.4.2.

#### 4.3.7.1. Sequenciamento do RNAr 16S

Amostras de resíduos sólidos provenientes de 2 dos 4 pontos coletados (vide Figura 19) foram enviadas a sequenciamento do fragmento 16S do RNA ribossomal (RNAr). Ressalta-se que dos 2 pontos selecionados, foram sequenciadas as amostras provenientes das 3 profundidades amostradas, totalizando em 6 amostras de resíduos sólidos avaliadas. A seleção dos pontos para sequenciamento foi feita com base nos resultados do DGGE, sendo escolhidas aquelas amostras que apresentaram menor similaridade no dendograma resultante, de forma a possibilitar uma melhor representatividade dos resíduos aterrados.

Complementarmente, foram avaliadas, por meio do sequenciamento do RNAr 16S, amostras de sedimentos coletadas a montante e a jusante do depósito de resíduos (pontos M e N1, vide Figura 14), de forma a avaliar os impactos deste no entorno. Foram coletadas amostras de sedimento, e não de água superficial, uma vez que os kits de DNA utilizados possuíam método baseado em amostras sólidas. Assim, foi utilizado o mesmo método para amostras de água superficial e resíduos sólidos, padronizando os resultados.

A extração do DNA das amostras de resíduos sólidos e sedimentos foi realizada seguindo os procedimentos descritos nos itens 4.2.4.1. As amostras de DNA genômico foram enviadas para sequenciamento e análise de bioinformática ao laboratório *GenOne Biotechnologies*, situado no Rio de Janeiro, Brasil.

Neste laboratório, as amostras de DNA genômico tiveram seus genes RNAr 16S de diferentes regiões (V3-V4 466 bp) amplificados usando o Domínio Bactéria (341F CCTAYGGGRBGCASCAG; 806R GGACTACNNGGGTATCTAAT). O sequenciamento foi realizado utilizando a plataforma *Ion S5TM XL* e leituras de 400 bp/600 bp foram geradas.

A filtração da qualidade das leituras brutas foi realizada de forma a obter leituras limpas de alta qualidade, seguindo o processo de controle Cutadapt (MARTIN, 2011). As leituras foram comparadas com banco de dados de referência (QUAST et al., 2013) utilizando o algoritmo UCHIME (EDGAR et al., 2011). A análise das sequências foi realizada com o uso do software *Uparse* (EDGAR, 2013), e sequências com similaridade  $\geq$  97% foram atribuídas a mesma OTU (unidade taxonômica operacional, do inglês *Operational Taxonomic Unit*). Análises de diversidade alfa e beta foram realizadas utilizando os softwares QIIME (Versão 1.7.0) e R (Versão 2.15.3).

Os dados de sequenciamento obtidos foram subidos ao banco de dados da National Center for Biotechnology Information (NCBI), utilizando o número de bioprojeto PRJNA566349, e os nomes das amostras SAMN12787304, SAMN12787305, SAMN12787306, SAMN12787307, SAMN12787308, SAMN12787309, SAMN12787310, SAMN12787311 (https://www.ncbi.nlm.nih.gov/sra/PRJNA566349).

#### 4.4. Avaliação dos efeitos de impermeabilização superficial parcial

Como parte da segunda etapa desta pesquisa, foi implantada, em outubro de 2018, a cobertura superficial de uma área de aproximadamente 900m<sup>2</sup> (30 x 30m) localizada no interior do depósito de resíduos, ao redor da estação de monitoramento (LMS, vide Figuras 19 e 23). A obra foi efetuada pelas empresas *Brasil Tudo Lonas* e *Bragatto terraplanagem*, com a implantação de geomembrana com geotêxtil colado em uma das fases (totalizando uma espessura de 0,80 mm) e com a colocação de camadas de solo de regularização, abaixo e acima desta, cada uma com espessura de 20 cm.

O isolamento foi realizado nas circunvizinhanças da estação de monitoramento (LMS) existente no local, de forma a possibilitar a continuação do monitoramento da zona não saturada, como descrito no item 4.2.5.



Figura 23. Manta de impermeabilização no depósito de resíduos (acima) e obra finalizada, com implantação de solo de regularização (abaixo). Destaque foi dado para a estação de monitoramento (LMS), no centro da área de intervenção.

## 4.4.1. Ensaios geofísicos

Com a finalidade de observar mudanças na resistividade elétrica sob a cobertura superficial, foram empregados métodos geofísicos, por meio da realização de 7 caminhamentos elétricos no interior e nos limites da área impermeabilizada, antes (junho/2017) e após cerca de 16 meses da implantação da cobertura superficial (fevereiro/2020). A execução dos ensaios foi possível com o auxílio de equipe do CEPAS –IGc-USP.

Foi utilizado arranjo dipolo-dipolo com espaçamento de 2,5 m, de maneira a atingir uma profundidade de investigação aproximada de 25 m na porção central do perfil, o que excede a profundidade teórica do depósito de resíduos, segundo os dados da literatura (ÁLVARES, 2000; VELOZO, 2006). As diferentes linhas foram espaçadas de aproximadamente 5m, cruzaram transversalmente o depósito de resíduos e possuíram cerca de 115 m de comprimento (Figura 24).



Figura 24. Linhas geofísicas visando à caracterização do depósito de resíduos anteriormente à impermeabilização (dipolos de 2,5 m).

A aquisição de dados foi feita pelo eletrorresistivímetro de campo *Syscal Pro* de 250W (Figura 25) e seu tratamento por meio dos softwares *Prosys II* (eliminação de dados discrepantes) e *Res2dinv 3.4*. (inversão dos dados para obtenção de modelos de resistividade aparente e real). Neste último, foi possível usar ferramenta para eliminação de erros acima de 100%. Após esse tratamento inicial, realizou-se a inversão dos dados para construção de modelos de resistividade.

Vale salientar que os ensaios realizados anteriormente à impermeabilização ocorreram em época seca (junho de 2017), enquanto que aqueles realizados posteriormente ocorreram em época chuvosa (fevereiro de 2020). Ainda que esta discrepância não permita a comparação direta das duas condições, este procedimento foi adotado de forma a permitir a avaliação da efetividade da cobertura em uma situação crítica. A comparação direta de condições sem e com a cobertura foi possível pela investigação, em fevereiro/2020, de 2 linhas externas à cobertura (L1 e L7, vide Figura 24).



Figura 25. Resistivímetro de campo utilizado na pesquisa.

A interpretação do nível d'água no depósito de resíduos foi possível por meio da medição, nos dias dos ensaios, dos níveis d'água na estação de monitoramento (LMS) e no poço P14, ambos próximos aos levantamentos realizados.



Figura 26. Execução de caminhamentos elétricos no local de instalação da cobertura, antes (esquerda) e depois (direita) da efetivação da obra.

#### 4.4.2. Caracterização físico-química e microbiológica dos resíduos sólidos aterrados

A coleta de amostras de resíduos sólidos e sua caracterização físico-química foi realizada em fevereiro/2020 seguindo os mesmos procedimentos descritos no item 4.2.6. Foram realizadas novas perfurações nas proximidades dos pontos amostrados em 2017, abrangendo 2 locais no interior da área de impermeabilização superficial (D1 e D2) e 2 locais no exterior desta (F1 e F2). (Figura 27). Não foram coletadas amostras nas mesmas localizações exatas das amostragens anteriores, mas nas proximidades, uma vez que os pontos anteriormente coletados teriam sofrido distúrbios decorrentes da própria perfuração e não representariam apenas os efeitos da impermeabilização.



Figura 27. Pontos de coleta de amostra resíduos sólidos para caracterização físico-química e microbiológica.

Foram coletadas amostras a 30 cm (início da deposição de resíduos, após as camadas de solo de cobertura) e 1 m (amostras totalmente compostas de resíduos sólidos) nos 4 pontos selecionados, totalizando 8 amostras (D11, D12, D21 e D22 dentro da área impermeabilizada e F11, F12, F21 e F22 fora desta). Ressalta-se que a letra das siglas utilizadas corresponde à posição em relação à impermeabilização (D para amostras dentro e F para amostras fora), o primeiro número da sigla corresponde à localização espacial (por exemplo, D1 ou D2, vide Figura 27), e o segundo número corresponde à posição em profundidade (1 para 30 cm e 2 para 1 m). Assim, a amostra F11, por exemplo, corresponde à coleta realizada fora da manta (F), na posição F1 e na profundidade de 30 cm.

As amostras foram solubilizadas seguindo a norma NBR 10.006 (ABNT, 1984) para avaliação físico-química. De forma a manter proporção recomendada pela norma e possibilitar comparação dos resultados em mg/L, foram utilizadas as massas de resíduos e volumes de água destilada apresentados na Tabela 7.

Amostra	Massa (g)	Umidade (%)	Volume agua destilada (mL)
F11	181	11	724
F12	122	15	488
F21	137	9	548
F22	186	11	744
D11	221	11	884
D12	123	20	492
D21	209	8	836
D22	284	11	1136

Tabela 7. Massas de resíduos sólidos, umidade (%) e volumes de água destilada utilizados para o ensaio de solubilização.

Os DNAs genômicos das amostras foram extraídos seguindo o procedimento descrito em 4.2.4.1 e enviados para sequenciamento ao laboratório *GenOne Biotechnologies* (Rio de Janeiro). Diferentemente das amostras anteriormente sequenciadas, nesta segunda etapa foi utilizada a plataforma *Ilumina – PE 250*, a qual também permitiu a identificação de populações mais relevantes do Domínio Archaea. O tratamento dos dados foi feito seguindo os mesmos procedimentos descritos em 4.2.7.1.

#### 4.4.3. Atividade metanogênica especifica.

Com a finalidade de complementar os resultados microbiológicos, foram realizados ensaios de atividade metanogênica especifica (AME), de forma a proporcionar informações relacionadas com a atividade de microrganismos metanogênicos propriamente dita, a qual foi mensurada pela geração de metano. Desta maneira, esperava-se obter diferenças nas condições com e sem influência da cobertura superficial, de forma a possibilitar inferências a respeito do comprometimento da atividade microbiana.

Os ensaios de AME foram realizados no Laboratório de Processos Biológicos (LPB) da EESC/USP, com o uso de sistema Oxitop<sup>©</sup>. Este sistema é composto por frascos de vidro com duas aberturas laterais (Figura 28A) providos de transdutores de pressão localizados em uma cabeça de medição (Figura 28B). Durante os testes anaeróbios, estes frascos são mantidos em estufa a temperatura desejada e sob agitação, e a sobrepressão observada como decorrência da geração e acumulação de biogás no *headspace* é automaticamente registrada pelas cabeças de medição. Levando-se em conta o volume do *headspace* e a temperatura de incubação, a equação de gás ideal de estado permite o cálculo de volumes de biogás produzidos a partir de dados acumulados de sobrepressão.



Figura 28. (A) Frasco utilizado nos ensaios de AME; (B) Cabeça que determina e armazena os dados de pressão. FONTE: Martins, 2015.

Para a realização deste ensaio, foram utilizadas amostras compostas dos resíduos sólidos coletados em fevereiro/2020 (item 4.2.8.2). Desta maneira, as amostras coletadas nos pontos D1 e D2 (vide Figura 27), em suas diferentes profundidades (30 cm e 1 m), as quais correspondem à área sob influência da cobertura, foram misturadas para composição de uma única amostra (D). Por outro lado, as amostras coletadas nos pontos F1 e F2, representativas das condições fora da área de cobertura, foram misturadas para a composição de outra amostra (F). Ressalta-se que para a composição das amostras D e F foram desprezados materiais volumosos (plásticos, tecidos, metais, vidros e madeira) e foi aplicado o método do quarteamento.

Os ensaios de AME são realizados com uma massa inicial da amostra, obtida a partir dos resultados da análise de sólidos totais voláteis (STV), de forma a obter uma concentração no ensaio de 5 g STV/L. Desta maneira, foi necessário realizar, previamente a este ensaio, a análise de STV de cada uma das amostras preparadas (D e F), em duplicata. Estas determinações foram realizadas no Laboratório de Saneamento (EESC/USP).

Com base nos resultados de STV, foram adicionados 8,5 g da amostra F e 7,9 g da amostra D aos frascos do sistema Oxitop<sup>©</sup>, aos quais também foram acrescentados 200  $\mu$ L das Soluções I e II (Tabela 8) e completaram-se os frascos com água destilada até a massa de 200 g. Todos os testes foram realizados em triplicata e a temperatura da estufa foi mantida em 30 ± 1°C.

Antes da execução dos ensaios, foram adicionadas cinco lentilhas de NaOH em cestos existentes na parte superior de cada frasco, de forma a proporcionar a absorção do CO<sub>2</sub> gerado

e não ocasionar erros nas leituras. De forma a garantir a manutenção de ambiente anaeróbio durante o ensaio, aplicou-se fluxo de gás  $N_2$  no meio liquido do frasco (por 5 minutos) e no *headspace* (por 2 minutos). Iniciado o ensaio, foi necessário adicionar fonte de carbono, a qual foi constituída de mistura de ácido acético, propiônico e butírico

Solução I: Macronutrientes	q.s.p. 1000 mL						
NH4Cl	73,6 mg						
KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	13,6 mg						
(NH <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> .SO <sub>4</sub>	13,6 mg						
Solução II: Micronutrientes							
FeCl <sub>2</sub> .4H <sub>2</sub> O	2000 mg						
CoCl <sub>2</sub> .6H <sub>2</sub> O	2000 mg						
MnCl <sub>2</sub> .4H <sub>2</sub> O	500 mg						
CuCl <sub>2</sub> .2H <sub>2</sub> O	30 mg						
(NH4)6.M07.O24.4H2O	50 mg						
NiCl <sub>2</sub> .6H <sub>2</sub> O	10 mg						
ZnCl <sub>2</sub> H <sub>2</sub> O	50 mg						

Tabela 8. Composição dos substratos e soluções de macro e micronutrientes utilizadas nos ensaios de AME.

#### FONTE: Martins (2015)

O ensaio teve duração de aproximadamente 3 dias, após os quais foram efetuados os cálculos de Atividade Metanogênica Específica como detalhados nas Equações 1 a 5. Com base nas Eqs. 4 e 5, observa-se que derivando a PMEr no tempo (geralmente, utilizam-se 5 pontos) encontra-se a atividade específica (AE) no tempo t. Finalmente, a AME é máxima atividade específica.

$$CH_{4 massa} = CH_{4 massa(fase gasosa)} + CH_{4 massa(fase líquida)}$$
Eq. 1

$$CH_{4 massa (fase gasosa)} = \frac{1}{R*T}$$
 Eq. 2

 $CH_{4 massa (fase líquida)} = K * P * M * V_{(l)}$ 

$$PME_r = \frac{CH_4 \max * S}{X * V_{(l)}}$$
Eq. 4

3

$$AE = \frac{dPME_r}{dt}$$
 Eq. 5

Eq.

**Onde:** M é a massa molar do metano (16.04g / mol); V é o volume da fase líquida ou gasosa (L); P é a pressão no headspace (atm); R é constante universal dos gases (0.082057 L.atm / K.mol); T é a temperatura (K), K é a constante da Lei de Henry (para o metano a 30 °C 0,001436 mol / L.atm); S é o coeficiente estequiométrico a oxidação do metano (4 g DQO / g CH4) e X é a concentração de biomassa no ensaio (g STV / L) e; PME é a taxa de produção de metano específica (g DQO CH4/g VSS) no tempo t.

#### 4.4.4. Avaliação da produção de lixiviado

Após a impermeabilização da área, foi continuado o acompanhamento da produção de lixiviado na estação de monitoramento (LMS), seguindo os procedimentos descritos no item 4.2.5, no entanto adotando uma frequência de amostragem bimestral.

Adicionalmente, foi incorporada a medição de gases (CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub>) gerados na região da implantação da cobertura superficial, utilizando equipamento *Landtec GEM 2000*. Para tanto, era necessário isolar a LMS do entorno, de forma a evitar a dispersão dos gases e possibilitar sua posterior detecção. Este isolamento foi possível com o uso de um fragmento da mesma geomembrana utilizada na etapa de impermeabilização, o qual era colocado com 24 horas de antecedência à medição na porção superior da LMS.

## 4.5. Análise hidroquímica, espacial e estatística dos dados

Para melhor organização e interpretação dos resultados, foram realizadas análises estatísticas utilizando o software *PAST 3.25*. Para o conjunto de dados de águas subterrâneas e superficiais, adotaram-se análises multivariadas, especialmente a análise de componentes principais (PCA – Principal Component Analysis). Para os dados de amostras de lixiviado e extrato solubilizado, também foi realizada a correlação de Pearson.

Em relação aos resultados de fatores biológicos – sequenciamento do RNAr 16S e sobrevivência de organismos em testes de ecotoxicidade – optou-se por executar a análise de correlação/correspondência canônica (CCA).

Por outro lado, com a finalidade de checar a classificação das águas subterrâneas, foi adotado o diagrama de Piper, amplamente utilizado em estudos hidrogeoquímicos. A construção dos distintos diagramas foi possível com o uso do software *Diagrammes*.

Com a finalidade de se conhecer os principais processos geoquímicos existentes na área de estudo, de se analisar a especiação química das espécies iônicas, bem como de identificar os processos de dissolução mineral do contexto pedológico e a atividade das espécies dissolvidas

nas águas subterrâneas, foi realizada a modelagem geoquímica utilizando o software *PHREEQC* (PARKHUST; APPELO, 1999).

Finalmente, visando permitir um maior entendimento da distribuição espacial das concentrações de contaminantes, foram construídos mapas de distribuição de concentrações para o caso das amostras de água superficial e subterrânea, com o uso do software de Sistemas de Informações Geográficas (SIG) *ArcMap 10.5*.

## 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### 5.1. Diagnóstico da área de estudo

## 5.1.1. Ensaios geofísicos<sup>1</sup>

Nesta seção, os resultados dos ensaios geofísicos conduzidos pela presente pesquisa (em 2018) são apresentados conjuntamente com aqueles realizados em pesquisas anteriores (em 1996 por Gadotti (1997) e em 2005 por Velozo (2006), de forma a permitir a avaliação da evolução da pluma de contaminantes.

Juntamente com as tomografias elétricas, são apresentados os níveis d'água mensurados e/ou interpolados e os poços de monitoramento em sua localização geográfica correspondente. Diferenças nos dados topográficos puderam ser notadas nos diferentes anos avaliados, possivelmente devido ao uso de diferentes métodos para sua obtenção (mapas topográficos em 1996 e 2005, e dados de radar em 2018).

Ressalta-se que a formação geológica do local, como descrito no item 4.2 e na Figura 9, é fundamentalmente formada por solos arenosos, sem verificação de heterogeneidades; desta maneira, as anomalias de resistividade encontradas nas tomografias elétricas são atribuídas à influência do depósito de resíduos.

A Figura 29 mostra os modelos de resistividade para as linhas L1 de 1996 e L1 de 2018 (vide Figura 13). O nível d'água não foi ilustrado uma vez que o poço de monitoramento (P23) estava seco. A comparação dos modelos de resistividade permite observar que o menor espaçamento dos eletrodos adotados em 1996 permitiu um maior detalhamento da subsuperficie, mostrando anomalias que podem existir, mas não são visíveis com dipolos maiores. Ainda assim, um movimento da pluma em profundidade parece haver ocorrido, alcançando cerca de 40 a 50 m de profundidade e cerca de 200 m de extensão, após 20 anos do fechamento do deposito em estudo.

Infelizmente, o poço de monitoramento P23, localizado sobre a linha L1, estava seco em ambos os anos estudados, de forma que não foi possível avaliar seu nível de contaminação. Ainda assim, amostras coletadas em 2017, durante a mesma estação hidrológica, mostrou condutividades elétricas consideravelmente baixas (~40  $\mu$ S/cm). Este resultado, no entanto, não descarta a possibilidade de contaminação na região, uma vez que o poço não está localizado em zona de maiores anomalias de resistividade.

<sup>&</sup>lt;sup>1</sup> Os resultados deste item possibilitaram a elaboração e publicação do seguinte artigo: Morita, A.K.M.; Pelinson, N.S.; Elis, V.R.; Wendland, E. Long-term geophysical monitoring of an abandoned dumpsite area in a Guarani Aquifer recharge zone. JOURNAL OF CONTAMINANT HYDROLOGY JCR, v. 230, 2020.



Figura 29. Modelos de resistividade obtidos para as linhas L1 de 1996 (acima) e L1 de 2018 (abaixo). A área selecionada no modelo da L1-2018 representa a área investigada em 1996. O poço P23 também é representado.

Observa-se que há evidência de contaminação em uma área considerada anteriormente como de montante, de acordo com a delimitação do depósito em superfície e levando em consideração as características do material encontrado na perfuração do poço P23 (FREITAS, 1996). Neste sentido, considera-se, por um lado, que o estabelecimento dos limites do depósito pode não ter respeitado a real deposição de resíduos no local, dado que o lançamento irregular e não planejado frequentemente ocorre em lixões. Por outro lado, supõe-se que o processo de difusão pode ter influenciado a dispersão da pluma no local, fazendo com que contaminantes atinjam regiões de montante.

A Figura 30 mostra a comparação entre as linhas L2 de 1996 e L2 de 2018 (vide Figura 13). Ressalta-se que a extensão da linha investigada em 1996 corresponde aos limites do depósito, o qual possui uma profundidade de aproximadamente 15 m (VELOZO, 2006). Similarmente à comparação anterior, não é possível afirmar que as anomalias de menor resistividade não existem em 2018, uma vez que elas estão restritas a aproximadamente 5 a 10 m de profundidade e podem não ser representadas em investigações usando maiores dipolos.

Ainda assim, a ordem de magnitude das anomalias é similar (de cerca de 5-10 ohm.m em 1996 a cerca de 25 ohm.m em 2018), o que não mostra evidência de significante atenuação dos contaminantes 20 anos após o fechamento do depósito.



Figura 30. Modelos de resistividade obtidos para as linhas L2 de 1996 (acima) e L2 de 2018 (abaixo). A área selecionada no modelo da L2-2018 representa a área investigada em 1996. Os poços de monitoramento e o nível d'água (WT) também são representados.

Por outro lado, o aumento da pluma é evidente: enquanto em 1996 ela parece estar restrita à estrutura da voçoroca, não alcançando profundidades maiores que 20m, em 2018 ela alcançou cerca de 80m de extensão e 60m de profundidade. Mais uma vez, os poços de monitoramento não alcançam as áreas de maior anomalia, o que prejudica a total caracterização da pluma de contaminantes.

Ainda assim, destaca-se que ocorreu uma deterioração na qualidade da água subterrânea na região do poço P12, o que pode ser evidenciado tanto pelos valores de resistividades quanto por meio de sua caracterização físico-química. Assim, os valores de condutividade elétrica, cloretos e pH aumentaram, no período de 1996 a 2018, de 123 a 570  $\mu$ S/cm, de 6,0 a 9,2 mg/L e de 5,8 a 6,2, respectivamente. Por outro lado, os valores de DQO diminuíram, passando de 35 a 10 mg/L, mostrando possível degradação da matéria orgânica e geração de íons solúveis. Esta deterioração verificada na região não era esperada, dado que este poço está situado em uma posição teoricamente de montante, com base nas medições dos N.A. e no fato de não terem sido encontrados resíduos durante a perfuração do poço (FREITAS, 1996).

Assim, o movimento da pluma de contaminantes pode ser atribuído a anomalias de condutividade hidráulica comuns em áreas de depósitos de resíduos, as quais, de acordo com Christensen, Bjerg e Kjeldsen (2007), podem levar a mudanças na direção do fluxo de contaminantes em até 70 graus. Outro mecanismo de possível importância para o movimento da pluma é a difusão, a qual pode ser significativa na área. Ambos os processos mencionados – somados à disposição irregular e não planejada de resíduos – mostram a importância de monitorar adequadamente todas as circunvizinhanças de depósitos de resíduos.

Os poços P2 e P3 somente foram amostrados em 2018, uma vez que eles não existiam em 1996. Os valores de CE (125 e 74  $\mu$ S/cm, respectivamente, para P2 e P3) confirmam a existência de impactos a esta distância (~80m), mesmo levando em consideração o fato de que estes poços não chegam a alcançar as regiões de maiores anomalias. Adicionalmente, a avaliação de metais potencialmente tóxicos mostrou valores de chumbo iguais a 20  $\mu$ g/L e 70  $\mu$ g/L para os poços P2 e P3, respectivamente, os quais são superiores ao valor de intervenção (VI) para este parâmetro, igual a 10  $\mu$ g/L (CETESB, 2016b). O poço P2 também apresentou concentração de cobalto igual a 125  $\mu$ g/L, quase o dobro do VI para este metal (70  $\mu$ g/L). Ressalta-se que a investigação detalhada conduzida na área de estudo (PMSC, 2011) também encontrou valores superiores ao VI para arsênico, bário e selênio no poço P2, metais que não foram detectados e/ou avaliados em 2018.

Esta situação é preocupante, considerando que tais poços não aparentam significante deterioração na qualidade em termos dos parâmetros comumente adotados em áreas de disposição de resíduos (CE, cloretos e matéria orgânica), mas possuem altas concentrações de metais potencialmente tóxicos. Além disso, com base no modelo de resistividade, se esperam maiores concentrações de contaminantes a cerca de 50m de profundidade.

Ressalta-se que, ainda que não exista nenhum poço de background na região de estudo – dado que se provou que o poço anteriormente considerado de montante, P23, é influenciado pela deposição de resíduos – os dados de águas subterrâneas do Aquífero Guarani mostram que não são esperadas concentrações significantes de metais potencialmente tóxicos neste aquífero (CETESB, 2016c).

Por outro lado, com relação ao transporte de metais em águas subterrâneas, é um consenso que estas substâncias têm uma mobilidade restrita em subsuperficie, especialmente em condições neutras a básicas (HEM, 1985; QASIM; CHIANG, 1994; CHRISTENSEN et al.,

2001; FETTER, 2018). Assim, alguns fatores que podem ter contribuído para a existência de altas concentrações de metais nas vizinhanças do depósito de resíduos são: a) a presença de resíduos industriais no depósito estudado, os quais podem possuir maiores concentrações destes poluentes; b) a maior mobilidade de metais em condições ácidas (pH < 5,0), as quais são comuns nas porções livres e rasas do Aquífero Guarani (CETESB, 2016c). Consequentemente, assume-se que diversas regiões de recarga podem propiciar uma maior mobilidade de metais potencialmente tóxicos, sendo ainda mais vulneráveis sob este ponto de vista. Como exemplo, cita-se o chumbo, cuja sorção pelo solo diminui quando o pH é menor que 4,61 (FETTER, 2018) ou 5,0 (QASIM; CHIANG, 1994).

Tambem é importante observar, com base na análise da Figura 30, que a pluma de contaminantes não ficou restrita à estrutura da voçoroca, como esperado por Elis et al. (2016). Observou-se um movimento na direção oeste e em profundidade, atingindo cerca de 60 m. Este movimento pode ser atribuido à advecção, cuja direção principal na região é oeste ou noroeste (W-NW), e ao fato de a região ser uma zona de recarga, com importante componente de fluxo vertical.

Similarmente, os modelos ilustrados na Figura 31 mostram um movimento da pluma em direção a oeste, alcançando cerca de 100 m a partir do depósito e 30 m de profundidade. Este movimento já pôde ser identificado em 2005 – ao redor do eletrodo situado na posição 200 m – no entanto, a extensão da pluma não pôde ser detectada antes de 2018.

As anomalias mais significantes em ambos os anos avaliados estão situadas no interior do depósito e não parecem ter sido atenuadas com o decorrer do tempo, apresentando valores de cerca de 5 a 10 ohm.m. Análises químicas do lençol de lixiviado existente no interior do depósito de resíduos foram realizadas em 2018, mas não em 2005, uma vez que os poços de monitoramento não existiam antes de 2014 (SHINZATO, 2014).

Os parâmetros avaliados mostraram altas concentrações de poluentes no interior do depósito, especialmente na estação de monitoramento (LMS, CE = 2670  $\mu$ S/cm; Cl<sup>-</sup> = 100 mg/L; DQO = 213 mg/L), a qual possui cerca de 7 m de profundidade e está totalmente localizada no interior da massa de resíduos. Já os resultados do poço P14 (CE = 1026  $\mu$ S/cm; Cl<sup>-</sup> = 46 mg/L; DQO = 33 mg/L) ilustram a qualidade da água subterrânea logo abaixo do depósito, uma vez que este poço de monitoramento possui 20m de profundidade, estando seu filtro localizado a aproximadamente 4 m abaixo da massa de resíduos. Comparando os resultados de LMS e P14, observa-se a ocorrência de uma suave redução da concentração de poluentes decorrente da mistura do lixiviado com as águas subterrâneas, fato que também pode ser verificado pelas tomografias elétricas.



Figura 31. Modelos de resistividade obtidos para as linhas L1 de 2005 (acima) e L3 de 2018 (abaixo). A área selecionada no modelo da L3-2018 representa a área investigada em 2005. Os poços de monitoramento e o nível d'água (WT) também são representados.

Adicionalmente, a análise da tomografia elétrica permitiu observar um pequeno deslocamento da pluma para NE, similarmente aos perfis já analisados, o que foi atribuído a anomalias de fluxo e/ou difusão.

Com a finalidade de comparar as anomalias existentes em 2018 com aquelas encontradas em 2005, será apresentado neste item o resultado da investigação conduzida, também em 2018, na região da área que seria posteriormente impermeabilizada, a qual adotou dipolos de 2,5 m, teve extensão de 110 m e, assim, possibilitou melhor detalhamento da subsuperficie (ver item 4.2.8.1). Esta investigação é apresentada na Figura 32.



Figura 32.Linha L3-2018 utilizando dipolos de 2,5 m e extensão de ~ 110 m.

Esta análise permitiu observar que ainda existem regiões de baixa resistividade no interior do depósito de resíduos, com valores compatíveis àqueles encontrados em anos anteriores (~5 ohm.m), o que mostra que não há evidencias de atenuação. Os resíduos estão localizados até aproximadamente 10 - 12 m e a deposição acompanhou a estrutura da voçoroca. No centro desta, uma maior intensidade do fluxo de lixiviado em profundidade pode ser observada, possivelmente devido à existência de maior massa de resíduos no local.

Adicionalmente, observa-se que o uso de dipolos menores leva à impressão de que a pluma permanece restrita à estrutura da voçoroca, o que não foi observado com dipolos maiores. Assim, é importante recomendar que, em estudos semelhantes, maiores dipolos sejam também adotados pelo menos em uma seção geoelétrica, de forma a comprovar se há expansão da pluma e possibilitar o seu correto mapeamento.

De forma similar ao analisado nas tomografias anteriores, a Figura 33 mostra o movimento da pluma para o oeste, evidente em 2018, mas também observada em 2005. Valores baixos de resistividade (~ 250hm.m) ainda foram encontrados em 2018, não apenas no depósito de resíduos como também a aproximadamente 150 m de distância deste e a 40 m de profundidade, mostrando que a dispersão da pluma não foi acompanhada, necessariamente, pela atenuação de contaminantes.



Figura 33. Modelos de resistividade obtidos para as linhas L3 de 1996 (acima), L2 de 2005 (meio) e L4 de 2018 (abaixo). As áreas selecionadas no modelo da L4-2018 representam as áreas investigadas em 2005 (área maior) e 1996 (área menor). O nível d'água (WT) somente é representado quando mensurado.

Os poços de monitoramento P16, P17 e P18 estão situados em áreas sem deposição de resíduos (FREITAS, 1996; PMSC, 2011), mas com visível dispersão da pluma de contaminantes. Mais uma vez, os poços não alcançam as zonas de menor resistividade, o que torna o entendimento dos níveis de contaminação menos preciso.

A comparação dos parâmetros físico-químicos em ambos os anos avaliados permitiu observar que, em um período de cerca de 20 anos, não houve uma mudança significativa da qualidade da água subterrânea na região do poço P18, e, se esta ocorreu, a tendência foi de degradação e transporte de matéria orgânica (valores de DQO passando de 30 mg/L em 1996 a

13 mg/L em 2018) e geração de maior quantidade de íons solúveis (valores de CE passando de 283  $\mu$ S/cm em 1996 a 396  $\mu$ S/cm em 2018).

Observa-se, assim, que houve um aumento da condutividade elétrica com o tempo na região no poço P18, o que não acompanha os resultados do modelo de resistividade, no qual os valores de condutividade parecem ter diminuído na região. Esta contradição pode ser associada ao maior espaçamento de eletrodos adotado, o que leva a uma menor precisão dos resultados obtidos, já que estes representam uma média de uma região mais significativa.

Em relação aos poços P9, P16 e P17, somente foi possível verificar a consistência dos resultados geofísicos com dados físico-químicos em 2018, uma vez que estes poços de monitoramento não existiam anteriormente a 2010 (PMSC, 2011). Os resultados obtidos mostram clara influência da pluma de contaminantes, mesmo levando em consideração o fato de os poços não atingirem as regiões de maiores anomalias. Foram encontrados valores de CE iguais a 202, 54 e 60  $\mu$ S/cm nos poços P16, P17 e P9, respectivamente. Adicionalmente, obteve-se concentração de chumbo superior ao VI no poço P9 (80  $\mu$ g/L); ressalta-se que resultados similares também foram obtidos em amostras coletadas deste poço em estudos anteriores (PMSC, 2011).

Finalmente, a última comparação de perfis de resistividade realizada não corresponde precisamente a uma mesma localização espacial, como pode ser visualizado na Figura 13 (linhas L5-2018 e L4-2005), no entanto foram comparadas de forma a estimar a extensão da pluma de contaminantes, em região de jusante do depósito (Figura 34).

As anomalias de baixa resistividade verificadas em ambos os perfis estão relacionadas, prioritariamente, a um curso d'água existente na região, localizado entre as posições 20 e 40 m da seção de 2005 e aproximadamente entre as posições 600 e 680 m na seção de 2018. Amostra coletada do curso d'água que cruza a linha L5-2018 (ponto J2, vide Figura 13) apresentou CE muito baixa (61 µS/cm), compatível com valores de montante (M, vide Figura 13). Assim, as anomalias encontradas na linha L5-2018 não representam deterioração da qualidade dos recursos hídricos, sendo possível afirmar que a pluma de contaminantes não atinge esta distância (aproximadamente 500 m a jusante do depósito), considerando as águas superficiais.

No entanto, uma anomalia de menor resistividade pode ser visualizada a cerca de 100 m de profundidade, entre as posições 800 e 880 m. Ainda que não seja possível afirmar com segurança que essa anomalia seja originada pelo depósito de resíduos – uma vez que não há poços de monitoramento instalados no local – esta possibilidade é provável, uma vez que foi verificado, nos perfis anteriores, que o sentido de movimento da pluma de contaminantes era para o oeste e em profundidade, coincidindo com as regiões de anomalias encontradas.



Figura 34. Modelos de resistividade obtidos para as linhas L4 de 2005 (acima) e L5 de 2018 (abaixo).

Somado a isto, um comportamento similar foi detectado na linha L4-2005, com anomalias em superfície, correspondendo ao córrego, mas também em profundidade, a cerca de 15 m, e direcionada a SW, o que reforça a hipótese de influência da pluma de contaminantes neste local.

Adicionalmente, verificou-se, no córrego cortado por esta linha, clara influência do depósito de resíduos, seja em 2005 (CE = 1028  $\mu$ S/cm), seja em 2018 (CE = 852  $\mu$ S/cm). Isto indica que a 200 m do depósito de resíduos, os impactos foram e continuam sendo relevantes, podendo ter sofrido uma redução de 20-30% da concentração de íons.

Assim, comparando as linhas L4-2005 e L5-2018, verifica-se que a atenuação espacial de contaminantes – com redução de concentrações em função da distância da fonte de contaminação – parece ser muito mais relevante que a temporal – associada à diminuição de concentrações com o tempo, em um mesmo ponto no espaço.

Em relação à existência de metais potencialmente tóxicos, não foi verificada sua presença nas águas superficiais, seja a 200 m ou a 500 m do depósito. Isto comprova que os metais são menos móveis em condições oxidantes e neutras – encontradas nas águas superficiais – que em condições redutoras e ácidas – encontradas nas águas subterrâneas locais. Assim, estes

metais atingem menores distâncias, na área de estudo, em águas superficiais que em águas subterrâneas.

A condução dos estudos geofísicos, no âmbito da presente pesquisa, permitiu observar que diferentes mecanismos de transporte podem ter levado os contaminantes a alcançar zonas não esperadas, consideradas de montante. No entanto, as plumas geradas possuem dimensões restritas a 200 m de extensão e aproximadamente 50 m de profundidade, após cerca de 20 anos do fechamento do depósito e 40 anos de sua existência. Este resultado está de acordo com outros estudos conduzidos em aquíferos arenosos (BICHET et al., 2016; CHRISTENSEN et al., 2007; LYNGKILDE; CHRISTENSEN, 1992; MAURYA et al., 2017), mesmo considerando que os resíduos, no caso estudado, estão em contato com o nível freático, e possivelmente parcialmente submersos, o que poderia agravar a contaminação do aquífero.

No entanto, torna-se necessário questionar se o delineamento das plumas citadas é de fato uma consequência de processos de atenuação natural – como proposto por Christensen et al. (2007), ou se os curtos períodos estudados somente poderiam levar à geração das extensões de pluma mencionadas, considerando processos advectivos. Neste sentido, a maioria dos estudos citados pelos autores estão associados a plumas geradas dentro de um período de 20 a 50 anos, o qual possivelmente levaria os contaminantes a atingirem distâncias inferiores a 1000 m, com base nas velocidades de fluxo de águas subterrâneas comumente encontradas e no processo de advecção.

Assim, na área de estudo, a pluma alcançou cerca de 200 m após aproximadamente 40 anos do início da deposição de resíduos, o que pode estar associado a uma velocidade de fluxo de cerca de 5 m/ano. Este valor é possível para a área de estudo (PMSC, 2011; SINDICO et al., 2018). Assim, mesmo o impacto parecendo estar limitado – restrito a 200 m do depósito – ainda se faz necessário continuar o monitoramento, de forma a avaliar se há maior alcance da pluma com o tempo e se os riscos são inexistentes quando a área de influência atingir regiões mais urbanizadas.

Adicionalmente, os ensaios geofísicos, assim como os dados de monitoramento de águas subterrâneas – apresentados parcialmente neste item e parcialmente no item 5.1.3 – mostraram que não há evidencia de redução dos impactos gerados pelo depósito, com base em um período de 20 anos de monitoramento.

Ressalta-se que os ensaios geofísicos são uma primeira ferramenta para proporcionar o mapeamento da pluma, devendo ser complementada com amostragens das regiões de anomalias de resistividade, o que não foi completamente alcançado na área de estudo. Ainda assim, no caso estudado provou-se que a o entorno do depósito é fortemente impactado por este, com

persistência a largo prazo. Esta conclusão foi possível com o uso de espaçamentos entre eletrodos maiores, os quais, ainda que levem a uma diminuição na precisão dos resultados, permitem uma investigação em profundidade que é fundamental – especialmente em áreas de recarga. Espaçamentos menores podem, portanto, levar a conclusões equivocadas sobre a delimitação da pluma.

Os resultados obtidos nesta etapa da pesquisa permitiram o aprimoramento da modelo conceitual da área de estudo, passo fundamental para o entendimento dos processos de transporte e atenuação na região.

#### 5.1.2. Modelo conceitual da área de estudo

Com base no levantamento topográfico de alguns poços de monitoramento e na medição dos níveis estáticos com frequência semestral, no período de 2017 a 2019, foi possível construir mapas potenciométricos da área de estudo.

Não foram verificadas mudanças sazonais significativas nas posições das linhas equipotenciais e, consequentemente, na direção principal do fluxo de água subterrânea. Assim, optou-se por ilustrar na Figura 35 o mapa construído especificamente com os dados de agosto/2018. Ressalta-se, no entanto, que mudanças locais na direção do fluxo foram observadas, mas, não sendo consideravelmente visíveis nos mapas potenciométricos, optou-se por abordá-las posteriormente, por meio da análise dos N.A. de diferentes poços ao longo do tempo.

O fluxo predominante da água subterrânea é direcionado a NW, com porções mais fortemente direcionadas ao W. Este fato pôde ser confirmado pelos ensaios geofísicos conduzidos na área de estudo (item 5.1.1) e condiz com o mapa potenciométrico da Figura 10, produzido pela PMSC (2011).

Além deste sentido predominante de fluxo, também foi verificada uma componente vertical descendente, com base nos dados dos poços multi níveis P16-P17 e P2-P3, ilustrados na Figura 36. Esta observação pode ser explicada pelo fato de a região ser uma área de recarga, levando à existência de linhas de fluxo em profundidade, as quais devem contribuir para cursos d'água mais distantes (fluxos regionais). Esta componente vertical de fluxo também foi verificada pelos ensaios geofísicos, tendo-se verificado um aprofundamento da pluma de contaminantes.



Figura 35. Mapa potenciométrico construído para a área de estudo (agosto/2018).



Figura 36. Perfis construtivos dos poços multi níveis existentes na área de estudo e os níveis d'água médios encontrados para cada ano de análise.

O fluxo em profundidade, somado ao fato de os poços de monitoramento na região de estudo serem rasos ou possuírem filtros muito compridos – entre 2 e 4 m, levando à diluição da pluma com água subterrânea não contaminada – leva à conclusão de que a pluma de contaminantes gerada pelo depósito não está sendo corretamente amostrada pelos poços existentes. Este fato também foi confirmado pelas tomografias elétricas, as quais mostraram que os poços construídos não amostram as regiões de maior anomalia de resistividade.

Considerando estas observações e os dados físico-químicos das amostras de água subterrânea obtidos de estudos anteriores (PMSC, 2011; PELINSON, 2018), foi possível construir um modelo conceitual preliminar (Figuras 38, 39 e 40) da área do depósito de resíduos, com base nos cortes A-A' e B-B' ilustrados na Figura 37.



Figura 37. Cortes A-A' e B-B' utilizados para construção de modelo conceitual.

Ressalta-se que os sentidos de fluxo são mantidos sazonalmente para a linha A-A', mas são observadas alterações sazonais no sentido de fluxo da linha B-B', levando o poço P15A a possuir cargas hidráulicas ora mais elevadas, ora mais baixas que o poço P15. Assim, para o corte A-A' somente é apresentado um modelo, enquanto para B-B' são apresentados dois modelos, um relacionado a períodos chuvosos (fevereiro/2019) e outro relacionados a períodos secos (agosto/2019).

A Figura 38 mostra o possível processo de diluição da pluma com águas de background, levando à verificação de baixas concentrações de contaminantes no poço P15 e a maiores concentrações nos poços PJ e P18. Por outro lado, observa-se que podem haver regiões de maiores concentrações a profundidades maiores do que aquelas amostradas nos poços PJ e P18, o que foi sugerido pelos ensaios geofísicos (vide Figura 33).



Figura 38. Modelo conceitual preliminar da área em estudo (corte A-A').

O modelo conceitual também permite observar a existência de lençóis suspensos de lixiviado no depósito de resíduos. Estes são formados possivelmente pelas camadas de solo intermediárias que foram depositadas durante a operação do depósito e por materiais não degradados (plásticos, metais e tecidos) capazes de armazenar lixiviados altamente concentrados (SHINZATO, 2014; PELINSON et al., 2020).

A existência de lençóis suspensos pôde ser verificada por meio de duas observações: a) a variação dos níveis d'água no interior da estação de monitoramento (LMS), indo de 2,5 a 7,0 m a partir da superfície do depósito de resíduos, o que não é compatível com as variações observadas nos demais poços avaliados (P12, P13, P13A, P15, P15A, P2, P3, P7, ver ANEXO A); e b) o rebaixamento e manutenção dos níveis a posições inferiores após a implantação da cobertura superficial (outubro/2018), mostrando que os líquidos anteriormente observados no interior do depósito tratavam-se de lençóis suspensos (água pluvial e lixiviado acumulados), não correspondendo ao nível d'água subterrânea.



Figura 39. Modelo conceitual preliminar da área em estudo (corte B-B'), considerando o mês de fevereiro/2019.



Figura 40. Modelo conceitual preliminar da área em estudo (corte B-B'), considerando o mês de agosto/2019.

As Figuras 39 e 40 ilustram o comportamento dos contaminantes em corte transversal ao depósito de resíduos, corroborando a existência de anomalias de condutividade elétrica que levam à influência do depósito em regiões consideradas de montante pelo mapa potenciométrico (Figura 35). Assim, observa-se que a região do poço P15A é sazonalmente influenciada pelo depósito de resíduos.

Este comportamento hidráulico também pôde ser observado em outras seções transversais ao depósito de resíduos. A Figura 41 mostra os níveis d'água observados pelos conjuntos de poços P12-P14-P7 e P13A-P14-P7, nas quais observa-se a mudança temporal nas direções dos fluxos observados. Ressalta-se que as variações não são necessariamente sazonais, verificando-se mudanças em anos subsequentes.

Assim, verificou-se que os poços P12 e P13A são de fato influenciados pelo depósito de resíduos, devido a mudanças sazonais e/ou temporais no sentido do fluxo de água subterrânea. Trata-se de mudanças que levam a pequenas variações nas inclinações das linhas equipotenciais dos mapas potenciométricos, o que dificulta sua visualização e torna a construção de seções (cortes) mais interessante.



Figura 41. Variações dos niveis d'água mensurados nos poços P13A-P14-P7 (esquerda) e P12-P14-P7 (direita).

Por outro lado, ressalta-se que o poço P13 apresentou, durante todo o período estudado (2017 a 2019), cargas hidráulicas superiores àquelas verificadas no interior do depósito de resíduos, indicando que este poço possivelmente não é impactado pelo depósito. Não se exclui, no entanto, que flutuações não reportadas possam ter ocorrido nos níveis do interior do depósito, levando esta região (P13) a ter sido influenciada em algum momento.

#### 5.1.3. Monitoramento da água subterrânea e superficial<sup>2</sup>

Foram realizadas, ao longo do período de estudo, 6 campanhas de amostragem de águas subterrâneas e superficiais, com frequência aproximadamente semestral: em julho de 2017, dezembro de 2017, abril de 2018, agosto de 2018, fevereiro de 2019 e agosto de 2019. No ano de 2018 realizou-se amostragem no mês de abril de forma a verificar possíveis mudanças nas características físico-químicas no final – e não no início – do período chuvoso.

Os diferentes parâmetros analisados, para os pontos de coleta estudados nesta pesquisa, são apresentados nos ANEXOS A e B, para amostras de água subterrânea e superficial, respectivamente. Os resultados que excedem os valores de intervenção (VI) da Decisão de Diretoria n° 256/2016/E da CETESB (CETESB, 2016b) ou extrapolam os padrões de potabilidade (PP) estabelecidos pela Portaria n° 2914 de 2011, do Ministério da Saúde<sup>3</sup>, apresentam-se destacados.

Visando a melhor visualização dos resultados, optou-se por realizar, primeiramente, a análise multivariada de componentes principais (PCA), de forma a verificar os parâmetros de maior importância na descrição do conjunto de dados. Aqueles parâmetros identificados pela PCA foram então utilizados para: a) construção de gráficos de dispersão, visando a avaliar a ocorrência de comportamentos sazonais; b) avaliação de parâmetros de estatística descritiva e construção de boxplots mostrando a variabilidade do conjunto amostral; c) apresentação dos resultados espacialmente, em forma de mapas. Este conjunto de análises visou a apresentar as principais variações identificadas durante o período monitorado e sua distribuição na área de estudo. Ressalta-se que a avaliação da contaminação por metais potencialmente tóxicos e a modelagem geoquímica serão apresentados nos itens 5.1.3.1 e 5.1.3.2., respectivamente.

A análise de PCA para todo o conjunto de dados de águas subterrâneas, ilustrada na Figura 42, mostrou que os parâmetros que mais influenciaram na variabilidade das amostras foram a condutividade elétrica (CE), a alcalinidade e o potencial de oxidorredução (ORP). Com importância relativamente inferior, também se destacaram os parâmetros cloretos (Cl-), sódio (Na), potássio (K), amônio (NH<sub>4</sub><sup>-</sup>), cálcio (Ca), nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) e DQO. Ressalta-se que as componentes 1 e 2, ilustradas na figura, foram responsáveis por 93% da variabilidade das amostras, de forma que se julgou desnecessário a avaliação de outras componentes.

<sup>&</sup>lt;sup>2</sup> Os resultados apresentados neste item foram parcialmente publicados no seguinte artigo: Morita, A.K.M; Wendland, E. Caracterização hidro geoquímica de área impactada por depósito de resíduos desativado em zona de recarga do Aquífero Guarani. GEOCIÊNCIAS (SÃO PAULO. ONLINE)., v.38, p.1017, 2019.

<sup>&</sup>lt;sup>3</sup> Esta portaria está disponível para consulta no link http://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2011/prt2914\_12\_12\_2011.html

Para o caso da PCA das águas superficiais (Figura 43), cujas componentes 1 e 2 foram responsáveis por 95% da variabilidade entre as amostras, verificou-se um comportamento similar ao das águas subterrâneas, tendo sido encontrados como principais parâmetros que explicam a variabilidade entre as amostras a condutividade elétrica (CE), a alcalinidade, o cálcio (Ca), a DQO, o potencial de oxidorredução (ORP) e as concentrações de cloretos (Cl<sup>-</sup>). Secundariamente, também se destacaram as concentrações de amônio (NH<sub>4</sub>-), potássio (K), nitrito (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>), ferro (Fe) e magnésio (Mg).



Figura 42. PCA para o conjunto de dados de águas subterrâneas.



Figura 43. PCA para o conjunto de dados de águas superficiais.

Observa-se que os parâmetros encontrados como relevantes para a área de estudo – e, portanto, bons indicadores da contaminação – são condizentes com os parâmetros de maior importância para áreas influenciadas por depósitos de resíduos sólidos urbanos sugeridos por Christensen et.al. (2001) e Bjerg et al. (2013). Adicionalmente, julgou-se interessante avaliar as variações dos parâmetros ferro e manganês, devido à sua importância em processos de oxidorredução.

Assim, foram escolhidos os seguintes parâmetros para a representação da área de estudo: CE, ORP, alcalinidade, Cl<sup>-</sup>, N-NH4<sup>-</sup>, N-NO3<sup>-</sup>, Na, K, Ca, Fe e Mn. Realizou-se uma análise preliminar do conjunto de dados referentes a tais parâmetros de forma a possibilitar a identificação de tendências e padrões sazonais. Para isso, construíram-se gráficos de dispersão, os quais são apresentados no ANEXO C.

Pela observação destes gráficos, foi possível verificar que a maioria dos pontos monitorados apresentou baixos valores dos parâmetros avaliados e comportamento consideravelmente constante ao longo do tempo. Outros pontos de amostragem apresentaram significativas flutuações, mas que não puderam ser explicados pela sazonalidade nem por tendências temporais. Em outras palavras, alguns poços sofreram aumento de valores em épocas chuvosas, outros em épocas secas; ainda, outros apresentaram flutuações que não puderam ser explicadas pela sazonalidade.

Desta maneira, julgou-se que a melhor forma de apresentar os resultados do período analisado (2017-2019) seria por meio de estatística descritiva (Quadro 3) e boxplots (Figuras 44-55), mostrando os valores centrais do conjunto amostral e sua dispersão ao longo desta investigação.

	CE pH		pН		ORP		DQO		Alcalinidade		Cloretos		N-NH4		Ca		Na		к		N-NO3		Mn		Fe	
	Media	DP	Media	DP	Media	DP	Media	DP	Media	DP	Media	DP	Media	DP	Media	DP	Media	DP	Media	DP	Media	DP	Media	DP	Media	DP
P7	190,35	116,9	5,20	0,7	325,11	73,1	32,88	28,9	1,93	2,5	13,35	10,8	0,10	0,1	2,82	0,8	11,70	8,3	17,35	12, <mark>0</mark>	7,72	6,8	0,51	0,7	0,36	0,7
P9	53,64	3,8	5,14	0,8	322,83	53,6	35,39	42,9	1,00	2,0	4,23	2,4	0,09	0,2	2,75	1,4	1,47	0,3	1,05	0,3	2,85	0,5	0,01	0,0	0,28	0,3
P10	35,53	10,8	4,93	0,6	304,41	49,4	28,70	24,0	4,20	10,3	3,01	2,0	0,09	0,2	1,30	0,7	0,55	0,4	0,28	0,2	1,60	0,2	0,00	0,0	0,10	0,1
P12	517,92	49,2	6,62	0,7	- <mark>50</mark> ,57	33,5	15,47	7,1	206,52	84,6	9,47	3,2	1,14	1,1	43,59	3,8	3,32	0,6	1,08	0,5	0,67	0,4	1,62	0,9	16,88	14,8
P13A	48,86	4,0	5,83	0,4	235,43	77,1	33,17	36,3	11,55	10,1	1,70	0,4	0,03	0,0	1,62	1,8	1,43	0,3	0,80	0,4	0,54	0,1	0,00	0,0	0,05	0,1
P13	30,29	4,9	6,03	1,0	202,76	88,7	16,29	11,2	6,13	3,6	0,90	0,2	0,01	0,0	2,04	1,8	1,15	0,4	1,65	0,5	1,40	0,4	0,00	0,0	0,30	0,4
P16	147,86	41,2	4,67	0,8	219,66	33,9	27,90	21,2	0,00	0,0	11,24	2,9	0,03	0,0	8,43	4,1	3,06	1,3	7,72	3,6	10,67	2,3	1,81	1,5	0,08	0,1
P17	36,58	10,0	6,01	1,0	176,71	73,6	40,20	33,7	<mark>8,0</mark> 0	3,4	1,50	0,6	0, <b>1</b> 8	0,3	2,93	2,8	1,40	0,9	1, <mark>90</mark>	0,6	1, <mark>1</mark> 9	1,0	0,00	0,0	0,31	0,3
P2	9 <mark>2,3</mark> 1	50,0	6,30	1,3	248,41	112,9	21,04	15,9	11,57	17,1	7,28	4,5	2,27	1,1	2,94	0,6	2,10	0,4	6,40	2,8	5,74	0,1	0,49	0,1	0,03	0,1
P3	65,86	7,6	<mark>6,2</mark> 7	1,6	251,64	118,7	50,69	32,6	29,17	<mark>8</mark> ,7	0,93	0,8	0,06	0,1	<mark>5,8</mark> 8	1,3	2,33	0,4	1,67	0,5	1,58	0,5	0,03	0,1	0,34	0,5
P14	901,18	355, <del>5</del>	7,07	0,9	0,49	100,4	96,67	101,0	291,13	274,3	33,20	19,4	35,80	14,5	64,11	17,9	36,32	19,9	31,76	20,0	3,94	4,0	0,89	0,6	2,57	4,8
P15	117,27	8,4	6,46	0,7	50,55	57,6	27,62	23,6	33,34	21,3	3,88	1,2	1,46	0,3	24,75	47,9	3,70	0,3	3,63	1,4	0,46	0,3	0,11	0,1	4,35	3,5
P15A	116,03	11,9	5,82	0,2	21,87	13,8	83,83	60,3	34,09	25,0	4,67	3,5	1,90	0,6	3,24	2,5	0,93	0,3	0,73	0,4	0,24	0,1	0,72	0,5	24,33	4,1
P18	387,68	48,7	5,28	0,4	186,44	63,9	31,68	25,5	16,31	19,4	70,50	32, <mark>8</mark>	3,01	0,9	9,47	4,2	29,53	5,0	7,73	0,9	1,03	0,8	0,51	0,3	13,55	6,3
P27	54,89	15,2	5,88	0,4	223,55	61,5	28,25	18,7	19,70	1,4	2,20	1,6	0,00	0,0	5,35	2,3	0,95	0,1	1,70	0,6	0,07	0,1	0,00	0,0	0,05	0,1
N1	1091,50	302,3	7,22	0,7	-71,98	91,9	96,40	44,3	498,73	85,1	51,15	23,3	68,73	56,8	90,46	148,4	48,10	7,2	55,17	13,2	3,06	2,4	0,54	0,3	6,68	10,5
N2	901,47	64,9	7,22	0,7	-58,18	61,7	81,68	52,5	388,79	59,1	41,67	17,4	65,96	56,9	70,37	105,9	39,63	4,4	40,68	3,9	1,86	0,3	0,57	0,3	2,84	2,2
J2	49,22	16,2	7,18	1,1	53,36	80,7	31,27	24,2	18,23	10,2	2,05	0,5	0,16	0,2	3,30	1,4	2,08	1,7	1,05	0,4	0,32	0,2	0,06	0,0	0,71	0,5
J1	506,07	274,0	6,67	0,9	84,50	21,9	229,65	81,1	206,25	229,1	55,33	56,9	1,17	0,8	112,13	169,1	31, <mark>4</mark> 7	17,5	34,17	24,1	4,45	5,3	0,05	0,0	1,48	0,6
м	39,58	14,1	7,32	0,5	155,43	63,5	8,79	9,1	14,47	7,5	0,58	0,1	0,02	0,0	3,19	3,4	3,28	5,2	3,00	4,8	0,19	0,1	0,01	0,0	0,21	0,3
PJ	682,87	82,8	6,40	0,2	-77,63	12,4	70,17	52,6	219,95	4,7	71,67	15,3	49,54	72,8	23,05	2,4	41,93	2,2	23,43	2,3	1,51	0,9	0,24	0,0	41,93	14,2
P29	58,80	9,6	5,27	0,5	235,10	38,9	10,00	7,1	2,97	0,0	2,25	0,6	0,01	0,0	2,56	2,7	0,60	0,0	2,50	0,7	3,30	0,6	0,64	0,2	0,01	0,0

Quadro 3. Médias e desvios dos parâmetros considerados relevantes pela PCA.



Figura 44. Boxplots dos valores de CE (µS/cm) nos diferentes pontos de monitoramento.






Figura 46. Boxplots dos valores de DQO (mg/L) nos diferentes pontos de monitoramento.



Figura 47.Boxplots dos valores de alcalinidade (mg/L) nos diferentes pontos de monitoramento.



Figura 48. Boxplots das concentrações de Cl<sup>-</sup> (mg/L) nos diferentes pontos de monitoramento.



Figura 49. Boxplots das concentrações de N-NH4<sup>-</sup> (mg/L) nos diferentes pontos de monitoramento.



Figura 50. Boxplots das concentrações de Ca (mg/L) nos diferentes pontos de monitoramento.



Figura 51. Boxplots das concentrações de Na (mg/L) nos diferentes pontos de monitoramento.



Figura 52. Boxplots dos valores de K (mg/L) nos diferentes pontos de monitoramento.



Figura 53.Boxplots dos valores de N-NO3<sup>-</sup> (mg/L) nos diferentes pontos de monitoramento.



Figura 54. Boxplots dos valores de Mn total (mg/L) nos diferentes pontos de monitoramento.



Figura 55. Boxplots dos valores de Fe total (mg/L) nos diferentes pontos de monitoramento.

Pela observação dos dados apresentados, destacam-se as seguintes observações:

a. Os pontos de amostragem que apresentaram maiores concentrações dos parâmetros avaliados foram P14 (no interior do depósito), P7, P12, P18, P15A e PJ (poços a jusante do depósito) e os pontos de águas superficiais N1 e N2. Dentre estes pontos, destaca-se que a maioria está localizada a distâncias menores que 30m do depósito de resíduos, com exceção dos pontos N2 (~200 m) e PJ (~300 m). Estas observações mostram que aparentemente o impacto do depósito é restrito; no entanto, tendo em vista os ensaios geofísicos e os modelos conceituais apresentados em 5.1.1 e 5.1.2, supõe-se que os poços de monitoramento da área de estudo não estão adequadamente

amostrando a pluma de contaminantes e que os resultados das amostragens não são representativos desta.

- b. Os poços P12 e P15A, localizados contra o fluxo principal da água subterrânea (vide Figura 35), apresentaram, em todas as coletas, visíveis anomalias: condições redutoras, altos valores de condutividade, alcalinidade (P12) e DQO (P15A), bem como de ferro e manganês. Isto comprova a ocorrência de anomalias de fluxo mostradas nas Figuras 39 e 40, apontando para a influência do depósito de resíduos nesta região, ainda que de forma diferente daquela verificada na direção principal de fluxo (NW).
- c. As amostras de água superficial mostraram visível tendência de atenuação ao longo do percurso analisado: altas concentrações de contaminantes são detectadas nas amostras coletadas nos pontos N1 e N2, mas estas reduzem para os pontos J1 e J2, sendo que neste último ponto os parâmetros avaliados assumem valores próximos àqueles de montante (M). Assim, as águas superficiais parecem influenciadas pelo depósito de resíduos até aproximadamente 300 m a jusante deste.

Pela análise das observações de a-c, primeiramente cabe lembrar que maiores valores de condutividade estão associados à maior presença de íons na água, os quais estão diretamente associados a fontes contaminantes. Por outro lado, altos valores de alcalinidade podem estar associados à degradação da matéria orgânica, com liberação de CO<sub>2</sub> como composto final, o qual é dissolvido em água nas formas CO<sub>3</sub><sup>2-</sup> e HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> (DEUTSCH, 1997). Similarmente, a presença de N-NH<sub>4</sub><sup>-</sup> também está associada à degradação da matéria orgânica, geralmente na ausência de oxigênio. Estes três parâmetros, assim, estão diretamente associados à influência do depósito de resíduos.

Em relação aos cátions Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup> e Ca<sup>2+</sup>, sua presença em amostras de água superficial e subterrânea pode ser explicada tanto pela presença destes componentes no lixiviado, quanto pela ocorrência de troca catiônica com outros cátions presentes no lixiviado (possivelmente metais), e a consequente liberação destes da formação geológica para o entorno. Dessa maneira, estes últimos assumem a posição molecular dos íons encontrados naturalmente no meio (Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup> e Ca<sup>2</sup>) levando o contaminante a apresentar forma menos móvel e o íon natural a ser liberado para o entorno.

Por outro lado, a presença de Fe e Mn deve ser tratada separadamente dos demais cátions, já que maiores concentrações destes compostos estão associadas à presença de reações redox no meio, com degradação da matéria orgânica proveniente do lixiviado levando à depleção de formas oxidadas de diferentes compostos (aceptores de elétrons, entre eles o  $NO_3^-$ , o  $SO_4^{2-}$ , o Fe (III) e o Mn (IV)). Dessa maneira, maiores concentrações destes compostos estão associadas à redução de formas mais oxidadas (Fe<sup>3+</sup> e Mn<sup>4+</sup>) para formas reduzidas (Fe<sup>2+</sup> e Mn<sup>2+</sup>), as quais são mais móveis e solúveis. Por conseguinte, a detecção de maiores concentrações destes elementos está relacionada com a degradação anaeróbia da matéria orgânica existente na pluma de contaminantes.

Em relação às concentrações de Cl<sup>-</sup>, estas são usadas como referências na delimitação da pluma de contaminação derivada de depósito de resíduos, uma vez que, sendo geradas na fonte poluente, não sofrem quaisquer processos de atenuação, mas apenas transporte e diluição. Desta maneira, ainda que este composto não tenha importância sob o ponto de vista de saúde pública, sua detecção é importante na medida em que mostra aqueles pontos que estão sendo influenciados mais significativamente pela pluma, e que, portanto, podem apresentar outros compostos de maior risco ambiental.

Em relação à análise de metais potencialmente tóxicos, ainda que estes não tenham sido verificados como de relevância para representar a variabilidade da área de estudo, será abordada separadamente no item 5.1.3.1., devido aos riscos existentes.

Com a finalidade de possibilitar a melhor visualização da distribuição espacial das concentrações na área de estudo, foram construídos mapas de distribuição de alguns parâmetros de importância para áreas contaminadas por depósitos de resíduos (CE, ORP, alcalinidade, DQO e Cl<sup>-</sup>) para as medianas dos resultados obtidos. Os mapas construídos são apresentados nas Figuras 56-58.

Pela análise dos mapas, e reiterando o que já foi discutido anteriormente, verifica-se que existe grande alteração dos parâmetros avaliados no interior do depósito de resíduos (principalmente P14, P18 e LMS), mas significativa atenuação no entorno deste (P7, P9, P10, P16, P17, P2 e P3). Similarmente, grande alteração dos parâmetros é detectada nos pontos de coleta de água superficial logo a jusante do depósito (N1 e N2), mas se verifica redução dos mesmos no ponto J2, no qual se verificam valores próximos aos encontrados em montante (M) (vide dados do ANEXO B). Ressalta-se que o ponto J2 situa-se a cerca de 500 m do depósito em estudo, em local de cruzamento com o córrego São José.

Também é possível verificar claramente a zona de influência do depósito de resíduos, ainda que sejam verificadas baixas concentrações dos poluentes. Desta maneira, é visível o aumento das concentrações de Cl<sup>-</sup>, N-NH<sub>4</sub><sup>-</sup> e alcalinidade, bem como um aumento dos valores de pH, entre outros, no interior e a jusante do depósito.



Figura 56. Mapa de distribuição dos valores de condutividade elétrica e alcalinidade.



Figura 57.Mapa de distribuição dos valores de DQO e ORP.



Figura 58. Mapa de distribuição das concentrações de cloretos obtidas nos diferentes pontos de amostragem em abril/2018.

Finalmente, com a finalidade de se verificar como os diferentes parâmetros se relacionam, foi avaliada sua correlação por meio da fórmula de Pearson, usando o software *PAST 3.25*. A matriz de correlação é apresentada na Figura 59.



Figura 59. Matriz de correlação de Pearson, com base nos dados de águas subterrâneas e superficiais das campanhas de amostragem realizadas no período de 2017 a 2019.

Observa-se que o pH, na área de estudo, esteve relacionado negativamente com o ORP e positivamente com o COT. Isto mostra que o impacto do lixiviado no entorno leva a um aumento da matéria orgânica (COT), com geração de ambientes mais redutores (< ORP) e aumento dos valores de pH, o que é típico da fase metanogênica na qual se encontra o depósito de resíduos. Este aspecto torna-se consideravelmente relevante para impactos gerados em zonas de recarga do Aquífero Guarani, onde normalmente se encontram condições mais ácidas (CETESB, 2016c).

Seguindo o mesmo raciocínio, os valores de ORP estiveram negativamente relacionados com a CE e as concentrações de HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>. Em outras palavras, um aumento da contribuição de íons pelo lixiviado, bem como da degradação da matéria orgânica gerando alcalinidade, leva a uma diminuição dos valores de ORP, ou seja, a geração de ambientes mais redutores. Assim, os valores de ORP mais baixos, na área de estudo, estiveram relacionados com aportes originários do depósito de resíduos.

A CE, por sua vez, esteve fortemente relacionada com os íons presentes nas amostras:  $HCO_3^-$ , Cl<sup>-</sup>, Na<sup>+</sup> e K<sup>+</sup>. Também esteve relacionado com o COT, mostrando que os aportes de íons pelo lixiviado estiveram acompanhados de aumento de compostos orgânicos.

Alguns ions também apresentaram alta correlação entre si  $(HCO_3^- \text{ com Na}^+ \text{ e } \text{ K}^+; \text{ Cl}^- \text{ com Na}^+ \text{ e } \text{ K}^+; \text{ Na}^+ \text{ com } \text{ K}^+)$ , mostrando que devem possuir origem comum. Assim, considerando que o ion Cl<sup>-</sup> tem sido utilizado como traçador de contaminação (COOK; HERCZEG, 2000), assume-se, na área de estudo, que as concentrações dos ions Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup> e HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> também são originárias do lixiviado, e não da dissolução mineral.

#### 5.1.3.1. Avaliação de metais potencialmente tóxicos

Com a finalidade de assegurar a interpretação relacionada aos riscos existentes na área em estudo – complementando e validando os resultados apresentados no ANEXO A –, foram enviadas amostras coletadas em agosto/2019 para análise em laboratório externo acreditado pelo INMETRO (BPL 0021, *Plantec P.T.A. Ltda*). As amostras foram coletadas utilizando o método *low flow*, acidificadas em campo e refrigeradas até envio. O relatório completo das análises feitas pelo laboratório é apresentado no ANEXO D.

Os resultados obtidos para os metais chumbo, arsênico, cobalto, cromo, níquel e zinco são apresentados a seguir (Figuras 60-62), juntamente com os respectivos valores de intervenção da CETESB (2016b). Ressalta-se que os valores obtidos diferiram daqueles obtidos por espectrofotometria de absorção atômica do Laboratório de Saneamento da EESC-USP (ANEXO A).



Figura 60. Valores de chumbo (esquerda) e cobalto (direita) para os diferentes pontos amostrados.



Figura 61. Valores de arsênico (esquerda) e cromo (direita) para os diferentes pontos amostrados.



Figura 62. Valores de níquel (esquerda) e zinco (direita) para os diferentes pontos amostrados.

Observa-se a ocorrência dos metais avaliados mesmo em pontos com baixas concentrações de outros parâmetros, como os poços P9 e P10 (vide ANEXO A). Esta análise permitiu observar que existe risco no consumo de água subterrânea a 200 m a partir do depósito e de águas superficiais localizadas a aproximadamente 500 m a partir do depósito. O caso das águas superficiais é alarmante uma vez que animais possuem constantemente acesso aos corpos d'água de onde se coletaram as amostras, o que está em conflito com as medidas emergenciais propostas pela CETESB (2016a) para a área em estudo. Por outro lado, os riscos existentes no consumo de águas subterrâneas foi verificado a 200 m, mas pode existir a maiores distâncias, onde não estão atualmente instalados poços de monitoramento para a adequada verificação.

Ressalta-se que foi encontrada concentração superior ao VI para Pb no ponto M, supostamente considerado como ponto de montante. Esta observação pode ser atribuída à contaminação das amostras ou à existência de outras fontes contaminantes na região, as quais não foram identificadas na presente pesquisa. De qualquer forma, a existência de concentrações muito superiores às encontradas em M em outros pontos (como em J2, PJ e P12) leva à conclusão de que o depósito de resíduos realmente se configura em uma fonte significativa de contaminação no entorno e que alguns metais podem apresentar considerável mobilidade na região de estudo, possivelmente atribuída às condições ácidas das porções aflorantes do aquífero Guarani (CETESB, 2016c). Neste sentido, é imprescindível que as medidas emergenciais propostas pela CETESB (2016a) sejam adotadas, com isolamento da área, restrição de acesso aos corpos d'água superficiais em um perímetro de 500m e restrição de uso da água subterrânea em um perímetro mínimo de 200m.

Ressaltam-se, novamente, as hipóteses levantadas no âmbito do item 5.1.1 (ensaios geofísicos): os metais parecem mais móveis em água subterrânea que em águas superficiais. Assim, observa-se que as águas superficiais são mais alteradas por íons dissolvidos e matéria orgânica, e as águas subterrâneas mais alteradas por metais pesados (ver item 5.1.3). Desta maneira, ainda que não sejam esperadas altas concentrações de metais pesados em águas subterrâneas impactadas por depósitos de resíduos sólidos – devido a sua pequena mobilidade e alta atenuação nas formações geológicas, como observado por Christensen et al. (2001) e Bjerg et al. (2013) – as condições encontradas em áreas de recarga do Aquífero Guarani, com pHs frequentemente menores que 5,0 (CETESB, 2016c) podem levar a sua maior mobilidade.

Ressalta-se que os resultados obtidos pela presente análise estão em conformidade com aqueles apresentados pelo relatório da investigação detalhada apresentada pela PMSC (2011), cujas análises de metais dissolvidos foram realizadas por outro laboratório acreditado. Naquela ocasião, também se verificaram os metais As, Pb, Co acima dos VIs para os pocos P2, P3, P9,

P10, P16 e P17. Desta maneira, os resultados apresentados mostraram reprodutibilidade e persistência ao longo do tempo.

### 5.1.3.2. Modelagem geoquímica e zonas redox

A modelagem geoquímica utilizando o software PHREEQ-C (PARKHUST; APPELO, 1999) foi realizada com os dados obtidos das amostragens realizadas em fevereiro e agosto de 2019 (ANEXO A). Estas amostragens foram selecionadas devido ao fato de nestas últimas coletas ter sido utilizado o método *low flow*, o qual deve levar a maiores precisões nas análises e menores erros nos balanços iônicos. As amostragens anteriores foram realizadas com *bailers*.

Esta análise foi realizada apenas para os poços apresentados nos modelos conceituais das Figuras 38, 39 e 40, devido à sua representatividade na área de estudo. Também foi estimada a zona redox à qual cada poço analisado pertence, tendo como base as faixas de concentrações apresentadas por Lyngkilde e Christensen (1992), vide Tabela 2. Ressalta-se que o poço P23 não foi representado pois esteve seco em todas as amostragens, com exceção de julho/2017. As Tabelas 9 e 10 apresentam os valores dos Índices de Saturação (I.S.) para minerais de interesse, os erros do balanço iônico (%) e a zona redox inferida para cada poço amostrado.

Observa-se que os valores de erro do balanço iônico são aceitáveis para a maioria dos casos, com exceção do poço P10 (ambas amostragens), e a amostragem de agosto do poço PJ. Este erro pode estar relacionado, no caso do P10, a íons não quantificados, uma vez que a intensidade do erro se repete em ambas as amostragens. Também é importante ressaltar que baixas concentrações dos parâmetros analisados podem levar a menor precisão dos métodos analíticos, sem que isso indique erros de análise ou de cálculo (FEITOSA, 2008). Ressalta-se, no entanto, que não foram realizadas interpretações acerca da geoquímica nos casos de erros >20%.

ERRO DO BALANCO IÓNICO (%)-0,6-1,512-77-5-14ZONA REDOXFe redutoraAeróbiaAeróbiaAeróbiaFe redutoraAeróbiaFe redutoraAeróbiaFe redutoraAeróbiaFe FeAeróbiaFe FeAeróbiaAeróbiaFe FeAeróbiaFe FeAeróbiaAeróbiaFe FeAeróbiaAeróbiaAeróbiaAeróbiaAeróbiaAeróbiaAeróbiaAeróbiaAeróbiaFe FeAeróbiaAeróbiaFe FeAeróbia<		P15A	P15	P18	P10	PJ	(J2)
ZONA REDOXFe redutoraAerôbiaAerôbiaAe	ERRO DO BALANÇO IÔNICO (%)	-0,6	-1,5	12	-77	-5	-14
LS. CALCITA CaCO3 $4,12$ $-3,22$ $-1,49$ $-1,64$ LS. DOLOMITA CaMg(CO3)2 $-7,68$ $-5,80$ $-2,96$ $-3,09$ LS. GOETHITA FeOOH $5,01$ $5,45$ $4,62$ $5,55$ $8,54$ LS. MANGANITA MnOOH $-9,53$ $-9,36$ $-9,77$ $-9,93$ $-5,38$ LS. PIROLUSITA MnO2: H2O $-16,51$ $-15,73$ $-14,96$ $-17,59$ $-11,44$ LS. GIBBSITA 	ZONA REDOX	Fe redutora	Aeróbia	Fe redutora	Aeróbia	Fe redutora	Aeróbia
I.S. DOLOMITA CaMg(CO3)2 $-7,68$ $-5,80$ $-2,96$ $-3,09$ I.S. GOETHITA FEOOH $5,01$ $5,45$ $4,62$ $5,55$ $8,54$ I.S. MANGANITA MnOOH $-9,53$ $-9,36$ $-9,77$ $-9,93$ $-5,38$ I.S. PIROLUSITA MnO2:H2O $-16,51$ $-15,73$ $-14,96$ $-17,59$ $-11,44$ I.S. GIBBSITA Al(OH)3 $-19,81$ $-13,25$ $-21,19$ $-9,72$ $-3,05$ I.S. HIDROXIAPATITA Cas(PO4)3OH $-0,82$ $-0,39$ $-1,05$ $-1,09$ $2,74$ I.S. Fe(OH)3 $-1,44$ $-2,20$ $-1,05$ $-1,05$ $-1,09$ I.S. RODOCROSITA MnCO3 $-1,44$ $-2,20$ $11,23$ $13,09$ $19,09$ I.S. SIDERITA (FeCO3) $-0,37$ $-0,88$ $-9,0$ $-7,7$ $-7,7$	I.S. CALCITA CaCO <sub>3</sub>	-4,12	-3,22			-1,49	-1,64
I.S. GOETHIITA FeOOH $5,01$ $5,45$ $4,62$ $5,55$ $8,54$ I.S. MANGANITA MnOOH $-9,53$ $-9,36$ $-9,77$ $-9,93$ $-5,38$ I.S. PIROLUSITA MnO2:H2O $-16,51$ $-15,73$ $-14,96$ $-17,59$ $-11,44$ I.S. GIBBSITA Al(OH)3 $-16,51$ $-15,73$ $-14,96$ $-17,59$ $-11,44$ I.S. HIDROXIAPATITA Cas(PO4)3OH $-19,81$ $-13,25$ $-21,19$ $-9,72$ $-3,05$ I.S. HIDROXIAPATITA Cas(PO4)3OH $-0,82$ $-0,39$ $-2,20$ $-0,30$ $2,74$ I.S. RODOCROSITA MnCO3 $-1,44$ $-2,20$ $-1,05$ $-1,05$ $-1,09$ I.S. REMATITA (Fe2O3) $-0,37$ $-0,38$ $-1,23$ $13,09$ $19,09$ I.S. SIDERITA (FECO3) $-0,37$ $-0,38$ $-0,24$ $-0,55$ $-5,5$ I.S. JAROSITA (KFe3(SO4)2(OH)6) $-8,8$ $-9,0$ $-2,20$ $-2,7,7$ $-7,7$	I.S. DOLOMITA CaMg(CO3)2	-7,68	-5,80			-2,96	-3,09
I.S. MANGANITA MnOOH $-9,53$ $-9,36$ $-9,77$ $-9,93$ $-5,38$ I.S. PIROLUSITA MnO2:H2O $-16,51$ $-15,73$ $-14,96$ $-17,59$ $-11,44$ I.S. GIBBSITA Al(OH)3 $-16,51$ $-15,73$ $-14,96$ $-17,59$ $-11,44$ I.S. HIDROXIAPATITA Cas(PO4)3OH $-19,81$ $-13,25$ $-21,19$ $-9,72$ $-3,05$ I.S. HIDROXIAPATITA 	I.S. GOETHITA FeOOH	5,01	5,45	4,62		5,55	8,54
I.S. PIROLUSITA MnO::H2O -16,51 -15,73 -14,96 -17,59 -11,44   I.S. GIBBSITA Al(OH)3 -10,51 -10,2 -10,9	I.S. MANGANITA MnOOH	-9,53	-9,36	-9,77		-9,93	-5,38
I.S. GIBBSITA 1,02   Al(OH)3 -19,81 -13,25 -21,19 -9,72 -3,05   I.S. HIDROXIAPATITA -0,82 -0,39 -0,30 2,74   I.S. Fe(OH)3 -0,82 -0,39 -0,30 2,74   I.S. RODOCROSITA -1,44 -2,20 -1,05 -1,09   I.S. HEMATITA 12,01 12,9 11,23 13,09 19,09   I.S. SIDERITA (FeCO3) -0,37 -0,88 0,94 -0,66   I.S. MELANTERITA (FeSO4.7H20) -5,9 -7,2 -5,5 -5,5   I.S. JAROSITA (KFe3(SO4)2(OH)6) -8,8 -9,0 -7,7 -7,7	I.S. PIROLUSITA MnO2:H2O	-16,51	-15,73	-14,96		-17,59	-11,44
I.S. HIDROXIAPATITA Cas(PO4)3OH-19,81-13,25-21,19-9,72-3,05I.S. Fe(OH)3-0,82-0,39-0,302,74I.S. RODOCROSITA MnCO3-1,44-2,20-1,05-1,09I.S. HEMATITA (Fe2O3)12,0112,911,2313,0919,09I.S. SIDERITA (FeCO3)-0,37-0,880,94-0,66I.S. MELANTERITA (FeSO4.7H20)-5,9-7,2-5,5-5,5I.S. JAROSITA (KFe3(SO4)2(OH)6)-8,8-9,0-7,7	I.S. GIBBSITA Al(OH)3			1,02			
LS. Fe(OH)3 -0,82 -0,39 -0,30 2,74   LS. RODOCROSITA MnCO3 -1,44 -2,20 -1,05 -1,09   LS. HEMATITA (Fe2O3) 12,01 12,9 11,23 13,09 19,09   LS. SIDERITA (FeCO3) -0,37 -0,88 0,94 -0,66   LS. MELANTERITA (FeSO4.7H20) -5,9 -7,2 -5,5 -5   LS. JAROSITA (KFe3(SO4)2(OH)6) -8,8 -9,0 -7,7 -7,7	I.S. HIDROXIAPATITA Ca5(PO4)3OH	-19,81	-13,25	-21,19		-9,72	-3,05
I.S. RODOCROSITA MnCO3 $-1,44$ $-2,20$ $-1,05$ $-1,09$ I.S. HEMATITA (Fe2O3) $12,01$ $12,9$ $11,23$ $13,09$ $19,09$ I.S. SIDERITA (FeCO3) $-0,37$ $-0,88$ $0,94$ $-0,66$ I.S. MELANTERITA (FeSO4.7H20) $-5,9$ $-7,2$ $-5,5$ $-5,5$ I.S. JAROSITA (KFe3(SO4)2(OH)6) $-8,8$ $-9,0$ $-7,7$	I.S. Fe(OH)3	-0,82	-0,39			-0,30	2,74
I.S. HEMATITA (Fe2O3) 12,01 12,9 11,23 13,09 19,09   I.S. SIDERITA (FeCO3) -0,37 -0,88 0,94 -0,66   I.S. MELANTERITA (FeSO4.7H20) -5,9 -7,2 -5,5 -5,5   I.S. JAROSITA (KFe3(SO4)2(OH)6) -8,8 -9,0 -7,7 -7,7	I.S. RODOCROSITA MnCO3	-1,44	-2,20			-1,05	-1,09
I.S. SIDERITA (FeCO3) -0,37 -0,88 0,94 -0,66   I.S. MELANTERITA (FeSO4.7H20) -5,9 -7,2 -5,5 -5,5   I.S. JAROSITA (KFe3(SO4)2(OH)6) -8,8 -9,0 -7,7	I.S. HEMATITA (Fe2O3)	12,01	12,9	11,23		13,09	19,09
I.S. MELANTERITA (FeSO4.7H20) -5,9 -7,2 -5,5   I.S. JAROSITA (KFe3(SO4)2(OH)6) -8,8 -9,0 -7,7	I.S. SIDERITA (FeCO3)	-0,37	-0,88			0,94	-0,66
I.S. JAROSITA   (KFe3(SO4)2(OH)6) -8,8 -9,0 -7,7	I.S. MELANTERITA (FeSO4.7H20)	-5,9	-7,2			-5,5	
	I.S. JAROSITA (KFe3(SO4)2(OH)6)	-8,8	-9,0			-7,7	

Tabela 9. Balanço iônico e índices de saturação obtidos a partir da modelagem geoquímica (PhreeqC) e zona redox inferida. Dados relativos à amostragem realizada em fevereiro/2019.

Para os demais poços analisados, observa-se a ocorrência de I.S. negativos para a maioria dos minerais avaliados – mostrando possível dissolução mineral de calcita, dolomita, pirolusita, manganita, hidroxiapatita, melanterita e jarosita. São exceções os minerais de Fe goethita e hematita, os quais estão precipitando em todos os casos. Não foram verificadas, assim, mudanças significativas nos poços avaliados, destacando-se apenas a dissolução dos minerais de ferro (hidróxido de ferro, siderita e melanterita) nos poços P15A, P15, P18 e PJ, mostrando a redução do ferro nestes locais.

	15A	15	18	10	PJ	RIO
ERRO DO BALANÇO	1	7	16	-37	47	-4
IÔNICO (%)						
ZONA REDOX	Fe	Aeróbia	Fe	Aeróbia	Fe	Aeróbia
	redutora		redutora		redutora	
I.S. CALCITA CaCO <sub>3</sub>	-3,3	-2,57	-4,42		-1,17	-2,75
I.S. DOLOMITA	-6,63	-4,73	-8,51		-2,36	-5,55
CaMg(CO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub>						
I.S. GOETHITA	5,78	6,47	6,37	5,03	6,24	6,76
FeOOH						
I.S. MANGANITA	-9,34	-8,28	-8,51		-9,18	-6,86
MnOOH						
I.S. PIROLUSITA	-16,12	-14,39	-12,61		-17,42	-13,48
MnO2:H2O						
I.S. HIDROXIAPATITA		-10,81		-26,82		
Ca5(PO4)3OH						
I.S. Fe(OH)3	-0,01	0,67	0,51	-0,82	0,55	1,19
I.S. RODOCROSITA	-1,84	-1,87	-3,3		-0,84	-1,85
MnCO <sub>3</sub>						
I.S. HEMATITA	13,55	14,93	14,75	12,07	14,46	15,50
(Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub> )						
I.S. SIDERITA (FeCO <sub>3</sub> )	-0,11	0,29	-1,93		1,34	-1,28
I.S. MELANTERITA	-5,0	-6,3	-6,0			
(FeSO4.7H20)						
I.S. JAROSITA	-6,52	-4,5	-2,4			
(KFe3(SO4)2(OH)6)						

Tabela 10. Balanço iônico e índices de saturação obtidos a partir da modelagem geoquímica (PhreeqC) e zona redox inferida. Dados relativos à amostragem realizada em agosto/2019.

É importante destacar que as altas concentrações de Fe encontradas nos poços P15A, P18 e PJ, somadas às baixas concentrações de oxigênio dissolvido, levaram à sua classificação como zona ferro redutora. Já o poço P15, ainda que tenha apresentado concentrações de Fe dissolvido >1,5mg/L, apontando para a dissolução mineral, também apresentou altas concentrações de oxigênio dissolvido (6,2 – 8,0 mg/L, vide ANEXO A), levando a sua classificação em zona aeróbia. Isso não descarta a ocorrência de processos de dissolução de minerais de Fe no local, dada a importante mistura de águas contaminadas e águas de background levando a porções mais redutoras e outras mais oxidadas. Esta hipótese está de acordo com Meckenstock et al. (2015), os quais afirmam que pode ocorrer sobreposição de zonas redox, com o uso de diferentes aceptores de elétrons em determinadas regiões da pluma (conceito chamado de "*plume fringe*").

Os demais poços puderam ser classificados dentro da zona aeróbia devido principalmente às altas concentrações de oxigênio dissolvido. Já as amostras de lixiviado (dos diferentes lisímetros e da LMS, coletadas em fevereiro e agosto de 2019, vide ANEXO E) foram classificadas em zona nitrato redutora devido às altas concentrações de nitrato encontradas e às baixas concentrações de oxigênio, ferro, manganês, sulfeto e metano.

No entanto, ressalta-se que as condições encontradas para as amostras de lixiviado podem ser decorrentes da própria instalação da estação de monitoramento (LMS), o que leva a uma maior oxigenação desta região do depósito. Assim, destaca-se que baixíssimas concentrações de nitrato (<0,05mg/L) foram encontradas no momento da escavação da estação de monitoramento (SHINZATO, 2014), o que leva à suposição de que zonas metanogênicas ainda são abundantes em outras regiões do depósito.

Ainda, ressalta-se que as zonas redox se alternam ao longo do tempo, especialmente para as amostras de lixiviado, sendo possível observar que diferentes aceptores de elétrons são usados alternativamente no interior do depósito de resíduos e nos poços de monitoramento. Em outras palavras, altas concentrações de oxigênio, sulfato, ferro e manganês foram encontradas em algumas amostragens isoladas no período de 2017 a 2019 (ANEXO E). Mais uma vez, esta observação reitera a sobreposição de zonas redox (MECKENSTOCK et al., 2015).

Finalmente, destaca-se que as faixas de concentrações apresentadas por Lyngkilde e Christensen (1992) (Tabela 2) não foram observadas para todos os parâmetros, sendo encontradas concentrações fora das faixas para amônio, nitrato e oxigênio em alguns casos. Tais faixas também não foram verificadas na avaliação geoquímica de pluma de contaminantes gerada por aterro em Araras, SP (ALVES et al., 2014), mostrando que podem ser observadas variações nas concentrações que determinam a ocorrência de zonas redox.

A análise geoquímica e de zonas redox permitiu observar que o depósito em estudo está em um estágio avançado de degradação, com utilização de nitrato e oxigênio, majoritariamente, como aceptores de elétrons, na região da estação de monitoramento. Por outro lado, os poços de monitoramento mostram que as regiões adjacentes se encontram majoritariamente em zona ferro redutora, ocorrendo importante dissolução mineral, e aeróbia, mostrando considerável atenuação da pluma por diluição com águas de background. Na direção do fluxo observado para o modelo conceitual do corte longitudinal (Figura 38, poços P23, P15, P18, PJ e ponto J2) foi observado, diferentemente do descrito por Alves et al. (2014), que não ocorreu uma redução dos valores de HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> associado à sua precipitação em minerais de Ca, Fe, Mg e Mn. Contrariamente, observou-se o aumento de suas concentrações de P15 a P18 e PJ, com uma final redução ao atingir o rio, no ponto J2. O mesmo comportamento foi observado para N-NH<sub>4</sub><sup>-</sup>, Na, K e Cl<sup>-</sup>, mostrando uma intensificação e posterior acúmulo de poluentes na região do PJ. Este ponto está localizado em um banhado que poderia ser considerado um *wetland* natural, o qual deve funcionar como um sistema de tratamento, contribuindo para a remoção de contaminantes.

Também se verificou, no sentido do fluxo, um aumento das concentrações de Fe e Mn, mostrando que ainda que a presença destes na própria fonte contaminante (lixiviado) leve à sua detecção nos poços de monitoramento, também é evidente a dissolução mineral.

De forma a complementar as discussões apresentadas, também foram construídos diagramas de Piper para os poços apresentados nos modelos conceituais (Figuras 63 e 64).



Figura 63. Diagrama de Piper para as amostras de água coletadas em 2019 relativas aos poços apresentados na Figura 38. A sigla \_d se refere às coletas do mês de agosto (seco), enquanto que \_w se refere ao mês de fevereiro (chuvoso).



Figura 64. Diagrama de Piper para as amostras de água coletadas em 2019 relativas aos poços apresentados nas Figuras 39 e 40. A sigla \_d se refere as coletas do mês de agosto (seco), enquanto que \_w ao mês de fevereiro (chuvoso).

O diagrama de Piper apresentado na Figura 63 mostra que as amostras coletadas dos poços P10, PJ e P18 são cloretadas, sendo as demais amostras bicarbonatadas. Esta classificação mostra a mobilidade do íon cloreto e sua utilidade na verificação da zona de influência da pluma. Em relação aos cátions, os poços mais intensamente influenciados pelo lixiviado (P18 e PJ) tiveram suas águas classificadas como sódicas ou potássicas, enquanto aqueles com forte componente de diluição (P10 e P15) foram classificadas como magnesianas.

Em relação à classificação das amostras de água decorrente da construção dos diagramas de Piper, destaca-se que as categorias obtidas pela CETESB (2016c) para as águas do Sistema Aquífero Guarani (SAG) foram bicabornatadas cálcicas (45%) e, secundariamente, bicabornatadas mistas (28%) e sódicas (23%). Uma pequena porcentagem de 2% foi obtida para as águas cloretadas mistas.

Assim, destaca-se que as águas subterrâneas da região são predominantemente bicarbonatadas, o que é característica do aquífero Botucatu (SILVA, 1983). Alterações nesta classificação e na distribuição dos íons podem ser, portanto, indícios de contaminação e dissolução mineral resultante do impacto do depósito de resíduos.

Apresentam-se nas Figuras 65 e 66 os modelos conceituais aprimorados, com a inclusão de zonas redox inferidas, da classificação das águas segundo o diagrama de Piper e dos metais cujas concentrações foram superiores aos VI.



Figura 65. Modelo conceitual aprimorado da área de estudo (corte A-A').





Figura 66. Modelo conceitual aprimorado da área de estudo (corte B-B').

No poço P15A, observa-se que a proximidade do depósito, a mudança sazonal do fluxo e a menor mistura com águas de background levam o local a estar em zona Fe redutora. Por outro lado, o poço P15 sofre considerável diluição com águas de background, como consequência do comprimento de seu filtro (extensão de 4m, entre 10 e 14m de profundidade), o que leva à sua classificação em zona aeróbia. Finalmente, os poços P18 e PJ parecem receber

a influência do lixiviado de forma mais intensa, com plumas atingindo todo o comprimento de seus filtros, o que levou estes locais a estarem classificados como zonas Fe redutoras, apesar da distância do depósito (300 m no caso de PJ). O poço P23 não pôde ser amostrado em 2018 e 2019, de forma que a inferência de sua zona redox foi baseada nos dados de coleta realizada em julho/2017.

O comportamento do poço P10 também merece destaque, especialmente considerando que deve representar outros poços da área de estudo, como P9 e P3. Ainda que os valores das concentrações de poluentes sejam baixos em comparação aos demais pontos de amostragem, alguns indícios mostram a influência da pluma de contaminantes: a existência de metais potencialmente tóxicos acima dos VI (item 5.1.3.1) e o fato de as águas serem classificadas como cloretadas.

Por outro lado, amostras fortemente influenciadas pelo lixiviado (LMS e P15A) foram classificadas como bicarbonatadas, e não cloretadas. Isso porque também há considerável aporte de alcalinidade pelo lixiviado, contribuindo para o aumento das concentrações de HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> verificadas.

O modelo também mostra considerável mobilidade do Pb e Ni na área de estudo, atingindo distâncias entre 300 e 500 m a partir do depósito. Já o As mostrou-se restrito a porções mais próximas do depósito, e Cr e Zn apresentaram maiores concentrações em porções de maior interação com os rios, mostrando sua maior mobilidade em condições mais oxidantes.

Para o caso do Cr, sabe-se que sua forma hexavalente (mais oxidada) é mais móvel e mais tóxica (LANGMUIR et al., 2004), o que por um lado explica sua detecção em pontos de água superficial e por outro a torna bastante preocupante. A possível atenuação deste metal por adsorção ocorre normalmente em valores de pH inferiores à neutralidade (LANGMUIR et al., 2004), o que não foi encontrado em águas superficiais.

Por outro lado, o metal Zn tende a precipitar como sulfetos em condições redutoras ou como carbonatos e óxidos em condições oxidantes. No entanto, em condições oxidantes e pHs inferiores a 8 predomina o íon  $Zn^{2+}$  (LANGMUIR et al.,2004), fator que deve ter contribuído para a maior mobilidade deste metal em águas superficiais.

Finalmente, conclui-se que não foi possível construir uma delimitação exata das zonas redox e da mobilidade de contaminantes específicos, devido ao fato de os poços de monitoramento amostrarem regiões da pluma distintas, com maior ou menor intensidade de mistura e diluição com águas de background. Assim, mesmo que um poço de monitoramento (por exemplo, P15) esteja localizado espacialmente em uma região considerada mais intensamente afetada pelo lixiviado, seus filtros longos levam à diluição dos contaminantes e à

consequente classificação do local como zona aeróbia. A mesma lógica se aplica à classificação das águas e à mobilidade dos metais.

Ainda assim, o presente estudo possibilitou verificar que a pluma de contaminantes continua movendo-se no sentido NW, atingindo distâncias de 500 m e afetando estes locais com aportes significativos de metais potencialmente tóxicos. Impactos maiores poderiam ser verificados – seja em termos de concentrações, seja em termos de distâncias e profundidades – caso a pluma estivesse sendo adequadamente amostrada. Destaca-se, neste sentido, que orientações foram dadas à Prefeitura Municipal de São Carlos, com base nos presentes resultados, visando à perfuração de poços de monitoramento mais adequadamente posicionados.

### 5.1.3.3.Indicadores biológicos dos recursos hídricos locais

### 5.1.3.3.1. DGGE de amostras de água subterrâneas

Foram calculados os índices ecológicos com base na intensidade e na presença das bandas encontradas no DGGE, com auxílio do software *PAST 3.25*. Os resultados dos índices de Chao, Shannon, Simpson e do fator de dominância são apresentados na Tabela 11.

Ponto		А	RCHAEA		BACTERIA						
			Índices		Índices						
	Chao	Shannon	Simpson	Dominância	Chao	Shannon	Simpson	Dominância			
P23	15	2,358	0,874	0,125	28	2,949	0,933	0,066			
P12	13	2,236	0,860	0,139	29	2,994	0,932	0,067			
P14	17	2,661	0,920	0,079	33	3,306	0,958	0,041			
P16	18	2,499	0,903	0,097	26	3,069	0,946	0,053			
P17	9	1,864	0,804	0,195	28	3,067	0,946	0,053			
P10	9	2,151	0,878	0,121	27	3,139	0,951	0,048			
LMS	17	2,663	0,919	0,080	25	3,038	0,941	0,058			
N2	16	2,539	0,907	0,092	31	3,170	0,947	0,052			

Tabela 11. Índices ecológicos calculados para as amostras de água subterrânea e superficial.

Observou-se maior riqueza e diversidade (índices de Chao e Shannon, respectivamente) das populações de arquéias para as amostras P14, P16, LMS e N2. Desta maneira, maiores números de populações de arquéias estiveram associados, neste estudo, a amostras mais contaminadas. Isto porque as arquéias metanogênicas estão fortemente relacionadas com os

estágios finais da degradação da matéria orgânica, estando mais presentes em ambientes com maior disponibilidade desta.

Já para as populações de bactérias, se verificou maior número de populações para as amostras P14, N2 e P12. O índice de Shannon, associado à diversidade, foi maior para P14, seguido de P10, P16 e P17. A amostra com mais dominância foi a P12.

Os índices calculados para as amostras de água subterrânea e superficial mostraram, assim, a ocorrência de ecossistemas mais ricos e diversos para as amostras com maior concentração de contaminantes, tanto para arquéias quanto para bactérias. Isto pode ser devido à maior disponibilidade de matéria orgânica e nutrientes nestes locais, associada à comunidades de microrganismos altamente adaptadas às condições encontradas. Caso o ambiente fosse tóxico ou causasse estresse às populações, supõe-se que haveria uma redução da diversidade microbiana e a dominância de algumas populações mais resistentes. Assim, as populações encontradas mostraram-se adaptadas às condições locais, possivelmente atuando nos processos de degradação dos poluentes.

Neste sentido, visando a observar se as populações de microrganismos na região de entorno possuem atuação na degradação de poluentes, realizou-se a correlação de Pearson e Jaccard com base nos dendogramas resultantes do DGGE.

Com base na correlação de Pearson (Figura 67), a qual pondera não apenas a existência de populações, mas a intensidade com a qual elas aparecem, se verificou similaridade de 80% entre as populações de bactérias de P14 e P16, e surpreendentemente de 75% entre estas e as do P23. Estas três amostras apresentaram similaridade de 70% com P12 e de 55% com as amostras de P10 e P17 (as quais entre si se assemelham em 65%). Por outro lado, as amostras provenientes de poços de monitoramento apresentaram pouca similaridade com as amostras de N2 e LMS.



Figura 67. Dendograma com base na correlação de Pearson para o domínio Bacteria.

Por outro lado, o dendograma produzido a partir da correlação de Jaccard (Figura 68), a qual pondera apenas a existência ou não de certas populações (presença de bandas coincidentes), e não a intensidade com as quais elas aparecem, levou a resultados e conclusões diferentes daquelas com a correlação de Pearson. Neste dendograma, verificou-se uma semelhança de cerca de 70% entre as populações de P12 e P17, e de 55% destas com P23. Similarmente, P10 e P14 assemelharam-se em 62% das populações, e estas em 56% com P16. Estas estiveram relacionadas em 50% com as amostras de N2 e com os demais poços. O ponto que apresentou menor semelhança com os demais, similarmente à análise anterior, foi LMS.



Figura 68. Dendograma com base na correlação de Jaccard para o domínio Bacteria.

Da análise da similaridade das populações do domínio Bacteria encontradas nos poços estudados, conclui-se que em termos de espécies (correlação de Jaccard), cerca de 50% encontram-se presentes em todos os poços de monitoramento e na nascente, o que deve caracterizar a microbiota da região. Algumas dessas populações, por outro lado, apresentam grande número de indivíduos e levam a sua maior importância nas amostras de P14, P16, P23 e P12, as quais apresentaram similaridade superior a 70% pela correlação de Pearson. Assumindo-se que o poço P23 pode estar sendo de alguma forma influenciado pela pluma de contaminantes – como mostram os ensaios geofísicos –, sua população bacteriana não representa uma condição de referência (como se pensava a principio), o que justifica as maiores similaridades encontradas entre este e os poços sabidamente influenciados por contaminação (P14 e P16). Assim, ressalta-se que as populações microbianas podem ser importantes indicadores de contaminação, antiga ou presente, mesmo quando os parâmetros físico-químicos não são capazes de ilustrar tais impactos.

Também é interessante ressaltar que, em termos de populações bacterianas, as amostras da LMS são bastante diferentes dos demais poços, inclusive do P14, com o qual apresenta grande similaridade dos resultados físico-químicos. Isto mostra que a matriz à qual pertence a amostra assume importância maior nas populações microbianas do que a similaridade físicoquimica. Ainda, as populações presentes na LMS são numerosas e apresentam pouca dominância e elevada diversidade em um ambiente com considerável presença de contaminantes (vide ANEXO E).

Já em relação ao domínio Archaea (vide Figuras 69 e 70), pela correlação de Pearson se verifica maior similaridade entre as amostras LMS e P14 (84%), e destas com a amostra de água superficial N2 (74%). Por outro lado, as amostras P12, P17 e P23 apresentaram similaridade superior a 80%, e as amostras P16 e P10 foram as mais diferenciadas.



Figura 69. Dendograma com base na correlação de Pearson para o domínio Archaea.



Figura 70. Dendograma com base na correlação de Jaccard para o domínio Archaea.

Pela correlação de Jaccard, se verifica que as amostras apresentaram similaridade máxima de 58%, mas geralmente apresentaram similaridade inferior a 40%. Isto mostra que as

similaridades encontradas na correlação de Pearson são majoritariamente devidas à presença de grande número de indivíduos de algumas espécies de arquéias, e não relacionada com a presença de espécies iguais nas diferentes amostras. Em termos de espécies presentes, assim, as amostras com maior similaridade são as de LMS com N2 e P14, e entre os poços P12 e P23.

Mais uma vez, as amostras provenientes de LMS apresentaram menor dominância, com verificação de bandas pouco intensas no DGGE. Isto não é logicamente esperado, já que condições de maior estresse geralmente levam à ocorrência de espécies dominantes. No entanto, Chapelle (1993) advertiu sobre esta possibilidade, afirmando que ainda que o padrão estresse-dominância seja frequente, não ocorre sempre. O padrão de aumento de diversidade com o aumento das condições de estresse também foi observado por Kasemodel et al. (2016) em áreas contaminadas por metais. Por outro lado, uma outra interpretação possível é que as condições encontradas na estação de monitoramento podem ser consideradas favoráveis ao crescimento microbiano (e não estressantes), já que se supõe haver grande disponibilidade de matéria orgânica e aceptores de elétrons (vide ANEXO E). Adicionalmente, este pode ser um indicador de que as comunidades desenvolvidas no local são altamente adaptadas às condições encontradas, atuando na degradação dos compostos locais.

É interessante observar a ocorrência de grande número de espécies de arquéias, as quais são conhecidas por habitar ambientes anaeróbios, como os ambientes subterrâneos. Estes organismos estão frequentemente associados a bactérias fermentativas, como a *Clostridia*, as quais metabolizam a matéria orgânica e liberam dióxido de carbono e hidrogênio, compostos utilizados pelas arquéias (CHAPELLE, 1993; MADIGAN et al., 2016). Neste sentido, ainda que não tenham sido verificadas grandes similaridades entre as amostras mais contaminadas para o domínio Bacteria, estas foram observadas para o dominio Archaea, o qual esta associado à metabolização de subprodutos da degradação da matéria orgânica.

Finalmente, destaca-se que os resultados apresentados neste item, ainda que levem a conclusões interessantes, podem não ser representativos do aquífero contaminado, dado que as análises realizadas foram capazes de amostrar apenas os microrganismos de vida livre, os quais representam 1% das populações dos aquíferos, enquanto outros 99% estariam aderidos ao sedimento (ROLING, 2001). Adicionalmente, Araujo e Schneider (2008) também apontaram que a técnica do DGGE, mesmo aplicável à identificação de membros de uma comunidade, apresenta consideráveis erros na verificação das populações mais abundantes.

# 5.1.3.3.2. Avaliação ecotoxicológica de águas subterrâneas e superficiais

Os resultados das análises físico-químicas e da mortalidade dos organismos avaliados são apresentados nas Tabelas 12 e 13. Os ensaios foram realizados em triplicata, de forma que a mortalidade dos organismos apresentada se refere à média dos três ensaios.

	pН	ORP	Temp	CE	OD	Alcalinidade	COD	Cl	<b>SO4</b>	N-NO3	N-NO2	N-NH4	F-	PO4	СОТ
LMS	7,1	-133	20,8	3015	1,3	2056,3	180	95,0	0	7,4	0,004	167,5	0,65	0,06	439
P 18	5,1	188	24,2	391	2,3	8,6	51	67,5	5	1,0	0,002	3,4	0,07	0,03	9
P 7	4,0	443	23,5	219	3,7	0,0	12	11,5	10	1,0	0,003	0,0	0,02	0,03	6
P 13	5,1	140	22,7	24	6,8	4,3	7	0,6	0	1,0	0,002	0,0	0,13	0,03	2
N2	7,1	-111	17,2	902	2,5	372,9	42	38,0	64	2,2	0,007	177,0	0,40	0,04	101
J2	6,7	23	16,4	44	7,4	18,1	50	1,7	0	0,4	0,003	0,1	0,17	0,01	6
P 15	6,3	26	22,3	110	8,0	46,2	68	3,2	1	0,6	0,002	1,4	0,21	0,12	12
P 12	6,5	-67	22,8	523	6,3	258,1	10	7,1	0	0,4	0,000	3,0	0,12	0,04	53
М	7,1	163	15,1	21	8,2	18,8	21	0,6	0	0,3	0,003	0,0	0,01	0,03	4

Tabela 12. Parâmetros físico-químicos das diferentes amostras analisadas.

Tabela 13. Parâmetros físico-químicos e mortalidade de *Chironomus sancticaroli* (Ch) e *Daphnia magna* (Da) nas diferentes amostras analisadas.

	Pb	Mn	Fe	Cd	Zn	Mg	Со	Ba	Ca	Sr	Na	K	Ch	Da
LMS	0,00	0,48	0,9	0,000	0,08	51,6	0,0	0,27	140,6	1,7	127,0	123,0	100	100
P 18	0,00	0,35	12,8	0,000	0,06	7,2	0,0	0,25	7,4	0,1	34,5	8,3	33	100
P 7	0,04	0,11	2,0	0,002	0,03	1,0	0,0	0,00	2,5	0,0	10,3	15,9	17	100
P 13	0,02	0,00	0,2	0,000	0,01	0,8	0,0	0,00	1,6	0,0	0,5	1,3	11	40
N2	0,02	0,38	5,0	0,000	0,17	13,3	0,0	0,36	28,3	0,4	44,2	41,2	61	37
J2	0,02	0,07	0,6	0,001	0,17	2,0	0,0	0,10	4,1	0,0	1,7	0,6	39	15
P 15	0,01	0,07	4,0	0,000	0,02	7,7	0,0	0,02	6,3	0,0	3,2	2,4	22	0
P 12	0,02	1,05	31,2	0,000	0,05	35,8	0,1	0,09	46,2	0,8	4,4	1,0	17	0
М	0,00	0,00	0,0	0,000	0,04	2,0	0,0	0,10	3,7	0	0,7	0,4	17	0

Para possibilitar a melhor visualização dos fatores físico-químicos que influenciaram a mortalidade dos organismos indicadores, foi realizada a Análise de Correlação Canônica (CCA), mostrada na Figura 71.



Figura 71. Análise de Correlação Canônica utilizando fatores físico-químicos e a mortalidade dos organismos *Chironomus sancticaroli* (Ch) e *Daphnia magna* (Da).

As amostras de montante (M) e dos poços P12 e P15 não apresentaram toxicidade a nenhum dos organismos avaliados. Este comportamento era esperado para M, mas esperava-se alguma toxicidade para as amostras de água subterrânea de P12 e P15, por serem mais redutoras e apresentarem maior quantidade de íons dissolvidos.

Observa-se que a mortalidade de *Chironomus sancticaroli* (Ch) foi mais significativa nas amostras de lixiviado (LMS), seguida de amostras de águas superficiais a 200 m (N2) e 500 m (J2) do depósito de resíduos. Já as amostras de água subterrânea apresentaram menor toxicidade a este organismo, possivelmente devido à menor existência de sólidos suspensos aos quais os contaminantes pudessem estar retidos. Ressalta-se que mesmo a 500 m do depósito de resíduos (J2), onde não são encontradas significativas anomalias físico-químicas (vide Tabelas 12 e 13), a mortalidade deste organismo aproximou-se a 40%, o que revela que os impactos do depósito são relevantes a esta distância. Tal toxicidade pode estar relacionada à existência de metais potencialmente tóxicos neste ponto, mostrados nos modelos conceituais das Figuras 65 e 66.

Com base na CCA, os fatores que possivelmente influenciaram a mortalidade de *Chironomus sancticaroli* foram OD (valores mais baixos), Fe, Mn, Mg e Zn. Com exceção do Mg, que tende a estar dissolvido em água, destaca-se que os elementos Fe, Mn e Zn tendem a particionar no solo e matéria orgânica, tendendo a permanecer adsorvidos aos sedimentos, o que pode ter levado à maior toxicidade para o organismo avaliado.

Em relação à mortalidade de *Daphnia magna*, observou-se maior toxicidade das amostras de lixiviado (LMS) e dos poços P18 e P7, seguidos de P13 e N2. Os fatores que possivelmente influenciaram esta mortalidade, com base na CCA, foram ORP, Cd, Pb, Na, K e CE. Os fatores ORP e Cd parecem ter influenciado especialmente a amostra P7, cujos valores para esses parâmetros são mais elevados que os demais; no entanto, não se pode afirmar se de fato são fatores que influenciam a mortalidade do organismo em questão, dado que não são elevados para as demais amostras que também apresentaram mortalidade significativa.

Assim, os parâmetros que de forma mais clara influenciaram a mortalidade de *Daphnia magna* foram os íons dissolvidos (CE) e as concentrações de Na e K, os quais são elementos que também tendem a estar em sua forma dissolvida. O Pb também pode ter representado toxicidade, especialmente para as amostras P7, P13 e N2.

Ressalta-se que os poços P7 e P13 não apresentaram toxicidade para *Chironomus sancticaroli,* mas foram tóxicos para *Daphnia magna*, mostrando a necessidade de utilizar-se não apenas a conjunção de análises físico-químicas e ecotoxicológicas, como também incluir a avaliação de organismos que ocupam nichos distintos nos ecossistemas.

A presente análise permitiu observar que o comportamento dos contaminantes originados do depósito de resíduos – tendendo a dissolver-se, precipitar-se ou adsorver-se – influencia a toxicidade apresentada para organismos de hábitos distintos. Desta maneira, recomenda-se a adoção de diferentes organismos na avaliação da toxicidade de áreas contaminadas, de forma a melhor representar a forma como os contaminantes se comportam no meio.

Finalmente, este estudo permitiu avaliar que grande quantidade de pontos de amostragem situados no entorno do depósito de resíduos (chegando a 500 m deste) apresentaram toxicidade para os organismos avaliados, devido à existência de contaminantes dissolvidos e adsorvidos. A toxicidade não esteve relacionada, no entanto, de maneira direta com a distância do depósito: as amostras de água subterrânea coletadas logo abaixo deste (P15) e em região claramente influenciada por este (P12) não apresentaram toxicidade a nenhum dos organismos analisados. Por outro lado, águas superficiais a 500 m do depósito (J2) apresentaram significativa toxicidade, especialmente para *Chironomus sancticaroli*.

Finalmente, as amostras de lixiviado, originadas de depósito de resíduos cujas atividades se encerraram há mais de 20 anos, causaram mortalidades de 100% para ambos os organismos avaliados, mostrando a alta toxicidade deste tipo de efluente por longos períodos de tempo.

# 5.1.4. Avaliação da evolução histórica da concentração de poluentes<sup>4</sup>

Os dados apresentados por Gadotti (1997), Álvares (2000) e Pelinson (2018) foram organizados, distribuídos espacialmente e comparados com os dados coletados durante esta pesquisa (2017 – 2019). Tais estudos foram selecionados, dentre todos os já realizados na área, uma vez que os dois primeiros se referem a coletas realizadas bimestralmente entre 1996 e 1997 – período correspondente ao último ano de atividade do depósito de resíduos e primeiros meses após seu fechamento – enquanto que o último estudo, juntamente com os dados coletados durante a presente pesquisa, corresponde à situação após aproximadamente 20 anos de encerramento das atividades. Além disso, esses estudos abrangeram uma maior quantidade de pontos de amostragem e parâmetros avaliados.

Os poços de monitoramento e pontos de coleta de água superficial utilizados para análise temporal foram: P7, P12, P13, P13A, P15, P15A, P18, P27, M e J2 (vide Figura 14).

De forma a possibilitar a análise da evolução temporal das concentrações de contaminantes na área de estudo, os dados históricos e coletados foram divididos em dois grupos: i) Grupo A, relacionado à condição do depósito em operação e primeiros meses após fechamento (1996-1997), e ii) Grupo B, relacionado à condição após mais de 20 anos do fechamento do depósito (2016-2019). Uma vez que os dados não possuem distribuição normal e não puderam ser normalizados, o teste não-paramétrico de Mann-Whitney foi utilizado para comparação dos grupos de dados A e B, com uso do software *PAST 3.25*. Também foram construídos boxplots com a finalidade de verificar as faixas de valores para cada grupo e cada ponto de amostragem.

Para os parâmetros DQO, Cl, ORP, Ca e Mg, não foram verificadas diferenças entre os grupos de dados A e B (p > 0,05). Por outro lado, os parâmetros pH, CE, alcalinidade, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, Fe e Mn mostraram ser estatisticamente diferentes para os grupos A e B (p < 0,05), no entanto em todos os casos as médias atuais (2016-2019) são superiores àquelas obtidas há 20 anos.

As Figuras 72 e 73 mostram as faixas de valores obtidas para a CE nos diferentes pontos e períodos de estudo, enquanto as Figuras 74 e 75 mostram as faixas obtidas para DQO. Tais parâmetros foram ilustrados uma vez que representam ambos os comportamentos observados neste estudo: a CE representa dados estatisticamente diferentes para os grupos A e B, enquanto a DQO representa os dados considerados estatisticamente iguais para ambos os grupos.

<sup>&</sup>lt;sup>4</sup> Os resultados deste item possibilitaram a elaboração e publicação do seguinte artigo: Morita, A.K.M.; Pelinson, N.S.; Wendland, E (2020) Persistent impacts of an abandoned non-sanitary landfill in its surroundings. Journal of Environmental Monitoring and Assessment 192 (7).



Figura 72. Boxplots de condutividade elétrica para os grupos A e B (à esquerda) e para cada ponto de amostragem (à direita). Pontos seguidos de "A" (por exemplo, P7\_A) referem-se a dados dos anos 1996-1997, enquanto pontos seguidos de "B" (por exemplo, P7 B) referem-se a dados dos anos 2016-2019.



Figura 73. Distribuição espacial do parâmetro condutividade elétrica na área de estudo: medianas no período de 1996-1997 (à esquerda) e 2016-2019 (à direita)



Figura 74. Boxplots dos valores de DQO para os grupos A e B (à esquerda) e para cada ponto de amostragem (à direita). Pontos seguidos de "A" (por exemplo, P7\_A) referem-se a dados dos anos 1996-1997, enquanto pontos seguidos de "B" (por exemplo, P7 B) referem-se a dados dos anos 2016-2019.



Figura 75. Distribuição espacial do parâmetro DQO na área de estudo: medianas no período de 1996-1997 (à esquerda) e 2016-2019 (à direita)

Com base na análise das figuras, é possível observar que alguns poços de monitoramento de fato sofreram deterioração em sua qualidade (P12, P15A, P15 e P18), enquanto outros passaram por uma melhora (P7) ou permaneceram relativamente constantes (P13, P13A, P27, M e J2). Este comportamento pode ser explicado por suaves mudanças na direção do fluxo de água subterrânea, causando menor influência do depósito no poço P7, por exemplo, e maior influência no P18. Assim, observa-se que a movimentação dos contaminantes por vezes respeita a estrutura da antiga voçoroca (sentido NW, atingindo mais substancialmente o poço P18) e por vezes é mais orientada ao oeste, atingindo mais substancialmente o poço P7. Essas anomalias de fluxo já foram reportadas na literatura em áreas influenciadas por depósitos de resíduos (CHRISTENSEN; BJERG; KJELDSEN, 2007).

Neste mesmo sentido, foi possível observar que na atualidade (grupo B) maiores anomalias de fluxo ocorrem, causando maiores alterações na qualidade dos poços P15A e P12, por exemplo, os quais não estão localizados no sentido preferencial de fluxo, segundo o mapa potenciométrico apresentado na Figura 35. Esta anomalia de fluxo foi ilustrada no modelo conceitual das Figuras 39 e 40.

Desta maneira, é mais plausível concluir que a melhora de qualidade observada no poço P7 esteja associada a mudanças na direção do fluxo da água subterrânea, e pouco provavelmente ao fenômeno de atenuação natural (entendida com o conjunto de processos de degradação, diluição, dispersão e sorção). Caso tal fenômeno fosse relevante na área, se esperaria que um maior número de poços também tivesse sofrido uma melhora nos parâmetros avaliados, o que não ocorreu. Ressalta-se que, ainda que os valores dos parâmetros físico-químicos sejam baixos para a maioria dos parâmetros avaliados, levando as autoridades a negligenciarem os impactos ambientais associados, há claras evidências de contaminação no entorno. Um exemplo claro é o parâmetro DQO, o qual normalmente se encontra entre 1 e 5 mg/L em aquíferos livres de contaminação (FEITOSA, 2008), mas esteve frequentemente acima de 20 mg/L na área de estudo.

Adicionalmente, destaca-se que maiores concentrações de contaminantes podem ser encontradas em áreas mais profundas do aquífero, tendo em vista o posicionamento inadequado dos poços de monitoramento, como foi discutido anteriormente.

Neste sentido, não é verificada, como se requer para a adoção da atenuação natural monitorada como medida de remediação, a redução das concentrações de contaminantes com o tempo, mas sim possíveis variações na orientação da pluma, anteriormente no sentido de P7 e atualmente nas direções de P18, e sazonalmente influenciando P12 e P15A. Isto é condizente com as observações feitas por Belevi e Bacini (1989), os quais afirmam que os impactos dos depósitos de resíduos poderiam perdurar por décadas, e por Christensen, Bjerg e Kjeldsen (2007), que enfatizam que a orientação da pluma de contaminantes pode variar significativamente com o tempo e com a sazonalidade.

Dessa maneira, conclui-se que, com base na amostragem de água subterrânea e superficial, não existem evidências da ocorrência de processos de atenuação natural ao longo de 20 anos, ainda que este processo possa ocorrer no espaço, com o distanciamento da fonte poluente.

Consequentemente, restrições no uso e ocupação do solo nas proximidades do depósito (< 200m) devem ser impostas e mantidas por longo período (>> 20 anos) após o encerramento das atividades de deposição. Por outro lado, distâncias maiores que 500 m parecem permitir considerável melhora na qualidade dos recursos hídricos, principalmente por diluição com águas de background, como ilustraram os modelos conceituais. As distâncias exatas para as quais não são detectados riscos, no entanto, somente poderão ser estabelecidas com a correta amostragem das águas subterrâneas, por meio da construção de poços de monitoramento melhor posicionados.

## 5.1.5. Caracterização físico-química dos resíduos sólidos aterrados<sup>5</sup>

Os resultados das análises dos extrados solubilizados são apresentados no ANEXO F. Para melhor visualização dos resultados foram realizadas as análises de componentes principais e de cluster, as quais são apresentados nas Figuras 76 e 77.



Figura 76. Análise de Componentes Principais dos parâmetros físico-químicos dos extratos solubilizados.



Figura 77. Análise de cluster hierárquico com base nos parâmetros físico-químicos dos extratos solubilizados.

<sup>&</sup>lt;sup>5</sup> Os resultados desta análise foram apresentados no VI Simpósio sobre Resíduos Sólidos, 2019: Morita, A. K. M.; Wendland, E. C. . Caracterização dos resíduos sólidos e do lixiviado produzido por antigo depósito de resíduos. In: VI Simpósio sobre resíduos sólidos, 2019, São Carlos. Anais do VI Simpósio sobre resíduos sólidos, 2019.

Pela análise dos gráficos, verifica-se, primeiramente, que os fatores F1 e F2 puderam representar aproximadamente 70% da variabilidade encontrada nas amostras de extratos solubilizados, o que foi considerado satisfatório. O fator F1 esteve influenciado por uma grande quantidade de parâmetros, incluindo a alcalinidade, Ba, Ca, F<sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, Sr, NTK, Pb, K, Cl<sup>-</sup>, Na e N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>.O fator F2, por outro lado, foi fortemente influenciado por N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, Cl<sup>-</sup> e Na. A amostra 2\_3 possuiu, portanto, altas concentrações dos componentes de F1 e F2, por estar no primeiro quadrante, enquanto a amostra 1\_3 possuiu altas concentrados de F1 e baixas de F2. A maioria das amostras, no entanto, apresentou correlação negativa com F1 e pouca importância de F2.

Pela análise de cluster, verifica-se similaridade, entre outras, entre 3\_2 e 3\_3 (70%), 3\_1 e 4\_1 (70%), 2\_2 e 2\_3 (40%) e 2\_1 e 3\_1 (60%). Estas similaridades destacadas podem ser relacionadas com as comunidades microbianas, como será discutido posteriormente.

Entre os fatores encontrados de importância na caracterização das amostras  $3_2 e 3_3$ , citam-se a CE (alto teor de íons dissolvidos), as concentrações de nitrato e de sulfato. A população microbiana no local pode, assim, estar associada ao uso de sulfato e nitrato como aceptores de elétrons (nitrato ou sulfato redutoras). Supõe-se que pode haver grande importância de resíduos de construção e demolição em alguns pontos do depósito (devido aos altos teores de sulfato), e os pontos  $3_2 e 3_3$  parecem estar recebendo estas contribuições, bem como os pontos 1 2, 1 3 e 2 3.

Adicionalmente, é importante destacar que os ensaios de solubilização mostraram que os resíduos aterrados ainda não podem ser considerados inertes, especialmente em termos de Pb, Mn, Fe, Cd e Al. A Figura 78 ilustra os diferentes pontos e profundidades amostrados e as concentrações de tais metais, mostrando que estes frequentemente ultrapassaram os limites estabelecidos pela norma NBR 10.006 para que os resíduos sejam considerados inertes.



Figura 78. Variação das concentrações de Cd, Mn, Fe, Pb e Al para os diferentes pontos e profundidades amostrados e comparação com os limites da norma NBR 10.006 para resíduos inertes.

# 5.1.1. Caracterização microbiológica dos resíduos sólidos aterrados

Com base nos resultados do DGGE para o Dominio Bacteria, verficou-se que as mesmas espécies (correlação de Jaccard, Figura 79) geralmente são encontradas em um mesmo ponto no espaço, possivelmente devido às características dos resíduos no local. Assim, estão na mesma chave: 3\_1, 3\_2 e 3\_3, com semelhança entre 65% e 77%; 4\_1, 4\_2 e 4\_3, com semelhança entre 70 e 75%; 2\_2 e 2\_3, com similaridade de 70%; e 1\_2 e 1\_3, com similaridade de 55%.

Por outro lado, pela correlação de Pearson (Figura 80) outros fatores influenciaram, levando à maior importância da profundidade; assim, estão na mesma chave 1\_1 e 2\_1; 3\_1 e 4\_1; 1\_3 e 4\_3; 2\_2, 3\_2 e 4\_2, todos com similaridade acima de 70% entre si. Em ambas as correlações, as amostras 3\_2 e 3\_3 estiveram fortemente relacionadas (>80%).



Figura 79. Dendograma com base na correlação de Jaccard para o domínio Bacteria, referente às amostras sólidas do depósito de resíduos.



Figura 80. Dendograma com base na correlação de Pearson para o domínio Bacteria, referente às amostras sólidas do depósito de resíduos.

Desta análise inicial, verifica-se que as populações de bactérias presentes nos diferentes pontos são mais dependentes das características do resíduo no local (variabilidade espacial), enquanto que o número de indivíduos por população é mais dependente de condições de temperatura e umidade, os quais são funções da profundidade na massa de resíduos.

Em relação às populações de arquéias, verificaram-se maiores semelhanças, pela correlação de Pearson (Figura 81), entre 2\_2 e 2\_3 (95%) e destas com 1\_3 (90%), bem como entre 2\_1 e 3\_1 (95%) e entre 4\_1 e 4\_2 (90%). Já pela correlação de Jaccard (Figura 82), relacionam-se mais fortemente as amostras 1\_2 e 1\_3 (66%), 4\_2 e 4\_3 (68%), 2\_3 e 3\_2 (60%).



Figura 81.Dendograma com base na correlação de Pearson para o domínio Archaea, referente às amostras sólidas do depósito de resíduos.



Figura 82. Dendograma com base na correlação de Jaccard para o domínio Archaea, referente às amostras sólidas do depósito de resíduos.

Mais uma vez, observam-se padrões diferentes quando se analisam as amostras pelas correlações de Pearson e de Jaccard. Em relação às espécies identificadas, verificam-se maiores semelhanças em um mesmo ponto de amostragem, enquanto se o número de indivíduos por população é ponderado, diversos outros fatores podem intervir, como a localização e também a profundidade amostrada.

Em relação aos índices ecológicos observados nas diferentes amostras (Tabela 14), observou-se, para o Domínio Archaea, um aumento da riqueza e da diversidade na segunda profundidade (1m), seguida de uma estabilização ou diminuição (exceto no ponto 4). Em relação à dominância, verificaram-se amostras mais dominantes nas primeiras camadas dos pontos 1, 2 e 4. Por outro lado, para o ponto 3 verificou-se um aumento das populações dominantes com a profundidade. Isto pode ser explicado por condições físico-químicas específicas encontradas neste ponto, levando a uma possível especialização de comunidades adaptadas ao entorno.
Em relação às populações de bactérias, verificou-se maior riqueza e diversidade nas amostras do ponto 3, seguidas das primeiras camadas (30cm) dos demais pontos. A amostra com maior dominância foi a 2\_3, seguida da 1\_2.

Desta análise, verifica-se que ocorre, geralmente, uma diminuição do número de populações e da diversidade com a profundidade do depósito, tanto para arquéias quanto para bactérias. Este comportamento poderia ser justificado pela existência de condições mais restritivas com a profundidade, possivelmente anaeróbias, e maior disponibilidade de oxigênio nas camadas superficiais.

Ponto	ARCHAEA					BACTERIA			
	Índices					Índices			
	Chao	Shannon	Simpson	Dominância	Chao	Shannon	Simpson	Dominância	
1_1	11	2,272	0,885	0,115	33	3,317	0,955	0,044	
1_2	20	2,741	0,922	0,078	25	2,958	0,936	0,063	
1_3	16	2,489	0,904	0,096	25	2,992	0,940	0,059	
2_1	9	1,980	0,829	0,170	33	3,196	0,946	0,053	
2_2	19	2,734	0,926	0,074	31	3,070	0,942	0,057	
2_3	14	2,336	0,878	0,121	31	2,982	0,931	0,068	
3_1	13	2,222	0,861	0,139	37	3,439	0,963	0,036	
3_2	13	2,230	0,857	0,142	37	3,319	0,954	0,045	
3_3	5	1,532	0,766	0,233	41	3,390	0,957	0,042	
4_1	11	2,114	0,857	0,142	34	3,230	0,949	0,050	
4_2	17	2,479	0,887	0,112	31	3,167	0,947	0,052	
4_3	18	2,606	0,905	0,094	30	3,167	0,051	0,019	

Tabela 14 Índices ecológicos calculados para as amostras sólidas do depósito de resíduos.

Com base nos resultados do DGGE, foram selecionados 2 pontos (em suas 3 profundidades, totalizando 6 amostras de resíduos) para a realização do sequenciamento do RNAr 16S. Foram priorizadas aquelas localizações que apresentaram menor similaridade, de forma a melhor representar a comunidade do depósito em estudo. Neste sentido, as amostras coletadas nos pontos 1  $(1_1, 1_2, 1_3) e 4 (4_1, 4_2, 4_3)$  foram selecionadas. Adicionalmente, ressalta-se que estas amostras apresentaram maior distância espacial (30m), o que também contribui para uma maior representatividade da comunidade local.

## 5.1.1.1. Caracterização taxonômica<sup>6</sup>

Para melhor visualização dos resultados físico-químicos e correlação com as comunidades microbianas encontradas, foram elaborados gráficos da variação de alguns parâmetros de maior variabilidade encontrados nas amostras de interesse (Figuras 83 - 86). Estes dados também são apresentados no ANEXO F). Ressalta-se que o sequenciamento também foi realizado para as amostras de sedimentos dos pontos M e J2, de forma a avaliar os impactos do lixiviado nas águas superficiais do entorno.



Figura 83. Variação dos valores de pH, umidade, ORP e CE nas amostras em estudo.



Figura 84. Variação dos valores de alcalinidade, DQO, N-NO3<sup>-</sup>, N-NO2<sup>-</sup> e N-NH4<sup>-</sup> nas amostras em estudo.

<sup>&</sup>lt;sup>6</sup> Os resultados deste item possibilitaram a elaboração e publicação do seguinte artigo: Morita, A.K.M.; Sakamoto, I. K.; Varesche, M. B. A.; Wendland, E. Microbial structure and diversity in non-sanitary landfills and association with physicochemical parameters. Environmental Science and Pollution Research., 2020, doi:10.1007/s11356-020-10097-4.



Figura 86. Variação dos valores de Fe, Pb, Mn, PO4<sup>3-</sup> e SO4<sup>2-</sup> nas amostras em estudo.

Ressalta-se que os resultados físico-químicos apresentados para os pontos M e N1 são referentes a amostras de água superficial, e não sedimentos (os quais foram utilizados para análise microbiológica). Ainda que haja diferenças entre o particionamento de contaminantes entre as matrizes (água x sedimento), julgou-se que as amostras foram retiradas de um mesmo ambiente em equilíbrio, e que a análise de águas superficiais poderia mostrar as variações qualitativas que poderiam influenciar a comunidade microbiana.

Pode-se observar que os parâmetros avaliados variaram consideravelmente com a profundidade (principalmente da primeira camada para as mais profundas) e dependendo da localização do local. As primeiras camadas apresentaram semelhanças entre as amostras e baixas concentrações da maioria dos parâmetros. Por outro lado, parece que as características da segunda e terceira profundidades são influenciadas por condições físico-químicas específicas do local, sendo que as maiores concentrações geralmente foram encontradas no

ponto 1. Por outro lado, o ponto 4 parece ter apresentado condições semelhantes às primeiras camadas em todas as profundidades.

O teor de umidade também variou de acordo com a profundidade e a localização espacial. As amostras do ponto 1 geralmente apresentaram maiores teores de água (6 - 23%) do que o ponto 4 (4 - 10%). Além disso, a umidade aumentou com a profundidade em ambos os locais. É importante destacar que a cerca de 2,2 m de profundidade existe uma camada de solo no depósito (SHINZATO, 2014), que causa um acúmulo de lixiviado acima dela (ver Figura 20). Esta condição afetou especialmente as amostras coletadas a 2 m de profundidade (1\_3 e 4\_3), levando à verificação de mais umidade e maiores concentrações de íons dissolvidos (maiores valores de condutividade elétrica).

É interessante notar que os valores de ORP nas amostras do ponto 1, e especialmente em 1\_2, foram muito mais baixos do que nas amostras do ponto 4. No entanto, esses valores podem não ser representativos do ambiente do depósito em estudo - devido às condições do teste de solubilização - e deve ser usado apenas para fins de comparação entre as diferentes amostras.

Os valores de CE, alcalinidade, matéria orgânica (DQO e COD), N-NO<sub>3</sub>-, N-NH<sub>4</sub>-, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, Cl-, NTK, umidade e da grande maioria dos metais foram maiores nas amostras do ponto 1. A existência de maiores concentrações de matéria orgânica, íons e metais é uma característica das primeiras fases de degradação em depósitos de resíduos sólidos (ANDREOTTOLA; CANNAS, 1997; FILHO; MIGUEL, 2017). Por outro lado, concentrações mais baixas da maioria dos parâmetros foram encontradas no ponto 4, que são características de conteúdo mais degradado e mais antigo. As exceções foram as concentrações de NO<sub>2</sub>-, maiores no ponto 4, Zn, especialmente altas em 4 2, e Al e Fe, maiores em 4 1.

As diferenças encontradas entre os pontos 1 e 4 podem ser atribuídas à heterogeneidade dos resíduos sólidos, a qual depende das características do conteúdo aterrado em cada local e fica mais evidente quando são analisadas amostras de resíduos, ao invés de amostras de chorume. Isso ocorre porque os depósitos de resíduos sólidos urbanos são altamente heterogêneos e os processos ocorrem em microambientes; o lixiviado, quando devidamente coletado, como no caso dos em aterros sanitários, é formado por uma mistura de contribuições dessas diferentes zonas, representando o processo dominante (COSSU; MORELLO; STEGMANN, 2019).

Em relação a tais heterogeneidades, é importante mencionar que o acúmulo de lixiviado em bolsões dentro do depósito também pode levar a um aumento nas concentrações de contaminantes em locais específicos (AHARONI; SIEBNER: DAHAN, 2017; MORETTO et al., 2017; SHINZATO, 2014). Portanto, ambientes distintos podem ser reconhecidos dentro de um mesmo depósito, com zonas contendo altas concentrações de contaminantes e outras com valores muito mais baixos.

No entanto, todas as amostras - dos pontos 1 e 4 - apresentaram características que estão de acordo com as faixas observadas em um aterro não controlado em Israel (AHARONI; SIEBNER: DAHAN, 2017), em um grande número de aterros no Brasil (SOUTO; POVINELLI, 2011) e com a fase metanogênica estável estudada por Song et al. (2015). Essa concordância mostra a representatividade do caso estudado.

Em relação às amostras de sedimentos, foi observada uma clara influência do depósito de resíduos sobre os recursos hídricos, alterando significativamente os valores de pH, ORP, CE, alcalinidade, matéria orgânica, N-NH<sup>4<sup>-</sup></sup> e metais da amostra N1. Atenção deve ser dada ao pH - que é básico em condições a montante e muito mais ácido a jusante -, ORP - mostrando um ambiente oxidante a montante e redutor a jusante -, e a presença de Fe e Mn em N1, onde podem ser possivelmente usados como aceptores de elétrons por populações anaeróbicas.

Em relação ao sequenciamento propriamente dito, foram identificadas 3113 OTUs no total, considerando as 6 amostras de resíduos sólidos e 2 de águas superficiais. A cobertura mostra que o sequenciamento pôde representar bem as comunidades microbianas, variando de 97 a 99%. Os índices ecológicos de Shannon, Chao e ACE ilustram a diversidade e riqueza das comunidades microbianas, sendo observados diferentes comportamentos para as amostras dos pontos 1 e 4 (Figura 87).

No ponto 1, houve uma diminuição significativa da riqueza da primeira (1\_1) para a segunda profundidade (1\_2), seguida de um aumento na terceira (1\_3). Este comportamento mostra a existência de um ambiente seletivo em 1\_2, levando ao predomínio de populações específicas adaptadas a condições mais redutoras e maiores concentrações de matéria orgânica e íons dissolvidos, possivelmente bactérias anaeróbicas hidrolíticas ou fermentativas. Por outro lado, no ponto 4 houve aumento da riqueza com a profundidade, indicando que pode haver maior disponibilidade de matéria orgânica, umidade e nutrientes com profundidade, associada à inexistência de condições estressantes. A condição encontrada no ponto 4 - aumento da riqueza com a profundidade no ponto 4 - aumento da riqueza com a profundidade no ponto 4 - aumento da riqueza com a profundidade no ponto 4 - aumento da riqueza com a profundidade - também foi observada por Gomez et al. (2011) e Wang et al. (2017).



Figura 87. Riqueza e diversidade das comunidades microbianas nas diferentes amostras. Os índices ACE (*Abundance-based Coverage Estimator*) e Chao foram usados para mostrar a riqueza, enquanto o índice de Shannon foi utilizado para mostrar diversidade.

Observando os dados dos pontos 1 e 4, pode-se notar que as amostras de resíduos sólidos com menores concentrações dos parâmetros analisados (DQO, alcalinidade, CE, PO<sub>4</sub><sup>3-,</sup> SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, N-NH<sub>4</sub><sup>-</sup>, N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, Na, Mg e K, geralmente do ponto 4: 4\_1, 4\_2 e 4\_3) apresentaram índices ecológicos e número de OTUs mais altos. Zainun e Simarani (2018) e Song et al. (2015) descobriram que amostras mais estabilizadas (ou seja, de aterros fechados ou aterros na fase metanogênica estabilizada) tinham índices de Chao e Shannon mais altos do que amostras de aterros ativos.

Assim, amostras com conteúdo mais estabilizado podem abrigar mais populações microbianas, seja porque foram colonizadas de forma mais intensa por espécies diferentes, ou porque mais espécies podem sobreviver em ambientes com concentrações menores de contaminantes. É interessante notar, portanto, que as heterogeneidades podem ser encontradas dentro do mesmo depósito de resíduos - e não necessariamente em aterros ativos e fechados - formando zonas com conteúdo e comunidades específicos, o que adiciona complexidade ao estudo dos resíduos sólidos.

Quando comparados a outros estudos em aterros sanitários, os índices ecológicos observados e o número de OTUs foram superiores aos observados por Wang et al. (2017) na China, mas inferiores aos observados por Xu et al. (2017), também na China, e Zainun e Simarani (2018), na Malásia, mostrando que diferentes padrões podem ser observados em depósitos de resíduos sólidos, dependendo de uma variedade de condições ambientais.

Em relação aos pontos amostrais M e N1, pode-se observar que eles apresentaram índices de riqueza e diversidade muito semelhantes. No entanto, o impacto do lixiviado parece ter causado um aumento moderado na riqueza das comunidades (índices Chao e ACE) e uma diminuição na diversidade (índice de Shannon). Portanto, mais espécies provavelmente crescem em meios com mais matéria orgânica e nutrientes (N1), mas nesta comunidade, algumas espécies são dominantes, pois estão melhor adaptadas a níveis mais elevados de contaminantes.

#### A. Análise taxonômica no nível de filo

Considerando todas as amostras analisadas, foram identificados 52 filos, dos quais 16 apresentaram abundância superior a 1%, número que supera o identificado por estudos anteriores (Wang et al., 2017; Xu et al., 2017). A abundância relativa dos diferentes filos para as distintas amostras estudadas é apresentada na Figura 88.

Representantes dos filos *Proteobacteria, Firmicutes, Actinobacteria, Bacteroidetes* e *Chloroflexi* foram identificados em todas as amostras, inclusive nas amostras de águas superficiais a montante e a jusante (M e N1). *Proteobacteria* (37%), *Firmicutes* (28%) e *Actinobacteria* (13%) foram os filos mais abundantes no depósito de resíduos, enquanto *Proteobacteria* (54%), *Bacteroidetes* (12%) e *Acidobacteria* (12%) foram os mais abundantes em M e *Proteobacteria* (48%), *Bacteroidetes* (10%) e *Firmicutes* (9%) foram os mais abundantes em N1.

O filo *Proteobacteria* foi dominante em todas as amostras, exceto em 1\_2 (4%) onde o filo *Firmicutes* dominou (82%), e 1\_3, onde ambos os filos tiveram abundâncias semelhantes (aproximadamente 40%). Esses resultados são condizentes com outros estudos em aterros sanitários, nos quais *Proteobacteria* (GOMEZ et al., 2011; LIU et al., 2019; SAWAMURA et

al., 2010; ZAINUN; SIMARANI, 2018) e *Firmicutes* (KOCHLING et al., 2017; KRISHNAMURTHI; CHAKRABARTI, 2013; WANG et al., 2017; XU et al., 2017) foram os filos mais abundantes.



Figura 88. Abundancia relativa dos diferentes filos encontrados.

As bactérias pertencentes ao filo *Firmicutes* têm sido associadas à degradação de polissacarídeos - como celulose, lignocelulose e amido - (JIANG; SHI; SHI, 2020; SONG et al., 2015; XU et al., 2017; ZAINUN; SIMARANI, 2018), desempenhando um papel importante na síntese de substâncias fúlvicas e na humificação (LIU et al., 2019) e na formação de matéria orgânica dissolvida (JIANG; SHI;SHI, 2020). Esse papel pareceu estar bem associado à análise físico-química realizada no presente estudo, visto que o ponto a montante (M) teve a menor

representação de *Firmicutes*, e o ponto 1 (especialmente 1\_2 e 1\_3), que apresentou as maiores concentrações de matéria orgânica, mostrou comunidades significativas do filo.

É interessante destacar que a ocorrência de *Firmicutes* tem sido associada tanto com a fase metanogênica inicial de aterros (SONG et al., 2015) como com células de aterro mais antigas (LIU et al., 2019), o que mostra que este filo não responde apenas ao envelhecimento do resíduo, mas também à fase de decomposição e, conseqüentemente, às concentrações do contaminante. Fajardo et al. (2019) e Kasemodel et al. (2019) observaram que *Firmicutes* foi o filo mais abundante em amostras com maiores concentrações de Pb, Zn e Cd, possivelmente devido à sua capacidade de formar endósporos em condições estressantes. No presente estudo a ocorrência desse filo foi verificada mais intensamente em zonas com uma combinação de maior matéria orgânica (DQO e COT), nutrientes e concentrações de metais (especialmente Ba, Cd, Pb, Ca, Mg e Sr).

Por outro lado, representantes do filo *Proteobacteria*, mesmo tendo sido associados à degradação da matéria orgânica em ambientes anaeróbicos (BAREITHER et al., 2013) e estações de tratamento de águas residuais (GREAY et al., 2019), foram encontrados em todas as amostras analisadas com uma significância semelhante (exceto para 1\_2), mostrando que diferentes papéis foram desempenhados por eles, em ambientes mais limpos (M) ou mais contaminados (N1 e amostras de resíduos sólidos). Proteobactérias também foram o filo dominante em aterros fechados e ativos estudados por Zainun e Simarani (2018) e foram dominantes em amostras de solo de controle, desempenhando papéis importantes nos ecossistemas de solo (FAJARDO et al., 2019; RAJASEKAR et al., 2018; WANG et al., 2017).

Os filos *Acidobacteria* e *Actinobacteria* tiveram baixa significância nas amostras 1\_2 e 1\_3, tendo sido possivelmente substituídos por *Firmicutes*, como também descrito por Fajardo et al. (2019). *Actinobacteria* foi associada à degradação de matéria orgânica (WANG et al., 2017) e celulose, especialmente em estágios intermediários e antigos de decomposição de resíduos (LIU et al., 2019). Assim, as amostras do ponto 4, que parecem ter conteúdo mais estabilizado, apresentaram um número significativamente maior desse filo. Além disso, representantes deste filo foram recentemente associados a locais contaminados com metais (SALAM; VARMA, 2019), mostrando que eles podem desempenhar um papel importante no metabolismo de Zn, encontrado em altas concentrações no ponto 4 (ver Figura 85).

Da mesma forma, *Nitrospirae* apresentou baixa abundância relativa no ponto 1 (1\_1, 1\_2 e 1\_3), mas foi mais significativo em todas as outras amostras. Representantes deste filo foi encontrado em aterros fechados, rodeado por árvores e plantas vegetativas (ZAINUN; SIMARANI, 2018), e foi associado à nitrificação (SONG et al., 2015). Portanto, pode ter

desempenhado um papel importante no ponto 4, onde níveis mais baixos de nitrogênio amoniacal foram encontrados, ligados a concentrações mais altas de nitrito (ver Figura 84).

O filo *Gemmatimonadetes* foi mais significativo nas amostras superficiais do depósito (1\_1 e 2\_1) e em M do que em amostras mais profundas ou em N1. Dessa forma, sua presença pode estar associada a ambientes com menores níveis de contaminantes e, possivelmente, com maior disponibilidade de oxigênio. Wong et al. (2019) verificaram sua presença apenas em amostras de cobertura de solo de aterros sanitários tratadas com biochar, que supostamente aumenta a aeração do solo e o crescimento bacteriano.

É interessante notar que Zainun e Simarani (2018) associaram *Acidobacteria*, *Gemmatimonadetes, Verrucomicrobia, Actinobacteria* e *Nitrospirae* com amostras do aterro fechado, que apresentavam menores concentrações de contaminantes; o presente estudo também possibilitou relacionar esses filos a amostras mais estabilizadas.

Por outro lado, os filos *Deferribacteres*, *Nitrospinae* e *Spirochaetes* foram característicos da amostra N1. *Deferribacteres* e *Spirochaetes* possuem metabolismo associado à fermentação de ácidos orgânicos de cadeia curta e liberação de ácido acético e H<sub>2</sub> (SILVA et al., 2013). O filo *Deferribacteres* inclui bactérias quimioorganotróficas que respiram preferencialmente anaerobicamente com vários aceptores de elétrons terminais, incluindo Fe (III), Mn (IV) e NO<sub>3</sub> (ALAUZET; JUMAS-BILAK, 2014). Supõe-se que tais filos desempenhem papéis importantes na degradação da matéria orgânica do lixiviado oriundo do depósito de resíduos, podendo formar um ambiente redutor de ferro, o que concorda com as características físico-químicas apresentadas nas Figuras 83-86.

Por fim, *Nitrospinae* foi associado à oxidação de nitrito em nitrato (JURCZYK; KOC-JURCZYK, 2017; PACHIADAKI et al., 2017); como não foram encontradas concentrações de N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> em N1 (ver Figura 84), mas altas concentrações de N-NH<sub>4</sub><sup>-</sup>, parece que este filo faz parte de uma conjunção de reações de nitrificação, consumindo rapidamente o nitrito produzido pela oxidação da amônia.

A Figura 89 mostra o agrupamento ponderado das amostras estudadas, em que é possível notar que sua relação não poderia ser explicada pela posição em profundidade. O fator que parece ter influenciado mais intensamente as comunidades foi a localização espacial da amostra (ponto 1 ou ponto 4), ao invés de sua profundidade. Essa conclusão também foi observada por Xu et al. (2017) em dois aterros sanitários na China, e é condizente com os resultados do DGGE previamente apresentados (item 5.1.6).



Figura 89. Agrupamento hierárquico dos microbiomas encontrados nas diferentes amostras, usando o cálculo unifrac ponderado.

Além disso, pode-se observar que as amostras de águas superficiais não tiveram relação significativa com as amostras de resíduos sólidos, mesmo aquela fortemente influenciada pela contaminação por lixiviado (N1). Em outras palavras, as populações microbiológicas dependem mais significativamente do tipo de matriz ambiental de onde provêm (resíduos sólidos ou águas superficiais) do que das características físico-químicas (amostras contaminadas ou não contaminadas).

## B. Análise taxonômica no nível de classe, ordem, família e gênero

i. <u>Ponto 1</u>

A análise taxonômica no nível da classe (ver ANEXO G) mostrou que *Bacilli*, que foi relatado como sendo resistente à contaminação por metais pesados (FAJARDO et al., 2019), foi o mais abundante no ponto 1 (19%, 55% e 32%, respectivamente, nas amostras 1\_1, 1\_2 e 1\_3). Em relação a outras classes abundantes, *Alphaproteobacteria* (16%) e *Betaproteobacteria* (11%) também foram abundantes na primeira camada (1\_1), enquanto *Clostridia* (25%) foi a segunda mais abundante em 1\_2 e *Gammaproteobacteria* (30%) em 1\_3. *Clostridia* também foi encontrado em todas as amostras do depósito de resíduos e em N1, mas logicamente não foram encontrados em M, uma vez que tal ponto de amostragem está localizado a montante, com condições oxidantes e baixas concentrações de matéria orgânica.

A classe *Clostridia* tem sido relatada como resistente ao estresse químico, desempenhando importante papel em biotransformações, atuando nos processos de

fermentação (JOHNSON, 2019). É capaz de hidrolisar uma ampla gama de carboidratos e produzir hidrogênio (WONG et al., 2018) e pode ser encontrado em ambientes com baixo ORP e alto teor de matéria orgânica biodegradável (DAO et al., 2016). Portanto, sua presença provavelmente está associada à degradação da matéria orgânica em condições redutoras.

Em relação à análise no nível de gênero no ponto 1 (Figura 90), é interessante notar que a dominância do filo nas amostras 1\_2 e 1\_3 (*Firmicutes*) se manteve até o nível de gênero, mostrando que o gênero *Exiguobacterium* representou 54% e 30 % da abundância relativa nessas amostras, respectivamente, as quais apresentaram condições mais redutoras e maiores concentrações de matéria orgânica, CE, alcalinidade, NTK, N-NH<sub>4</sub><sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> e metais (ver Figuras 83-86). O gênero *Exiguobacterium* foi relatado como sendo gram-positivo, capaz de crescer em ambientes aeróbicos e anaeróbicos em uma ampla faixa de temperaturas (5-40°C), pH (6,5 - 12,0) e concentrações de NaCl, tendo aplicações para tratamento de águas residuais alcalinas (KULSHRESHTHA et al., 2010). Até onde sabemos, é a primeira vez que *Exiguobacterium* é relatado em depósitos de resíduos sólidos urbanos.

O segundo gênero mais abundante em 1\_2 foi *Gelria* (7%), enquanto *Acinetobacter* (13%) e *Pseudomonas* (12%) foram os segundos gêneros mais significativos em 1\_3. *Gelria* é um gênero anaeróbico, sintrófico e formador de endósporos (PLUGGE et al., 2002), formado por fermentadores de estágios finais envolvidos no metabolismo de ácidos graxos (FITZGERALD et al., 2019). O gênero *Pseudomonas* foi associado à decomposição de resíduos (SONG et al., 2015), desnitrificação e degradação de poluentes (WANG et al., 2017). *Acinetobacter* é considerado um gênero formado por bactérias metabolizadoras de enxofre (DING et al., 2019; HE et al., 2018), o que é compatível com as concentrações de sulfato encontradas em 1\_3 (Figura 86), e também foi associada à fase termofílica de compostagem (JIANG; SHI;SHI, 2020).



Figura 90. Abundância relativa dos diferentes gêneros encontrados nas amostras estudadas (>3%).

### ii. <u>Ponto 4</u>

Diferentemente, no ponto 4, a classe *Alphaproteobacteria* foi a mais abundante (26%, 21% e 19%, respectivamente, em 4\_1, 4\_2 e 4\_3, ver ANEXO G). *Alphaproteobacteria* também foi a classe mais dominante em aterros fechados (ZAINUN; SIMARANI, 2018), mostrando que as condições físico-químicas do ponto 4 podem estar associadas a um conteúdo mais degradado. As segundas classes mais abundantes foram *Betaproteobacteria* (8,5%) e *Gammaproteobacteria* (8,5%) para 2\_1, e *Unindentified\_actinobacteria* em 2\_2 e 2\_3 (8,5% e 13% respectivamente).

Em relação à análise em nível de gênero (Figura 90), *Sphingomonas* foi significativa no ponto 4 e em 1\_1, mas não foi identificada em 1\_2 ou 1\_3. Este gênero foi relatado como abundante em áreas contaminadas por Pb, Cu, Zn e Cd (WANG et al., 2018) e lixo eletrônico (WU et al., 2019), o que pode estar associado ao alto teor de Zn no ponto 4.

Da mesma forma, *Arthrobacter* foi abundante nas amostras 4\_2 e 4\_3, tendo sido relatado como capaz de biorremediar locais contaminados por metais pesados (HONG et al., 2015; SALAM; VARMA, 2019; WU et al., 2019).

## iii. Amostras de sedimento

Finalmente, em relação de sedimentos, Betaproteobacteria, às amostras Deltaproteobacteria e Gammaproteobacteria foram as classes mais abundantes, tanto para M como para N1 (ver ANEXO G). Alphaproteobacteria também foi abundante em M, enquanto *Clostridia* foi abundante em N1. É interessante notar, em relação ao nível de ordem, que muitas ordens que foram identificadas em M também foram identificadas em N1, mas em porcentagens muito menores (por exemplo, Sphingobacteriales, *Rhizobiales*. *Myxoccocales*, Burkholderiales, Xanthomonadales, Nitrosomonadales). Provavelmente, as bactérias pertencentes a essas ordens são sensíveis a condições redutoras e a maiores concentrações de íons e matéria orgânica.

Um comportamento oposto foi observado para *Rhodocyclales, Clostridiales, Unidentified\_deferribacteres, Syntrophobacterales* e *Methylophylales*, que foram muito mais significativos em N1, portanto associados à metabolização de poluentes. No nível de gênero (Figura 90), *Caldithrix* foi identificado apenas em N1, e *Gelria*, praticamente ausente em M, foi abundante em N1. *Caldithrix* é obrigatoriamente anaeróbico, cujos membros são quimioorganoheterotróficos capazes de fermentar polissacarídeos (ALAUZET; JUMAS-BILAK, 2014).

Outros gêneros que foram abundantes em N1 (por exemplo, *Crenotrix, Dechlorobacter, Anaerovorax, Desulfatiglans, Ignavibacterium, Desulfobulbus, Geothermobacter*) podem, portanto, estar associados à degradação de compostos do lixiviado originado do depósito, especialmente sob condições redutoras e usando diferentes aceptores de elétrons. Portanto, esses gêneros podem ser usados como indicadores de contaminação por depósitos de resíduos.

Curiosamente, *Geobacter* e *Anaeromyxobacter* foram identificados em M e N1, mas de forma mais significativa na primeira amostra. Ambos os gêneros são formados por bactérias exoeletrogênicas, que são capazes de transferir elétrons para fora das células para aceptores extracelulares, desempenhando papéis biogeoquímicos importantes em ambientes naturais, como solos, sedimentos e água doce (WANG et al., 2019).

Particularmente, *Geobacter* atua na ciclagem biogeoquímica do carbono e do Fe (LOVLEY et al., 2011), e é capaz de degradar uma variedade de contaminantes orgânicos, acoplando a oxidação da matéria orgânica à redução do Fe (III) e Mn (IV) (JIANG; SHI;SHI, 2020). É interessante notar que *Geobacter* pode ser identificado em amostras livres de contaminação (M) e contaminadas (N1), desempenhando papéis distintos, tanto nos ciclos biogeoquímicos quanto na degradação da matéria orgânica. Consequentemente, o uso de tais gêneros como indicadores de contaminação por lixiviado não é recomendado, pois eles ocupam diferentes nichos em uma diversidade de ambientes (LOVLEY et al., 2011).

Por fim, no que se refere à análise a nível de gênero na área de estudo, é importante destacar que a grande maioria deles não pôde ser identificada, o que indica a existência de uma grande quantidade de espécies existentes em depósitos de resíduos sólidos urbanos que poderia desempenhar aplicações biotecnológicas.

Os gêneros dominantes no depósito estudado foram *Exiguobacterium, Pseudomonas, Streptococcus, Sphingomonas, Acinetobacter* e *Gelria*, sendo que sua ocorrência dependeu das condições específicas de cada local. Por outro lado, *Caldithrix, Crenothrix, Gelria, Methylonera* e *Dechloromonas* foram abundantes em N1, sendo indicadores de contaminação por lixiviado. *Geobacter* e *Anaeromyxobacter* foram abundantes a montante e a jusante (M e N1), o que os torna inadequados para serem usados como indicadores.

## iv. Correlações entre comunidades microbianas e fatores ambientais

A fim de visualizar a influência de alguns fatores ambientais nas comunidades microbianas, análises de correlação canônica (CCA) foram realizadas, usando 13 filos com abundância relativa > 1%, 15 gêneros com abundância relativa > 3% e 19 fatores (profundidade, umidade, pH, ORP, CE, alcalinidade, DQO, NTK, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, Pb, Fe, Zn, Mg, Ba, Ca, Sr, Na e K).

O resultado da CCA considerando as comunidades no nível de filos é apresentado na Figura 91, em que os Eixos 1 e 2 foram responsáveis por cerca de 93% da variabilidade das amostras. A CCA mostra que as amostras podem ser claramente separadas em quadrantes, de acordo com sua localização espacial: as amostras do ponto 1 estão no primeiro e no quarto quadrantes (exceto para 1\_1, que está no meio do primeiro e segundo quadrantes), apresentando maiores concentrações de poluentes (DQO, nutrientes, Na, K, Mg, Ca, Sr). Já as amostras do ponto 4 estão no segundo quadrante e são representadas por alto teor de Zn (o que é especialmente verdadeiro para 4\_2) e valores de ORP mais altos. Finalmente, as amostras de sedimento obviamente apresentaram maiores teores de umidade e foram representadas no terceiro quadrante



Figura 91. Análise de Correlação Canônica baseada nos filos mais abundantes e 19 fatores ambientais.

É interessante notar que estudos realizados em locais mais profundos e intervalos mais longos (GOMEZ et al., 2011; SAWAMURA et al., 2010; XU et al., 2017) e em intervalos menores e posições mais rasas - como o presente estudo, Wang et al. (2017) e Zainun e Simarani (2018) - levaram a conclusões semelhantes: a heterogeneidade microbiana é mais fortemente afetada pela posição espacial da amostra do que por sua localização em profundidade. Portanto, ela pode ser explicada principalmente pelo conteúdo aterrado e suas características físicoquímicas; o conteúdo de água e a disponibilidade de oxigênio, que são mais dependentes da localização em profundidade das amostras, não desempenharam um papel fundamental na distribuição das comunidades microbiológicas.

Pode-se observar também que muitos filos tiveram sua ocorrência dependente de uma conjunção, ou mistura, de parâmetros, o que fez com que sua localização ficasse em posições intermediárias, e longe das setas indicadoras de fatores ambientais específicos. Isso foi especialmente verdadeiro para *Proteobacteria, Bacteroidetes* e *Chloroflexi*.

Da mesma forma, embora tenham sido encontrados em todas as amostras, o filo *Firmicutes* foi apresentado no gráfico mais próximo da amostra 1\_2, e do mesmo lado das setas indicando DQO, alcalinidade, Na, K, Mg e NTK, mostrando que esses fatores afetaram significativamente a abundância deste filo. Da mesma forma, *Actinobacteria* e *Acidobacteria* foram mais abundantes nas amostras do ponto 4, estando assim representadas no segundo quadrante.

Observando o gráfico da CCA, é possível notar que as setas mais longas indicam os fatores que mais influenciaram as comunidades microbianas: DQO, Na, K, NTK, alcalinidade, umidade e ORP. Destaca-se que a umidade foi um fator que influenciou especialmente a diferenciação entre as amostras de resíduos sólidos e as amostras de águas superficiais, não assumindo relevância para as diferentes posições dentro do depósito.

A análise de CCA com base nos gêneros mais abundantes é apresentada na Figura 92; os eixos 1 e 2 foram responsáveis por cerca de 84% da variabilidade das amostras. Pode-se observar que *Exiguobacterium* e *Gelria* foram fortemente afetados pelas concentrações de DQO e K, enquanto *Sphingomonas* foi influenciado pelas concentrações de Fe. Concentrações mais elevadas de DQO e K podem estar associadas a lixiviados mais jovens (ANDRETTOLA; CANNAS, 1992; FILHO; MIGUEL, 2017), indicando que *Exiguobacterium* e *Gelria* são possivelmente mais abundantes em ambientes menos estabilizados e com maiores concentrações de poluentes.



Figura 92. Análise de Correlação Canônica baseada nos gêneros mais abundantes (> 3%) e 19 fatores ambientais.

Por outro lado, *Arthrobacter* foi associado a altos valores de ORP (condições mais oxidantes) e CE, estando presente normalmente em posições mais profundas. A ocorrência de outros gêneros não esteve fortemente associada a condições específicas, dependendo de uma mistura de parâmetros, como pode ser observado por sua posição central no gráfico. A análise do CCA mostrou que os depósitos de resíduos sólidos podem abrigar zonas com maior ou menor grau de contaminação, propiciando a ocorrência de populações distintas - típicas de depósitos mais jovens e mais velhos. Assim, mesmo depósitos fechados e abandonados podem

apresentar zonas altamente contaminadas com comunidades e características físico-químicas típicas de depósitos ativos. A heterogeneidade que cria microambientes dentro de depósitos de resíduos sólidos foi discutida por Cossu, Morello e Stegmann (2019).

A associação entre os microrganismos e os parâmetros físico-químicos observados no presente estudo confirma a capacidade que comunidades existentes naturalmente em depósitos de resíduos possuem em degradar e remediar contaminantes, indicando seu potencial para aplicações biotecnológicas, como em projetos de tratamento e remediação.

Por exemplo, o filo *Firmicutes*, abundante em ambientes com maior teor de metais no presente estudo, já foi aplicado para remediar tais contaminantes (FAJARDO et al., 2019). O gênero *Exiguobacterium*, abundante em amostras com maiores teores de matéria orgânica e valores de pH, já foi relatado em estações de tratamento, neutralizando efluentes altamente alcalinos (KULSHRESHTA et al., 2010). O presente estudo mostrou a relevância dessas populações para depósitos de resíduos sólidos urbanos, indicando que podem ser aplicadas em soluções biotecnológicas para disposição de resíduos sólidos.

## 5.1.2. Avaliação da produção de lixiviado<sup>7</sup>

Para melhor visualização das mudanças sazonais e espaciais (em profundidade), foram construídos gráficos da variação de CE, DQO, alcalinidade, ORP, Cl<sup>-</sup> e N-NH4<sup>-</sup> para as amostragens realizadas em julho/2017, dezembro/2017 e julho/2018, anteriormente à impermeabilização (Figuras 93-95). Todos os resultados das análises físico-químicas das amostras de lixiviado são apresentados no ANEXO E.

É possível observar que há maiores concentrações dos poluentes analisados na profundidade de 2,85 m, possivelmente devido a um acúmulo de lixiviado nesta profundidade. Este acúmulo de lixiviado em algumas regiões do depósito, especialmente acima de materiais plásticos não degradados, já havia sido evidenciada por estudos anteriores (SHINZATO, 2014). Neste caso, também se evidenciou que o acúmulo de poluentes se dá acima de uma camada de solo existente entre os resíduos de 1994 e 1995.

<sup>&</sup>lt;sup>7</sup> Estes resultados foram apresentados no XX Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas: Morita, A. K. M.; Pelinson, N.S.; Wendland, E. C. . Variação Sazonal da produção de lixiviado em um antigo depósito de resíduos. In: XX Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas, 2018, Campinas, SP. Anais do XX CABAS, 2018.



Figura 93. Variação dos valores de CE e DQO sazonalmente e em profundidade.



Figura 94. Variação dos valores de alcalinidade e ORP sazonalmente e em profundidade.

Por outro lado, foi verificada uma maior concentração de contaminantes na estação seca (julho), e uma maior diluição na estação chuvosa (dezembro), com exceção do parâmetro N-NH<sub>4</sub><sup>-</sup>. Este comportamento pode ser explicado pelo fato de a infiltração de água na massa de resíduos levar a uma diluição dos poluentes, e possível carreamento para camadas mais profundas. Em relação ao N-NH<sub>4</sub><sup>-</sup>, possivelmente a entrada de água na estação chuvosa possibilita a ocorrência de reações que levam à sua liberação e mobilização em perfil. Neste caso, supõe-se que o aumento da umidade no meio acelere a degradação microbiana da matéria orgânica, levando à liberação de N-NH4<sup>-</sup>. Adicionalmente, o maior acúmulo de lixiviado em lençóis suspensos tende a gerar condições mais redutoras, as quais favorecem que o nitrogênio permaneça na forma de amônio.



Figura 95. Variação dos valores de Cl<sup>-</sup> e N-NH<sub>4</sub>- sazonalmente e em profundidade.

Também foi verificada, com a entrada de água no depósito, uma redução dos valores de ORP, com exceção da última camada (3,35 m), na qual houve um considerável aumento deste último parâmetro na estação chuvosa. Este comportamento pode ser justificado pelo aumento das reações de oxidorredução e diminuição da disponibilidade de oxigênio com o aumento da umidade no meio, levando à diminuição do potencial redox. Por outro lado, na última camada supõe-se que há maior disponibilidade de água no período seco (o nível d'água na região estava a cerca de 3 m neste período, e cerca de 5 m no período chuvoso), o que levou a um aumento das condições redutoras nesta camada, no mês de julho.

Da análise sazonal, se verifica que a entrada de água pluvial no depósito de resíduos é evidente, levando à diluição e ao carreamento de contaminantes, bem como ao aumento da atividade de degradação. Desta maneira, torna-se interessante avaliar quais os benefícios e prejuízos que a eliminação desta entrada, por meio do isolamento superficial, poderia trazer à redução dos impactos causados pelo depósito no meio, o que foi avaliado na segunda etapa desta pesquisa.

As faixas aproximadas dos valores de CE, DQO, alcalinidade, Cl<sup>-</sup> e N-NH<sub>4</sub><sup>-</sup> encontrados nesta pesquisa são apresentadas na Tabela 15, comparadas com as faixas obtidas por Schalch (1992), Souto (2009), Shinzato (2014) e Pelinson (2018). Ressalta-se que Schalch (1992) avaliou a qualidade do lixiviado produzido por aterros experimentais durante sua operação, os quais receberam os mesmos resíduos destinados ao depósito em estudo. Shinzato (2014) apresentou resultados do lixiviado encontrado no depósito em estudo, durante a construção da LMS e nos primeiros meses de monitoramento. Finalmente, Souto (2009) avaliou e comparou a qualidade do lixiviado produzido por distintos aterros brasileiros.

Parâmetro	Schalch	Souto	Shinzato	Pelinson	Presente estudo
	(1992)	(2009)	(2014)	(2018)	(2017-2018)
рН	5,3-7,8		6 - 8		7 - 9
Condutividade	24.000-	100 -	1.000 - 8.000	900 - 10.500	2.000 - 8.000
(µS/cm)	43.000	45.000			
DQO (mg/L)	1.980 -	3 –	150 - 1.000	55 - 1.080	50 - 600
	61.750	100.000			
Alcalinidade	7.700 -	-	1.000 - 5.000	200 - 4.500	500 - 3.000
(mg/L)	15.680				
Cloretos (mg/L)		20 -	50 - 700	11 - 1.320	50 - 400
		4.700			
N-NH4 (mg/L)		0,03 -	50 - 700	15 - 800	10 - 70
		3.000			
ORP (mV)		-	-500 a -100	-270 a 103	-50 a 200

Tabela 15. Comparação entre as faixas de valores obtidas para diferentes parâmetros físico-químicos do lixiviado.

Com base na comparação dos valores encontrados, verifica-se que houve uma diminuição das concentrações de 1992 a 2014 e posteriormente até o presente estudo. Ressaltase que as mudanças verificadas de 2014 a 2018 podem ser consequência da própria instalação da LMS, levando à verificação de condições mais oxidantes no local. Isto foi discutido no item 5.1.3, no qual se verificou que a LMS está atualmente situada em zona nitrato redutora, mas não é possível afirmar que todo o depósito esteja na mesma zona.

A redução dos valores encontrados chegou a atingir 90%, desde 1992 até 2018; no entanto, as concentrações remanescentes ainda são consideravelmente elevadas, levando à existência, ainda atualmente, de riscos à saúde pública e ao entorno. Adicionalmente, reitera-se que as variações encontradas são devidas não apenas à degradação dos contaminantes, mas

também à sua lixiviação e transporte para o meio com o decorrer do tempo, levando à contaminação dos recursos hídricos do entorno.

Por outro lado, a comparação com as faixas obtidas para grande número de aterros sanitários brasileiros (SOUTO, 2009) permitiu observar que os valores encontrados pela presente pesquisa são compatíveis com as faixas obtidas para aterros sanitários, mesmo tratando-se de um lixão. Isto mostra que ainda que a lixiviação possa assumir maior intensidade no depósito Santa Madalena, devido à inexistência de estruturas de isolamento, existe certo armazenamento de contaminantes, o que pode ser justificado pelas camadas intermediárias de solo e pelos resíduos não degradados (plásticos), ambos funcionando como barreiras à mobilização dos poluentes (PELINSON et al., 2020).

A variação sazonal dos parâmetros não foi clara para Shinzato (2014) – vide Figura 96 –, mas foi bastante evidente no presente estudo. Isto pode ser devido à maior quantidade de dados coletados pelo estudo anterior (amostragem bimestral), levando à verificação de maiores flutuações aleatórias. Em relação à distribuição em profundidade, também foi verificado, no estudo anterior, acúmulo de contaminantes a 2,85 m de profundidade, coincidindo com a porção superior de camada de solo existente entre diferentes deposições de resíduos.



Figura 96. Distribuição espacial e sazonal dos valores de diferentes parâmetros físico-químicos obtidos por Shinzato (2014). (NAT=N-NH₄<sup>-</sup>; Eh=potencial de oxidorredução; DBO₅= Demanda Bioquímica de Oxigênio, aos 5 dias). FONTE: SHINZATO, 2014.

Finalmente, conclui-se que ainda existem altas concentrações de contaminantes no interior do depósito de resíduos estudado, o que pode fornecer um grande risco ao entorno, uma vez que possíveis alterações climáticas e/ou a degradação de materiais que atualmente funcionam como barreiras no depósito podem levar à liberação de grandes cargas poluentes.

# 5.2. Avaliação dos efeitos de impermeabilização superficial parcial

Com a finalidade de avaliar os efeitos da adoção de impermeabilização superficial parcial em depósito de resíduos desativado, uma série de análises complementares foram realizadas: a) ensaios geofísicos para a avaliação da mudança dos teores de umidade logo abaixo da manta, aspecto diretamente relacionado com a mobilidade dos contaminantes; b) ensaios microbiológicos para avaliar se as mudanças nas condições de umidade e oxigenação afetaram a atividade microbiana; c) monitoramento da produção de lixiviado ao longo de 16 meses após a implantação da cobertura superficial. Os resultados obtidos para cada abordagem são apresentados a seguir.

## 5.2.1. Ensaios geofísicos

A localização das tomografias elétricas realizadas na área de intervenção é apresentada na Figura 97, com destaque para a região central, onde se instalou a cobertura superficial.



Figura 97. Linhas geofísicas visando à caracterização do depósito anteriormente à impermeabilização (dipolos de 2,5 m).

Destaca-se que as linhas 1 e 7 encontram-se fora da área de impermeabilização, as linhas 2 e 6 no limite da manta (região possivelmente mais influenciada pela água pluvial), enquanto que as linhas 3, 4 e 5 encontram-se no centro da área de impermeabilização. A linha 4 cruza a estação de monitoramento (LMS), onde dados físico-químicos e de nível d'água foram monitorados bimestralmente.



Figura 98. Perfil de resistividades para a linha 1 em julho-2018.



Figura 99. Perfil de resistividades para a linha 1 em fevereiro-2020.

As Figuras 98 e 99 mostram os perfis de resistividades obtidos para a linha externa à impermeabilização (L1), nos dois períodos avaliados. Observa-se, como esperado, a forte influência da pluviosidade na redução das resistividades observadas (aumento da condutividade). Assim, assumindo que o lençol de lixiviado encontra-se a 2,5 m a partir da superfície do terreno (dado obtido da medição do N.A. na LMS), observa-se que os resíduos se encontram submersos no período chuvoso, com a observação de baixas resistividades e total mistura com as águas subterrâneas do local. Assim, não foi possível diferenciar, por meio das tomografias elétricas, a pluma de contaminantes, os resíduos e o nível freático.



Figura 100. Perfil de resistividades para a linha 2 em julho-2018.



Figura 101. Perfil de resistividades para a linha 2 em fevereiro-2020.

As Figuras 100 e 101 mostram os perfis de resistividades obtidos para a linha que delimita a área de impermeabilização (L2), nos dois períodos avaliados. Observa-se um comportamento semelhante às linhas anteriores, não sendo possível verificar influência da manta nesta região, possivelmente devido aos fluxos laterais. Assim, verifica-se uma redução das resistividades em todo o perfil avaliado com a ocorrência das chuvas, não sendo possível diferenciar, mais uma vez, as áreas contaminadas da água subterrânea limpa.



Figura 102. Perfil de resistividades para a linha 3 em julho-2018.



Figura 103. Perfil de resistividades para a linha 3 em fevereiro-2020.

As Figuras 102 e 103 mostram os perfis de resistividades obtidos para linha situada no interior da área de impermeabilização (L3), nos dois períodos avaliados. Esta avaliação permitiu observar diferenças em relação às perfilagens anteriores, com verificação de clara influência da medida de intervenção, situada aproximadamente entre as posições 40 e 70 m. Assim, observam-se regiões significativamente mais resistivas logo abaixo da manta, e aumento dos valores de condutividade apenas a aproximadamente 6 m, onde se localiza o nível de água subterrânea. Desta maneira, a redução de entrada de água pluvial parece ter reduzido os teores de umidade e impedido a formação dos lençóis de lixiviado na região, levando o depósito a estar mais isolado do entorno.



Figura 104. Perfil de resistividades para a linha 4 em julho-2018.



Figura 105. Perfil de resistividades para a linha 4 em fevereiro-2020.

Finalmente, as Figuras 104 e 105 mostram os perfis de resistividades obtidos para a linha situada no interior da área de impermeabilização (L4), nos dois períodos avaliados. Estes resultados são semelhantes aos apresentados para a linha 3, com clara influência da medida de intervenção, situada aproximadamente entre as posições 40 e 70 m. Assim, observou-se menor formação do lençol de lixiviado, ainda que sejam visíveis, em ambas as linhas 3 e 4, anomalias de menor resistividade logo abaixo da manta. Estas anomalias estão provavelmente associadas a bolsões de lixiviado que ainda existem nesta região, mesmo com a redução da entrada de água pluvial. O acúmulo de lixiviado pôde ser verificado pelas medições do N.A. realizadas na LMS (localizada na posição 55 m) e nas perfurações realizadas para análise microbiológica (item 5.2.2).

Os perfis das linhas 5 a 7 são apresentados no ANEXO H, uma vez que apresentaram comportamentos semelhantes aos observados nas linhas 3 a 1, respectivamente. Os principais fenômenos que puderam ser observados por meio das tomografias elétricas são:

- i. O período chuvoso tem impacto significativo na distribuição de contaminantes, levando à ampla saturação dos resíduos por lixiviado dissolvido e mistura com as águas subterrâneas, impedindo a diferenciação, por métodos geoelétricos, da massa de resíduos e de águas subterrâneas contaminadas e livres de contaminação. Assim, a entrada de água pluvial afeta a dispersão do lixiviado, com diluição e ampliação da área contaminada. Este aspecto mostra que a redução na entrada de água pluvial deve contribuir significativamente para a mitigação dos impactos gerados pelo depósito.
- ii. Durante o período seco observou-se um claro delineamento do depósito, com verificação de áreas bastante resistivas no entorno, possivelmente relacionadas às laterais da voçoroca, as quais são constituídas de solo arenoso. Adicionalmente, foi possível verificar claramente o caminho de transporte de contaminantes, especialmente para as linhas 1, 2 e 3, com componente vertical descendente especialmente localizada na porção central do depósito.
- iii. As regiões logo abaixo da manta puderam ser diferenciadas das demais pelos métodos geofísicos, mostrando um menor teor de umidade e menor conexão com as águas subterrâneas de entorno. Esta região apresentou valores de resistividade maiores do que aquelas observadas no período seco anterior à medida de intervenção. Esta observação é relevante uma vez que mostra que a impermeabilização manteve parcialmente sua eficiência mesmo com a ocorrência das fortes chuvas de verão.
- iv. Os métodos geoelétricos mostraram-se eficientes no monitoramento da medida de intervenção, sendo capazes de diferenciar claramente zonas com maior e menor influência das águas pluviais e demarcar períodos de expansão e retração da pluma de contaminantes.

Dessa forma, as tomografias elétricas realizadas permitiram observar que a impermeabilização superficial pôde gerar regiões mais resistivas (com menor teor de umidade) até cerca de 6 m abaixo da manta, correspondendo aproximadamente à profundidade do

depósito de resíduos. Assim, ainda que fluxos subsuperficiais laterais ocorram no depósito em estudo, assume-se que o fluxo vertical descendente, gerado diretamente pela infiltração de águas pluviais, é relevante. Adicionalmente, a área impermeabilizada, ainda que possua pequenas dimensões (900 m<sup>2</sup>) e seja mais suscetível a influências laterais, foi capaz de reduzir a formação de lençóis suspensos de lixiviado, sendo eficiente para a mitigação dos impactos gerados pelo depósito em estudo.

#### 5.2.2. Caracterização físico-química dos resíduos sólidos aterrados

A Figura 106 mostra a localização das amostras coletadas em pontos dentro (D11, D12 D21, D22) e fora (F11, F12 F21, F22) da área impermeabilizada.



Figura 106. Localização dos pontos de coleta de resíduos sólidos, com destaque para a área impermeabilizada e para a estação de monitoramento (LMS).

As Figuras 107 e 108 mostram os resultados das análises físico-químicas das amostras de resíduos sólidos coletadas, após ensaio de solubilização (ABNT, 1984). Observa-se que os valores de umidade foram inferiores nas primeiras camadas, e que os maiores valores estiveram relacionados aos pontos D12 e F12. Destaca-se que estes pontos apresentaram proximidade espacial, estando localizado em uma região relativamente mais baixa do depósito, a qual propiciava o acúmulo de água pluvial. Neste sentido, não foi observada clara influência da impermeabilização neste parâmetro, sendo que as variações verificadas parecem estar relacionadas a posições no terreno que propiciaram ou não um maior escoamento da água



pluvial, seja superficial ou subsuperficialmente. Neste sentido, os pontos D11, D12 e F11, F12 estiveram localizados em posições onde se verificou maior acúmulo de lixiviado.

Figura 107. Variação dos parâmetros Umidade, pH, CE, ORP, N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, N-NH<sub>4</sub><sup>-</sup>, N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, Cl<sup>-</sup> e SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, DQO, COT, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> e Al das amostras de resíduos sólidos coletadas dentro e fora da área impermeabilizada.



Figura 108. Variação dos parâmetros Pb, Cu, Mn, Fe, Cd, Zn, Mg, Ca, Na e K das amostras de resíduos sólidos coletadas dentro e fora da área impermeabilizada.

A Figura 109 mostra a perfuração realizada no ponto D1, onde verificou-se acúmulo de lixiviado desde profundidades de cerca de 0,5 m abaixo da cobertura superficial, mostrando que

a instalação desta não impediu que determinadas regiões do depósito ainda apresentassem tais lençóis de lixiviado. Assume-se que tais lençóis tenham sido produzidos anteriormente à impermeabilização e permaneceram imobilizados por materiais não degradados ou camadas de solo intermediarias.



Figura 109. Perfuração realizada no ponto D1, onde se verificou acúmulo de lixiviado em profundidades maiores que 0,5 m.

Os valores de pH não apresentaram variações significativas nas amostras coletadas, estando sempre próximos à neutralidade e ligeiramente superiores na segunda camada, com exceção dos pontos F21 e F22. Os valores verificados são típicos da fase metanogênica de depósitos de resíduos sólidos, não tendo sido verificadas diferenças nas áreas dentro e fora da cobertura superficial.

Os valores de CE mostraram comportamento diferenciado em pontos dentro da área impermeabilizada (D) e fora da mesma (F). Dentro, os valores foram mais elevados na primeira camada, enquanto fora, a segunda camada apresentou maior condutividade. Este comportamento pode ser explicado pela maior lixiviação em pontos fora da cobertura superficial, levando ao arraste de íons de camadas superiores às inferiores. A faixa de valores encontrados, por outro lado, foi semelhante em ambos os casos.

Os pontos fora da manta apresentaram, geralmente, condições mais redutoras que aquelas em seu interior. Ainda que fossem esperadas condições mais redutoras no interior da área impermeabilizada, devido à menor disponibilidade de oxigênio, considera-se que os maiores teores de umidade existentes no exterior da manta levaram a maiores taxas de reações de oxidorredução, com consumo de aceptores de elétrons para a degradação de compostos orgânicos. Esta hipótese está em acordo com o observado em 5.1.7, em que se verificaram menores valores de ORP em estações chuvosas.

Por outro lado, verificou-se que a primeira camada parece ter sido mais influenciada pela presença da manta, tendo sido verificados valores menores de ORP dentro da área impermeabilizada (D11 e D21) do que fora da mesma (F11 e F12). Já na segunda camada,

observou-se um aumento dos valores nos pontos dentro da manta e uma diminuição nos pontos fora, o que deve estar relacionado a maiores taxas de reação anteriormente mencionadas e ao aumento da umidade afetando a disponibilidade de oxigênio.

Reitera-se que todos os valores de ORP foram negativos ou ligeiramente positivos, mostrando condições redutoras no interior do depósito, com ou sem a impermeabilização superficial. As diferenças existentes devem estar relacionadas à disponibilidade de oxigênio: supõe-se que o interior da manta deve proporcionar condições anóxicas, em que o oxigênio estaria ausente especialmente nas primeiras camadas, o que não deve ocorrer nos pontos exteriores à manta.

As concentrações de N-NH<sub>4</sub><sup>-</sup> e N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> foram mais elevadas no interior da área impermeabilizada, o que pode ser explicado pela menor disponibilidade de oxigênio impedindo a nitrificação e/ou pelo uso de nitrato como aceptor de elétrons em condições anóxicas. Neste sentido, as concentrações de nitrato foram geralmente menores em pontos dentro da área de cobertura, com exceção do ponto D22, o qual corresponde com o ponto com condições mais oxidantes (> ORP).

Em relação a matéria orgânica, observaram-se maiores valores de DQO e COT na segunda profundidade no caso das amostras coletadas no exterior da área impermeabilizada, não tendo sido verificado padrão para o caso nas amostras do interior. Similarmente ao caso da CE, a maior concentração verificada na segunda camada fora da manta deve estar associada ao processo de lixiviação de compostos das primeiras camadas às mais profundas.

De forma genérica, os valores de DQO e COT foram superiores nas amostras fora da impermeabilização. Este comportamento não era esperado pois a maior oxigenação nestas amostras deveria estar associada a maiores taxas de degradação e à verificação de menores teores de matéria orgânica (CAMPANARO; RAGA; SQUARTINI, 2020; QI et al., 2013). Neste sentido, supõe-se que os maiores valores verificados sejam decorrência das características dos resíduos aterrados no local, não estando relacionados com as taxas de degradação.

Similarmente ao observado no item 5.1.5, não foi possível verificar uma clara influência de parâmetros ambientais (como temperatura, entrada de água, disponibilidade de oxigênio) na distribuição dos parâmetros físico-químicos. Estes apresentaram padrões de distribuição diferentes em áreas dentro e fora da impermeabilização, mas não foram verificados valores mais ou menos elevados de forma padronizada de acordo com a localização espacial. Em outras palavras, as faixas de valores encontrados estiveram relacionadas às condições específicas dos resíduos aterrados localmente.

#### 5.2.3. Caracterização taxonômica

Com base no sequenciamento do RNAr 16S, foram estabelecidas as porcentagens de cobertura, o número de OTUs e os índices ecológicos de Shannon, Chao e ACE para as diferentes amostras (Figura 110).



Figura 110. Cobertura, número de OTUs e índices ecológicos para as diferentes amostras de resíduos sólidos.

A cobertura variou de 97 a praticamente 99%, mostrando que as comunidades foram bem representadas. Foram observados valores geralmente maiores dentro da área impermeabilizada, com exceção de F12 que foi a mais elevada. O número de OTUs geralmente foi maior fora, com exceção de F12 que foi a menor. Estes resultados mostram que existe um número maior de espécies fora da manta, com exceção do ponto F12, no qual foram verificados maiores valores de CE, DQO, COT, Pb, Ca e Mg, além de condições mais redutoras e concentrações de PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> abaixo do limite de detecção. Neste sentido, as altas concentrações de matéria orgânica associadas à carência do nutriente P, alta salinidade e maiores concentrações

do metal Pb podem ter levado a um menor número de espécies capazes de se desenvolver neste ambiente.

Por outro lado, parece que as condições geradas pela cobertura superficial, especialmente na primeira profundidade, devem levar a uma maior restrição ao desenvolvimento de espécies microbianas. Ainda que não tenha sido verificada clara diferença nos parâmetros físico-químicos dentro e fora da manta, se supõe que a disponibilidade de oxigênio seja inferior dentro da manta, levando ao desenvolvimento de menor número de espécies.

Adicionalmente, verifica-se que o número de OTUs foi maior nas segundas profundidades (com exceção do ponto F12) mostrando que há condições mais propicias para a propagação microbiana com maior disponibilidade de umidade.

Em relação aos índices ecológicos, é importante considerar que os índices Chao e ACE estão relacionados com a riqueza, enquanto o índice de Shannon está relacionado com a diversidade. Assim, as amostras de dentro parecem mais diversas, enquanto as amostras coletadas no exterior da manta são mais ricas. Em outras palavras, há mais espécies que se desenvolvem nas condições encontradas fora da manta, enquanto que nas condições encontradas sob a manta há maior diversidade de espécies, que devem desempenhar funções específicas nos processos bioquímicos.

Finalmente, ressalta-se que, ainda que as condições sob a área impermeabilizada devam levar ao desenvolvimento de menor número de espécies, há características naturalmente encontradas no interior do depósito (exemplificadas pela amostra F12) que também levam a esta redução.

# A. Análise taxonômica a nível de filo

A análise das comunidades microbianas a nível de filo permitiu observar que estas puderam ser claramente divididas entre as oriundas do interior e exterior da área de impermeabilização (Figuras 111-113). As exceções são as amostras D12 e F12, as quais apresentaram grande similaridade entre si. Como já descrito anteriormente, na região na qual ambas as amostras foram coletadas existe um rebaixamento do terreno, com maior possibilidade de acúmulo e entrada de água pluvial. Assim, mesmo na área impermeabilizada, o fluxo em subsuperficie pode ter sido mais intenso, influenciando a segunda profundidade desta região (D12).



Figura 111. Agrupamento das amostras segundo a distância Unifrac não ponderada.



Figura 112. Agrupamento das amostras segundo a distância Unifrac ponderada.



Figura 113. Análise de Componentes Principais (PCA) para as amostras coletadas dentro (grupo A, em vermelho) e fora (grupo B, em verde) da área impermeabilizada.
As Figuras 111 e 112 mostram os agrupamentos formados segundo a distância Unifrac, a qual é uma métrica utilizada em ecologia microbiana para a avaliação da similaridade entre comunidades. Verifica-se que as amostras coletadas sob a área impermeabilizada possuem populações similares (Figura 111), especialmente caracterizadas pela menor proporção do filo *Proteobacteria*, o qual foi deslocado por outros filos como *Chloroflexi* e *Firmicutes*, além das arqueias do filo *DHVEG-6*. A análise ponderada (Figura 112), a qual também considera o número de indivíduos por população, mostrou que as amostras D12 e F12 se localizaram em um mesmo agrupamento, diferenciando-se das demais chaves especialmente pela maior relevância dos filos *Euryarchaeota, Ignavibacteriae* e *Aminicenantes*.

Esta análise, juntamente com a PCA (Figura 113) mostra uma clara separação entre as amostras sob a área impermeabilizada e fora desta. A exceção é a amostra F12, a qual apresentou similaridade com as amostras sob a manta.

A Figura 114 mostra a abundância relativa dos filos encontrados nas amostras com abundância superior a 1%. O filo *Proteobacteria* foi o mais abundante em todas as amostras, seguido de *Acidobacteria, Chloroflexi, Firmicutes* e *Actinobacteria*. Trata-se de um padrão diferente do obtido anteriormente (2017), quando se obteve que *Proteobacteria, Firmicutes* e *Actinobacteria* foram os filos mais abundantes.

Os filos *Proteobacteria* e *Gemmatimonadetes* assumiram mais importância nas amostras externas à manta. Como descrito no item 5.1.6.1, o filo *Gemmatimonadetes* foi encontrado com maior abundância em amostras superficiais ou não poluídas, estando possivelmente associado a ambientes com maior disponibilidade de oxigênio. Por outro lado, o filo *Proteobacteria* abrange grande diversidade de organismos que desempenham diferentes papéis em ambientes mais ou menos poluídos, estando presente em todas as amostras. Assim, a menor significância do filo nas amostras do interior da manta deve ser justificada pelo seu deslocamento por outros filos mais adaptados às condições de impermeabilização.

Desta maneira, verificou-se que os filos *Chloroflexi* e *Firmicutes* (domínio Bacteria) e *Euryarchaeota* e *DHVEG-6* (domínio Archaea) apresentaram maior abundância na área impermeabilizada e na amostra F12. Destaca-se que este ponto foi aquele que apresentou maior similaridade com as comunidades do interior da área impermeabilizada (Figuras 111-113), possivelmente relacionada com as condições de oxidorredução (disponibilidade de aceptores de elétrons), como discutido a seguir. Outros parâmetros físico-químicos foram únicos em F12 (como DQO, CE e Pb), no entanto não seguiram os mesmos padrões nas amostras coletadas no interior da área impermeabilizada, de forma que não justificam as semelhanças verificadas nas comunidades microbianas.



Figura 114. Abundância relativa dos filos (>1%) encontrados nas amostras de resíduos sólidos aterrados.

O filo *Firmicutes* destaca-se por sua atividade hidrolítica na degradação da matéria orgânica (CAMPANARO; RAGA; SQUARTINI, 2020), tendo sido encontrado em depósitos em fases iniciais e avançadas de metanogênese (LIU et al., 2019; SONG et al., 2015). No caso estudado, o filo parece ter assumido maior importância no processo de metanogênese, tendo aumentado sua abundância em ambientes com menor disponibilidade de oxigênio.

Similarmente, o filo *Chloroflexi* é composto por bactérias anaeróbias hidrolíticas (QIN et al., 2019), o qual tem sido frequentemente reportado em condições anóxicas, atuando especialmente no consumo de compostos orgânicos derivados de bactérias anammox (*Anoxic Ammonia Oxidation*, processo de oxidação anóxica da amônia) (KINDAICHI et al., 2012) e na degradação de carboidratos e aminoácidos em reatores biológicos (THIEL et al., 2019). Adicionalmente, o filo apresentou dominância no processo de oxidação de ácidos graxos

durante a acetogênesis, apresentando sintrofia com arqueias metanogênicas (SAHA et al., 2019). Estes papéis parecem ter relevância nas amostras avaliadas, considerando-se que aquelas provenientes da área impermeabilizada apresentaram maiores concentrações de amônia e condições mais propícias para a metanogênese.

No filo *Euryarchaeota* destacam-se as arqueias metanogênicas, anaeróbias estritas que conservam energia a partir da produção de metano (MADIGAN et al., 2016). Seus membros são usualmente dominantes na comunidade de arqueias de sedimentos e ambientes com altas concentrações de metais (GUO et al., 2019), tendo sido reportado com maior abundância em locais com menores valores de pH e maiores valores de umidade e amônio (HU et al., 2013). Destaca-se que este filo foi encontrado com maior abundância nas amostras F12 e D12, nas quais foi verificado acúmulo de lixiviado levando a maiores valores de umidade, possivelmente associados a condições de anaerobiose.

O filo *DHVEG-6* (*Deep Sea Hydrothermal Vent Group 6*), também pertencente ao domínio Archaea, tem sido reportado em sedimentos hidrotérmicos, ambientes salinos e reatores biológicos metanogênicos tratando efluentes, apresentando relevância em sistemas de tratamento para remoção de nitrogênio e fósforo e sendo favorecidos por ambientes ricos em matéria orgânica e fósforo total (FAN; XING, 2016; KURODA et al., 2014). Desta maneira, supõe-se que a similaridade encontrada nas comunidades da área impermeabilizada (D) com a amostra F12 esteve relacionada com as condições de oxidorredução, ou seja, com a existência de condições anaeróbias (mais especificamente anóxicas) nestes locais. Outros parâmetros físico-químicos apresentaram relevância em F12, mas estes não foram semelhantes nas amostras de D, portanto não se justificaria a presença de comunidades microbianas nestes locais.

Por outro lado, destaca-se que em F12 também foram especialmente abundantes os filos *Ignavibacteriae* e *Aminicenantes*. O filo *Ignavibacteriae* é anaeróbio facultativo, podendo utilizar vários aceptores de elétrons, como NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, Fe (III) e As (V) (PODOSOKORSKAYA et al., 2013). Já o filo *Aminicenantes*, apesar de também ter sido identificado em ambientes aeróbios, foi encontrado com maior abundância em ambientes anaeróbios (FARAG et al., 2014), realizando a fermentação de carboidratos, a respiração anaeróbia com nitrito e possivelmente atuando na degradação de matéria orgânica em aquíferos profundos, produzindo acetato e hidrogênio (KADNIKOV et al., 2019).

A análise de correlação canônica (CCA, vide Figura 115) permitiu observar claramente os filos *Firmicutes, Chloroflexi* e *DHVEG-6* no segundo quadrante, sendo representados por amostras provenientes da área impermeabilizada e apresentando maior influência dos parâmetros pH, NH<sub>4</sub><sup>-</sup> e Na. No terceiro quadrante, destacam-se os filos *Euryarchaeota, Ignavibacteriae* e *Aminicenantes*, os quais foram abundantes na amostra F12 e mais intensamente influenciados pelos parâmetros umidade, DQO, Ca e Mg, bem como negativamente associados ao ORP. Finalmente, os filos *Acidobacteria, Proteobacteria* e *Bacteroidetes*, abundantes nas amostras da área externa à cobertura superficial, foram afetados pelos parâmetros ORP, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, Cl<sup>-</sup> e Mn.



Figura 115. Análise de Correlação Canônica (CCA) considerando filos com abundância maior que 3% e 25 parâmetros ambientais.

# B. Análise taxonômica a nível de gênero

A Figura 116 mostra a abundância relativa dos gêneros encontrados nas amostras de resíduos sólidos com abundância maior que 1%. Dentre os gêneros que apresentaram maior relevância dentro da área impermeabilizada, destacam-se *Hydrogenispora, Methanosaeta, Gelria, Smithella* e *Spirochaeta 2*, os quais também estiveram abundantes no ponto F12.

O gênero *Hydrogenispora* (filo *Firmicutes*) é composto por bactérias formadoras de ácido butírico e capazes de produzir H<sub>2</sub> (HUANG et al., 2019). É abundante em ambientes sulfato-redutores, sendo encontrado comumente em lodos anaeróbios (FANG et al., 2019) e em solos inundados, onde possivelmente são capazes de sobreviver devido à sua capacidade de produzir endósporos (LI et al., 2020). Isto mostra que nas amostras no interior da área impermeabilizada e possivelmente em F12 não existe disponibilidade de oxigênio, sendo utilizados outros aceptores de elétrons como o sulfato para a degradação da matéria orgânica.

Esta mudança nos aceptores de elétrons disponíveis parece ter sido o principal fator que influenciou as comunidades microbianas após a medida de intervenção. Ressalta-se que a utilização de sulfato com geração de sulfeto contribui para a precipitação e imobilização de diversos metais, como Pb, Cu, Zn e Cd. Neste sentido, sugere-se que a adição de sulfato anteriormente a medidas de impermeabilização possa ser uma medida eficaz para a redução da mobilidade de metais pesados, especialmente considerando depósitos sem o isolamento de base.



Figura 116. Abundância relativa dos gêneros (> 1%) encontrados nas amostras de resíduos sólidos aterrados.

O gênero *Methanosaeta* pertence às arqueias metanogênicas da ordem *Methanosarcinales* (domínio *Archaea*) e utilizam o acetato como substrato para a metanogênese, a qual é a etapa final da digestão anaeróbia (MADIGAN et al., 2016). Trata-se de um gênero abundante não apenas em reatores anaeróbios, mas em uma diversidade de ambientes como solos, sedimentos e aquíferos contaminados, sendo considerado o maior produtor de metano disponível na Terra (ROTARU et al., 2014). Este gênero foi encontrado em maior proporção nas amostras do interior da área impermeabilizada e no ponto F12, indicando que nestes ambientes são encontradas condições apropriadas para a metanogênese, ou seja, ambientes anóxicos com subprodutos da degradação microbiana.

Destaca-se que os gêneros *Methanobacterium*, *Methanoculleus* e *Methanosarcina*, também pertencentes ao domínio Archaea e frequentemente encontrados em depósitos de resíduos (CAMPANARO; RAGA; SQUARTINI., 2020; SONG et al., 2015) também foram mais abundantes sob a manta e em F12, no entanto não foram apresentados na Figura 116 por possuírem abundância relativa inferior a 1%. Assim, a mudança na disponibilidade de oxigênio afetou diretamente a comunidade microbiana na área impermeabilizada.

Como mencionado em 5.1.6.1, o gênero *Gelria* é anaeróbio e síntrofo, estando envolvido nos estágios finais da fermentação. Este gênero foi encontrado anteriormente à impermeabilização, especialmente na amostra 1\_2 e no ponto de água superficial N1. Nestes locais, os ambientes foram considerados mais redutores que os demais, além de terem sido encontradas maiores concentrações de matéria orgânica e K. Nesta segunda etapa de coleta, observou-se que este gênero foi mais abundante nas amostras localizadas no interior da área impermeabilizada e em F12, mostrando sua maior relevância em condições metanogênicas. Uma vez que este gênero foi associado a mecanismos de sintrofía (PLUGGE et al, 2002), sugere-se que os produtos de seu metabolismo podem ser substratos para as arqueias metanogênicas.

Outro gênero comumente associado à sintrofia e que foi encontrado nas amostras do interior da área impermeabilizada é o *Smithella*, o qual tem sido relacionado com a degradação sintrófica de alcanos, sendo frequentemente encontrado em culturas de degradação metanogênica de petróleo cru (JI et al., 2020; WAWRIK et al., 2016). Ressalta-se que, além das condições propícias à metanogênese nestas amostras, como anteriormente discutido, supõese que processos de degradação de óleos também ocorram na área de estudo, uma vez que sua presença foi sugerida por Shinzato (2014).

Finalmente, o gênero *Spirochaeta* pode ser anaeróbio obrigatório ou facultativo, utilizando carboidratos como energia e fonte de carbono e sendo encontrado em ambientes aquáticos e sedimentos (PASTER, 2015). Assim, as condições anóxicas criadas com a implantação da manta parecem ter favorecido seu crescimento. Destaca-se que Pohlschroeder, Leschine e Canale-Parola (1994) reportaram sua atividade simbiótica com espécies de *Clostridium* na degradação da celulose de lixiviados. O gênero *Clostridium* é composto por espécies anaeróbias obrigatórias formadoras de endósporos (MADIGAN et al., 2016), tendo sido encontrado com maior abundância relativa nas amostras do interior da cobertura (especialmente *Clostridium sensu strictu 12, 1, 10, 13, 8, 3 e 1*, os quais não foram representatividade dos gêneros *Spirochaeta* e *Clostridium* nas amostras da área impermeabilizada mostra que as condições anóxicas influenciaram ativamente as rotas metabólicas de degradação da matéria orgânica, mesmo que em uma área restrita e possivelmente influenciada pelas condições de borda.

Diferentemente, os gêneros *Haliangium* e *Candidatus Methylospira* apresentaram maior abundância em amostras do exterior da manta. O gênero *Haliangium* é aeróbio obrigatório (FUDOU et al., 2002) e *Candidatus Methylospira* é microaerofílico obrigatório que utiliza o metano como única fonte de energia e carbono (DANILOVA et al., 2016). Desta forma, a maior disponibilidade de oxigênio no exterior da manta propiciou a maior representatividade destes gêneros.

Os gêneros *Methylocystis, Anaeromyxobacter, Candidatus Solibacter* e *Candidatus Koribacter* apresentaram abundância relativa semelhante em todos os pontos avaliados, sem diferença relevante nas áreas interna e externa à impermeabilização.

Já alguns gêneros apresentaram maior ocorrência em pontos específicos; este é o caso dos gêneros *Treponema 2, Methylocaldum, Candidatus\_Riegeria, Candidatus\_Methylospira, valdinBC27\_wastewater, Thermovirga* e *SC103*, os quais foram abundantes no ponto F22. Este ponto apresentou, segundo a análise do extrato solubilizado apresentada no item 5.2.2, maiores concentrações de Cl<sup>-</sup>, F<sup>-</sup>, Mn e Cd, além de altos valores de DQO e COT, mostrando que os gêneros encontrados neste ponto devem estar associados com a adaptação às maiores concentrações destes poluentes.

Finalmente, similarmente ao reportado por Thakur et al. (2020), os gêneros ainda não classificados ("Other") representaram consideráveis porcentagens nos pontos amostrados (entre 48 e 63%), mostrando que ainda há potencial para descobrimento de espécies de aplicação biotecnológica em depósitos de resíduos sólidos urbanos.

A CCA realizada com os gêneros predominantes (abundância relativa maior que 1%) é apresentada na Figura 117. Observa-se uma aglomeração das amostras originadas da área impermeabilizada no primeiro quadrante, as quais são representadas pelos gêneros *Candidatus Koribacter, Candidatus Solibacter, Bacillus* e *Anaeromyxobacter* e influenciadas pelos parâmetros ORP, NH<sub>4</sub><sup>-</sup>, NO<sub>2</sub><sup>-</sup> e Zn. No segundo quadrante encontram-se as amostras F11 e F21, representadas pelos gêneros *Haliangium, H16* e *Methylobacter* e influenciadas pelos gêneros *Candidatus Riegeria, Thermovirga, SC103* e *vadinBC27 wastewater sludge group* e influenciada pelos parâmetros Mn, Cl<sup>-</sup> e Cd. No quarto quadrante, destaca-se a amostra F12 representada pelos gêneros *Methanosaeta, Smithella* e *Gelria* e sendo influenciada intensamente pela umidade, SO4<sup>2-</sup>, K e pH. A amostra D12 localizou-se na divisão entre o primeiro e quarto quadrantes, apresentando similaridade com as demais amostras sob a manta, mas também com F12.



Figura 117. Análise de Correlação Canônica (CCA) considerando gêneros com abundância maior que 1% e 22 parâmetros ambientais.

A análise no nível de gênero, assim como aquela realizada no nível de filo, permitiu observar que as populações microbianas responderam claramente às condições anóxicas criadas pela implantação da manta, gerando cadeias metabólicas e relações de sintrofia para a degradação dos compostos encontrados. Assim, o período de 16 meses foi suficiente para que a comunidade microbiana se adaptasse às novas condições ambientais. Não se pode afirmar que a atividade microbiana se viu comprometida com as novas condições, dado que houve uma

adaptação da comunidade e das relações metabólicas. Neste sentido, os resultados da Atividade Metanogênica Específica (AME) devem contribuir para esta análise.

#### 5.2.4. Atividade metanogênica especifica

As amostras de resíduos sólidos coletadas foram misturadas de forma a compor 2 amostras compostas: uma representando as condições sob a manta (mistura das amostras D11, D12, D21 e D22) e outra representado as condições externas à manta (F11, F12, F21, F22). Os resultados apresentados na Tabela 16 e Figura 118, assim, correspondem às triplicatas das amostras compostas relativas às condições sob a cobertura (DA, DB e DC) e externas a esta (FA, FB e FC).

Tabela 16. Atividade Metanogênica Específica (AME) para as amostras de dentro (DA, DB e DC) e fora (FA, FB e FC) da cobertura superficial.



Figura 118. Boxplots das AME das amostras internas e externas à cobertura superficial.

Verifica-se que os valores médios são ligeiramente superiores fora da cobertura que sob esta, o que poderia indicar que atividade microbiana de metanogênese teria sido afetada pela medida de intervenção. No entanto, o teste t mostrou que os grupos não são estatisticamente diferentes (t =  $1,38 < t_{crítico} = 2,78$ ), ou seja, as amostras coletadas dentro e fora da cobertura podem pertencer a um mesmo grupo. Ressalta-se que a análise feita com amostras compostas pode ter amenizado os efeitos prejudiciais causados nas primeiras profundidades (D11 e D21), levando a resultados próximos em ambas as condições avaliadas. Neste sentido, Qi et al. (2013) verificaram prejuízo na atividade microbiana na porção logo abaixo de camada intermediária de solo, mas atenuação dos impactos com a profundidade e distanciamento desta camada.

Assim, os resultados da avaliação microbiológica e da AME indicam que as primeiras camadas (< 1m) podem ter sido afetadas pela impermeabilização superficial, mas os impactos são pouco perceptíveis a profundidades maiores que 1m. Nestas profundidades, a anaerobiose e as comunidades microbianas associadas assumem maior relevância, tanto em regiões internas como externas à cobertura.

No entanto, ressalta-se que este resultado se refere a condições encontradas após 16 meses da implantação de cobertura superficial de 900 m<sup>2</sup>, a qual pode sofrer maior influência lateral. Caso intervalos maiores de tempo e/ou áreas de intervenção maiores fossem analisados, estima-se que a atividade microbiana pudesse ter sido mais afetada.

Em relação aos valores de AME obtidos, ressalta-se que estes são compatíveis com aqueles obtidos para lodos anaeróbios de reatores UASB tratando esgoto doméstico, cujos valores reportados estão entre 0,15 a 0,30 gDQOCH4/gSVT.d (CHERNICHARO, 2007; LOBATO et al., 2018). Desta maneira, a biomassa encontrada em antigo depósito de resíduo possui alta aplicabilidade como inóculos, possuindo atividade metanogênica compatível com outros lodos de reatores anaeróbios.

## 5.2.5. Avaliação quantitativa e qualitativa do lixiviado produzido

A Figura 119 mostra a variação da profundidade do lençol suspenso de lixiviado (a partir do nível do terreno) formado na LMS após a implantação da cobertura superficial (instalada em outubro-2018).

Observa-se que os N.A. do lixiviado suspenso e as precipitações acumuladas de dezembro/2017 e dezembro/2018 apresentaram valores semelhantes. Em dezembro de 2019, ainda que tenha sido observado um aprofundamento do N.A., observa-se que as chuvas acumuladas foram menores. Já em fevereiro/2020, quando as precipitações foram semelhantes às de dezembro de 2017 e 2018, verificou-se que a profundidade do N.A. voltou a reduzir, atingindo cerca 2,3m, valor próximo ao observado antes da intervenção.



Figura 119. Profundidade do lençol suspenso de lixiviado encontrado na área de intervenção e precipitação associada ao mês anterior de medição.

Desta maneira, observou-se que a manta não foi capaz de atenuar significativamente a produção de lixiviado, tendo possivelmente ocorrido transporte subsuperficial lateral proveniente de áreas não cobertas. Ainda que tenham sido verificadas porções mais resistivas abaixo da manta por meio de métodos geofísicos e que a comunidade microbiana tenha sofrido alterações na região de intervenção, estas mudanças estiveram associadas às porções superiores da massa de resíduos (aproximadamente primeiros 2 m), não sendo verificadas alterações no acúmulo de lixiviado na área de intervenção.

No entanto, alterações na qualidade do lixiviado produzido foram verificadas. As Figuras 120 a 132 mostram a evolução dos parâmetros físico-químicos que sofreram maior variação durante os meses de monitoramento, juntamente com a pluviometria mensal. Ressaltase que a cobertura superficial foi implantada em outubro de 2018.

A Figura 120 mostra a variação dos valores de pH na área de estudo, apontando para flutuações ao longo do período estudado e uma possível diminuição após a implantação da cobertura (out/2018), especialmente relevante para o lixiviado suspenso coletado em LMS. A análise estatística dos dados (teste t) também mostrou que os valores de pH são estatisticamente diferentes nos dois períodos estudados (t=2,86 > t<sub>critico</sub>=1,97), com médias maiores antes (7,55) que depois (7,32) da impermeabilização. Isto pode ser explicado pela criação de condições anaeróbias com a implantação da cobertura, com a etapa de acidogênese levando à produção de ácidos e consequente redução dos valores de pH. No entanto, a metanogênese parece ter se

estabelecido em seguida, sendo verificada tendência de aumento dos valores depois do declínio inicial.



Figura 120. Evolução do pH com o tempo e pluviometria dos meses amostrados.

Destaca-se, no entanto, que as flutuações verificadas podem ser parte de ciclos naturais (como observado no ano de 2013) e das condições dos sensores utilizados em campo, os quais necessitam constantes atividades de manutenção e calibração. Também é importante destacar que a faixa de valores encontrada (entre 6,6 e 7,9 após a impermeabilização) não promove uma maior dissolução e mobilidade de metais potencialmente tóxicos, de forma que a impermeabilização não fornece riscos neste sentido.

A evolução do potencial de oxido-redução (Figura 121) pôde mostrar nitidamente a influência da cobertura superficial, levando a uma queda significativa dos valores observados em todas as camadas. O teste t mostrou significativa diferença estatística (t=7,36 > t<sub>critico</sub>=2,01), com médias de 67 e -94 mV antes e depois da impermeabilização, respectivamente. As condições mais redutoras verificadas estão vinculadas à menor disponibilidade de oxigênio com a eliminação do contato com a atmosfera e a interrupção da entrada de água pluvial. Ressaltase que a criação de condições redutoras é benéfica para a imobilização de metais como Pb, Cd, Zn, Cu, As e Ni, os quais tendem a precipitar como sulfetos nestas condições, especialmente em valores de pH altos (DREVER, 1997; HEM, 1985).



Figura 121. Evolução do potencial de oxido-redução com o tempo e pluviometria dos meses amostrados.

Em relação ao parâmetro CE (Figura 121), observa-se uma tendência de redução dos valores ao longo do tempo, mesmo anteriormente à adoção da impermeabilização. Neste sentido, quando todo o grupo de dados é avaliado (desde 2012), verifica-se que se trata de grupos distintos (t=2,77> t<sub>critico</sub>=1,97), com médias muito superiores antes (5017  $\mu$ S/cm) que depois da impermeabilização (3623  $\mu$ S/cm). No entanto, quando apenas os dados a partir de 2016 são avaliados, verifica-se que a diferença estatística é menos relevante (t=2,16 < t<sub>critico</sub> = 2,00), mas ainda são encontradas médias menores depois da impermeabilização (3623 < 4687  $\mu$ S/cm).

Desta maneira, ainda que não seja possível afirmar com precisão que as reduções nos valores de CE sejam consequência da implantação da cobertura superficial, e não da evolução natural do depósito em estudo, assume-se que a redução da entrada de água pluvial tenha levado a um menor carreamento de íons das primeiras camadas àquelas em maior profundidade. Neste sentido, uma vez que os lisímetros L1, L2 e L3 deixaram de produzir lixiviados, supõe-se que o transporte de íons em profundidade também cessou, deixando de acumular em camadas onde este processo anteriormente ocorria. Esta hipótese está em concordância com os resultados dos ensaios geofísicos, nos quais se verificaram regiões mais resistivas até profundidades de cerca de 6m. Assim, se por um lado nas primeiras camadas (L1, L2 e L3) a redução de condutividade (aumento de resistividade) parece estar associada a menores teores de umidade, por outro lado nas camadas inferiores (L4, L5 e L6) esta mesma observação deve estar vinculada com um menor acúmulo de íons trazidos de camadas superiores.

Esta hipótese também justifica a verificação de um pico nos valores de CE do L5 com o aumento das chuvas em dezembro-2019. Após um período de redução no carreamento e acúmulo de íons nesta camada, o aumento de chuvas de maior intensidade voltou a tornar tal processo importante. Neste sentido, supõe-se que a entrada de água pluvial nas regiões vizinhas levou ao fluxo de lixiviado em direção à zona de intervenção e à verificação do aumento do nível na LMS. Este fenômeno pôde ser evidenciado pelos valores de N.A. observados no poço P14A, o qual é situado nas proximidades da LMS, mas do lado externo da impermeabilização. Os valores de N.A. deste poço permaneceram próximos a 1,5 m desde a superfície.

Já a redução dos valores de CE em fevereiro mostra que os volumes de água pluvial que devem ter acessado tal camada promoveram maior diluição do que arraste de íons.



Figura 122. Evolução da condutividade elétrica com o tempo e pluviometria dos meses amostrados.

Assim, os valores de CE parecem flutuar em decorrência da maior ou menor importância do transporte e acúmulo de íons em diferentes camadas e da diluição dos mesmos pela maior entrada de água pluvial. Adicionalmente, o decaimento dos valores ao longo do tempo (desde 2012) pode ser explicado pelo carreamento dos íons e transporte para o entorno, levando a uma lavagem dos íons existentes no interior do depósito.

Os valores de Cl<sup>-</sup>, Na, K, Ca e Mg apresentaram-se estáveis ao longo do período analisado, não sofrendo alterações significativas após a medida de intervenção (vide ANEXO E).

Similarmente ao caso da CE, os valores de DQO apresentaram tendência de diminuição ao longo do período estudado (Figura 123), no entanto este processo parece estar vinculado à degradação natural da matéria orgânica, e não à influência da cobertura. Neste sentido, quando todo o conjunto de dados (desde 2012) é avaliado, observa-se diferença estatística nos dois grupos (t=2,28 > t<sub>critico</sub>=1,98), mas se apenas os dados a partir de 2016 são considerados, não se verifica tal diferença (t=0,095 < t<sub>critico</sub>=1,99).



Figura 123. Evolução da DQO com o tempo e pluviometria dos meses amostrados.

Assim, não é possível afirmar que a cobertura afetou os valores de DQO do lixiviado produzido. No entanto, no caso do lisímetro L5 parece estar ocorrendo uma tendência de aumento após a impermeabilização. O aumento dos valores pode estar relacionado à diminuição da diluição com água pluvial ou à redução na atividade microbiana, levando a uma menor degradação.

Com a finalidade de melhor verificar tais hipóteses, é importante avaliar os valores de DBO, CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub>. Infelizmente, tais parâmetros não foram monitorados anteriormente à impermeabilização, não sendo possível avaliar as mudanças verificadas após a medida, mas apenas seu comportamento sazonal após a construção da cobertura. O acompanhamento destes parâmetros foi realizado a partir de dezembro/2018, e os resultados são apresentados nas Figuras 124 e 125.

Verifica-se um aumento dos valores de DBO nos meses de abril e junho, com a redução das chuvas e consequentemente da entrada de água pluvial na região de estudo. Neste período foi verificado um aumento na produção de CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub>, atingindo um máximo em outubro, com a volta da ocorrência das precipitações, e um mínimo em fevereiro, com a ocorrência de chuvas de cerca de 450 mm. Estas observações mostram que a redução da entrada de água e a criação de um ambiente redutor levaram, em um primeiro momento, a uma menor diluição e, possivelmente, a uma menor taxa de degradação da matéria orgânica, enquanto a comunidade microbiana se adaptava às novas condições. Com a adaptação da comunidade, foi verificado uma produção crescente de CH<sub>4</sub>, resultado da respiração anaeróbia, a qual também foi

beneficiada pelo aumento das temperaturas, especialmente nos meses de outubro e dezembro (Figura 126).



Figura 124. Evolução da DBO com o tempo e pluviometria dos meses amostrados, após a impermeabilização.

Com a volta das chuvas, no entanto, a influência da entrada de água pluvial nas regiões circunvizinhas e o possível fluxo em subsuperficie levaram à maior oxigenação do meio (CHRISTENSEN; COSSU; STEGMANN, 1997), o que prejudica a metanogênese. Neste sentido, verificou-se uma redução nos valores de CO<sub>2</sub> simultaneamente, mostrando que a comunidade não se adaptou prontamente para a degradação aeróbia, tendo sofrido novo processo de adaptação.



Figura 125. Evolução das emissões de CH4 e CO2 com o tempo e pluviometria dos meses amostrados, após a impermeabilização.



Figura 126. Evolução da temperatura com o tempo e pluviometria dos meses amostrados.

Destaca-se, levando em consideração as comunidades microbianas (item 5.2.3), que a metanogênese ocorre naturalmente no depósito em estudo, no entanto as condições anaeróbias são criadas em profundidades maiores sem a cobertura superficial. Com a adoção da medida, as primeiras camadas também passam a participar da metanogênese, aumentando a produção de CH<sub>4</sub> na área. Ainda que este fato pudesse levar à necessidade da implantação de drenos para coleta deste gás, reduzindo os riscos de explosões, parece que a entrada de água pluvial nas regiões circunvizinhas leva à oxigenação e verificação de ciclos de maior e menor produção do gás, servindo como uma oxigenação intermitente, como estudado por Campanaro, Raga e Squartini (2020).

A observação dos valores de temperatura indica que estas são menores no inverno e maiores no verão abaixo da cobertura, em comparação com o controle (P14A). Esta diferença é especialmente relevante no inverno, quando se verificaram diferenças superiores a 4 graus. Ainda que este fato possa intervir na velocidade das reações de degradação, não foram verificadas evidências de tal prejuízo, uma vez que houve aumento nas produções de CH<sub>4</sub> e redução nos valores de DBO no período entre junho e agosto.

Assim, infere-se que o processo de degradação da matéria orgânica foi alterado em um primeiro momento logo após a implantação da cobertura superficial, levando a um aumento dos valores de DBO. Com a adaptação das comunidades às condições anaeróbias, o processo de degradação foi retomado, com aumento da produção de CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub> e redução dos valores de DBO. Com a ocorrência de chuvas de considerável intensidade (fevereiro-2020), as condições sob a manta viram-se novamente alteradas, reduzindo a produção de CH<sub>4</sub>. Em outras palavras, a atividade microbiana deve ser alterada nos primeiros meses após a medida de intervenção,

mas as comunidades são capazes de adaptar-se e retomar o processo de degradação em condições anaeróbias.

Em relação aos valores de alcalinidade (Figura 127), parece ter ocorrido um aumento, especialmente para L5 e LMS, tendo sido também verificado pico para L6. Supõe-se que este aumento também esteja relacionado a uma menor diluição por água pluvial, dado que não se espera aumento da degradação completa de matéria orgânica levando à produção de gás carbônico dissolvido e consequentemente de alcalinidade. Por outro lado, considerando todos os lisímetros e conjunto de dados, não foi verificada diferença estatística entre as condições antes e após a impermeabilização (t=1,39 < t<sub>critico</sub>=1,98).



Figura 127. Evolução da alcalinidade com o tempo e pluviometria dos meses amostrados.

Em relação às espécies de nitrogênio, observou-se aumento de N-NH<sub>4</sub><sup>-</sup> e N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> em todas as camadas (Figuras 128 e 129) e flutuações nas concentrações de N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, sem nítida tendência de crescimento ou diminuição (ANEXO E). Considerando todo o conjunto de dados, no entanto, não se verificou diferença estatística para N-NH<sub>4</sub><sup>-</sup> (t=0,11 < t<sub>critico</sub>=1,98) ou para N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (t=1,10 < t<sub>critico</sub>=1,98), mostrando que os valores encontrados após a impermeabilização estão dentro da faixa anteriormente verificada para o depósito.



Figura 128. Evolução das concentrações de N-NH4 com o tempo e pluviometria dos meses amostrados.



Figura 129. Evolução das concentrações de N-NO3 com o tempo e pluviometria dos meses amostrados.

Uma vez que o NO<sub>2</sub><sup>-</sup> é instável, rapidamente sofrendo oxidação ou redução para outras espécies, justifica-se a ocorrência de flutuações deste parâmetro. Por outro lado, o aumento dos valores de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> e NH<sub>4</sub><sup>-</sup> pode ser decorrente de uma menor diluição ou estar relacionado com processos de nitrificação e respiração utilizando nitrato como aceptor final de elétrons. Desta forma, uma vez que o aumento das concentrações de NH<sub>4</sub><sup>-</sup> foi mais significativo que das concentrações de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (especialmente para L5 e LMS), estima-se que o uso do último como aceptor final de elétrons e sua redução a NH<sub>4</sub><sup>-</sup> aumentou com a adoção da impermeabilização superficial. Este processo é esperado tendo em vista as condições mais redutoras encontradas após a medida de intervenção, o que também foi verificado nos resultados de solubilização dos resíduos aterrados (item 5.2.2). Adicionalmente, os resultados do sequenciamento também indicaram maior abundância de microrganismos anaeróbios abaixo da área impermeabilizada, os quais utilizam diferentes aceptores de elétrons, entre eles o NO<sub>3</sub><sup>-</sup>.

Ressalta-se que sob o ponto de vista de remoção de nitrogênio (N) dos lixiviados produzidos, a impermeabilização pode não ser benéfica, já que os processos de nitrificação seguido de desnitrificação podem se ver prejudicados. No entanto, o NH<sub>4</sub><sup>-</sup> produzido não será tão facilmente carreado em profundidade pela entrada de água pluvial, sofrendo também relevante adsorção no meio.

A evolução das concentrações de sulfeto (S<sup>2-</sup>) verificadas na área de intervenção é mostrada na Figura 130. Observa-se a inexistência de dados de monitoramento anteriormente à implantação da manta, o que inviabiliza a comparação com condições anteriores. No entanto, foi utilizado o ponto de amostragem de lixiviado controle (P14A), existente no exterior da área de intervenção, para comparação do comportamento dos resultados.

Verifica-se a existência de flutuações dentro e fora da manta, não sendo observadas tendências quando comparados os dados de dezembro-2018 (2 meses após a impermeabilização) e dezembro-2019 (14 meses após a impermeabilização). Ainda assim, verificam-se picos ao longo do tempo avaliado, especialmente nos meses com menor pluviosidade (junho, agosto e outubro). Isto mostra que ambientes mais redutores ocorrem com menor entrada de água pluvial, possivelmente levando a uma maior produção de S<sup>2-</sup>.



Figura 130. Evolução das concentrações de S<sup>2-</sup> com o tempo e pluviometria dos meses amostrados.

As concentrações de Fe e Mn apresentaram comportamentos semelhantes (Figuras 131 e 132): por um lado não foram observadas mudanças significativas nos diferentes lisímetros após a impermeabilização, e por outro, o lixiviado suspenso coletado em LMS, que já apresentava tendência de aumento em períodos chuvosos (< 25mg/L para Fe, < 0,5 para Mn), apresentou picos mais relevantes (~ 50mg/L Fe, ~ 2mg/L Mn) após a intervenção, também com a ocorrência de chuvas.



Figura 131. Evolução das concentrações de Fe com o tempo e pluviometria dos meses amostrados



Figura 132. Evolução das concentrações de Mn com o tempo e pluviometria dos meses amostrados

A maior presença de Fe e Mn é bastante relevante na explicação de processos de oxidoredução, uma vez que ambos são utilizados como aceptores de elétrons na respiração anaeróbia. Considerando que as formas reduzidas ( $Fe^{2+}$  e  $Mn^{2+}$ ) dos elementos são mais solúveis do que as oxidadas ( $Fe^{3+}$  e  $Mn^{4+}$ ), a detecção de maiores concentrações nas amostras coletadas, as quais são previamente filtradas ( $0,45\mu m$ ), está associada à maior presença de formas reduzidas. Isto mostra que ambos os elementos, os quais já eram utilizados como aceptores de elétrons anteriormente, passaram a ser utilizados mais intensamente com a implantação da cobertura superficial. A maior presença dos mesmos em épocas chuvosas deve estar associada às maiores taxas de degradação com o aumento da umidade, e à criação de ambientes anaeróbios nas regiões que ficam saturadas com água e/ou lixiviado, como é o caso de LMS.

O aumento das concentrações de Fe (II) também foi verificado pela análise de especiação química com o uso do PhreeqC, fortalecendo esta hipótese. No entanto, como é

possível verificar pelo diagrama de pH-Eh (Figura 133), espera-se que em condições redutoras com presença de sulfeto e valores de pH básicos ocorra a precipitação de Fe (II) em pirita (FeS<sub>2</sub>), o que diminuiria a mobilidade deste metal. Neste sentido, a mobilidade do elemento dependerá da disponibilidade de S<sup>2-</sup> no meio em concentrações tais que permitam a precipitação de todo o Fe (II) produzido. Como as concentrações geradas são elevadas (~50mg/L), infere-se que uma parcela do Fe produzido foi mobilizada com a implantação da cobertura superficial, transportando-se mais facilmente para o entorno.



Figura 133. Campos de estabilidade de formas sólidas e dissolvidas do elemento Fe em função dos valores de pH e Eh a 25℃ e 1 atm. FONTE: Hem, 1985.

Os demais parâmetros monitorados não apresentaram, até fevereiro de 2020, nítidas alterações após a impermeabilização superficial. A análise da especiação dos diferentes metais detectados (Pb, Cd, Ba, Mn, Fe, Zn) com o uso do software PhreeqC permitiu verificar não apenas o aumento das concentrações de Fe<sup>2+</sup>, mas também a diminuição de Cd<sup>2+</sup>. Os demais metais não apresentaram alterações significativas na especiação.

As concentrações da forma móvel de Cd (Cd<sup>2+</sup>) sofreram uma diminuição após a impermeabilização, o que pode estar relacionado com sua precipitação em condições redutoras

(Figura 134). Neste sentido, ainda que não tenham sido verificadas alterações significativas para os demais metais analisados, espera-se que a criação de condições mais redutoras – com possível aumento da geração de sulfetos pelo uso de sulfato na respiração anaeróbia – leve a uma maior precipitação de metais em minerais de sulfeto, causando sua menor mobilidade e diminuindo os impactos no aquífero. Este processo é esperado para os metais Pb, Cd, Co, Ni, As, Cu, Zn, Ag, Fe e Mn, especialmente nas condições de pH encontradas em depósitos de resíduos sólidos urbanos, acima da neutralidade (LANGMUIR et al., 2004). Os diagramas de pH-Eh dos metais Pb, Zn, Cu e As são apresentados no ANEXO I. No entanto, destaca-se, como discutido para o Fe, que a precipitação dependerá da disponibilidade de S<sup>2-</sup> no meio.



Figura 134. Campos de estabilidade de formas sólidas e dissolvidas do elemento Cd em função dos valores de pH e Eh a 25°C e 1 atm. FONTE: Langmuir et al., 2004.

A análise da Figura 134 permite verificar, adicionalmente, que o aumento da alcalinidade (possivelmente pela menor diluição) também pode contribuir para a precipitação de Cd (assim como dos metais anteriormente citados) como carbonatos, contribuindo para sua imobilização.

Com base nas variações dos parâmetros físico-químicos descritas, e considerando os itens 5.2.1 e 5.2.2 nos quais se apresentaram as mudanças observadas nos resíduos aterrados e na comunidade microbiana na zona de intervenção, foi elaborada a Tabela 17, buscando resumir os processos observados, e o modelo conceitual da Figura 135.

SEM COBERTURA SUPERFICIAL	COM COBERTURA SUPERFICIAL
Maior transporte de íons em profundidade, com	Menor transporte em profundidade, mas acúmulo de
acúmulo em determinadas camadas	lixiviado trazido de regiões vizinhas
Maior diluição de compostos, com verificação de	Condições redutoras desde as primeiras camadas:
menores concentrações	maior possibilidade de precipitação de metais como
	sulfetos, imobilizando-os
Degradação aeróbia nas camadas superficiais	Degradação anaeróbia mesmo em camadas
(degradação mais rápida) e anaeróbia com o aumento	superficiais, com importante incremento da
da profundidade	metanogênese e da produção de CH <sub>4</sub>
Temperaturas mais elevadas no inverno, em	Temperaturas mais elevadas no verão, em comparação
comparação com condição sem manta	com condição sem manta
Aceptores de elétrons: O <sub>2</sub> , NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , Fe <sup>3+</sup> , Mn <sup>4+</sup> .	Aceptores de elétrons: NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , Fe <sup>3+</sup> , Mn <sup>4+</sup> .
Condições com maior condutividade elétrica de	Formação de região mais resistiva logo abaixo da
acordo com ensaios geofísicos	manta e até aproximadamente 6 m de profundidade,
	mesmo em época chuvosa. Regiões mais condutivas
	nas bordas da manta, sofrendo influência das chuvas.
Maior riqueza	Diversidade e Atividade Metanogênica Especifica
	(AME) semelhantes à condição sem cobertura
	superficial
Diversidade de populações microbianas, inclusive	Importância de populações anaeróbias, sintróficas e
aeróbias, com importância para os filos	metanogênicas, incluindo os filos Firmicutes,
Proteobacteria e Gemmatimonadetes e os gêneros	Chloroflexi, DHVEG 6 e Euryarchaeota e os gêneros
Haliangium e Candidatus Methylospira	Hydrogenispora, Methanosaeta, Gelria, Smithella e
	Spirochaeta 2.
	Aumento das concentrações de NH4- (uso de NO3-
	como aceptor de elétrons)
	Aumento da emissão de CH4, especialmente na seca:
	importância para efeito estufa e necessidade de gestão
	para evitar explosões
	Necessidade de manutenção: falhas na cobertura
	podem levar a mobilização dos contaminantes
	anteriormente imobilizados.

Tabela 17. Resumo dos processos observados em condições sem e com cobertura superficial.



Figura 135. Modelo conceitual da área em estudo, em área impermeabilizada e não impermeabilizada.

Finalmente, é importante considerar que a implantação de impermeabilização superficial é uma medida que envolve investimentos e medidas de manutenção. Considerando que a medida estudada pela presente pesquisa foi implantada em uma área de 900 m<sup>2</sup>, com um custo de R\$40.000,00, estima-se que a cobertura de todo o depósito em estudo, cuja área é de 48.400 m<sup>2</sup>, envolveria investimentos de cerca de 2 milhões de reais. Adicionalmente, custos de manutenção devem ser incorporados por longos períodos de tempo, como alertaram Christensen, Cossu e Stegmann (1997). Assim, é necessário considerar que tal medida pode não ser viável para vários municípios brasileiros, os quais nem sequer destinam recursos para a adequada gestão dos resíduos sólidos ou para a caracterização e o monitoramento de lixões. Sugere-se, assim, que sejam conduzidos estudos similares, integrando diversas técnicas complementares, no estudo de coberturas alternativas e de menor custo, como as de evapotranspiração (NAGENDRAN et al., 2006; SALT et al., 2018).

# 6. CONCLUSÕES

A presente pesquisa buscou utilizar análises complementares e integradas, com a finalidade de verificar a efetividade da adoção de medida de impermeabilização superficial em depósitos de resíduos sólidos urbanos não planejados (lixões).

A realização de ensaios de forma integrada permitiu avaliar com maior profundidade os processos em ocorrência na área de estudo, mostrando com claridade os benefícios e prejuízos da medida de intervenção. Assim, foi possível concluir que a implantação de coberturas superficiais em depósitos de resíduos fechados não reduz significativamente a produção de lixiviado, a menos que áreas muito maiores do que as empregadas na presente investigação sejam cobertas, evitando o fluxo lateral. Por outro lado, alterações benéficas são verificadas após a cobertura superficial, com a criação de condições redutoras e o desenvolvimento de populações microbianas que contribuem para diminuir a mobilidade de metais potencialmente tóxicos.

Por outro lado, ressalta-se que a impermeabilização superficial é uma medida cuja aplicação pode não ser viável economicamente para vários municípios brasileiros. Sugere-se, assim, que sejam conduzidos estudos similares, integrando diversas técnicas complementares, no estudo de coberturas alternativas, como as de evapotranspiração.

Neste sentido, reitera-se que a presente investigação permitiu verificar que é necessário adotar medidas de monitoramento e intervenção em depósitos de resíduos sólidos urbanos desativados, não sendo possível negligenciar os impactos a largo prazo. Esta afirmação está baseada no estudo de caso analisado, para o qual verificou-se contaminação de águas subterrâneas e superficiais até cerca de 500 m dos limites do depósito e após aproximadamente 40 anos do início da deposição de resíduos.

Entende-se, conforme ressaltado no decorrer desta tese, que a pesquisa em pauta foi capaz de produzir resultados significativos em diversos pontos, ressaltando-se a carência de estudos similares na realidade brasileira, assim como alguns resultados diferenciados em relação ao que a literatura especializada vem fornecendo até o presente momento.

# 7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 10.006. Procedimento para obtenção de extrato solubilizado de resíduos sólidos. Rio de Janeiro, 1984.

ACWORTH,R.I; Jorstad, L.B. Integration of multi-channel piezometry and electrical tomography to better define chemical heterogeneity in a landfill leachate plume within a sand aquifer. Journal of Contaminant Hidrology. Vol. 83, 2006.

AHARONI, I.; Siebner, H.; Dahan, O. Application of vadose-zone monitoring system for real-time characterization of leachate percolation in and under a municipal landfill. Waste Manage 67, 2017, 203–213

ALAUZET, C.; Jumas-Bilak, E. The phylum Deferribacteres and the genus Caldithrix. In: Rosenberg E, DeLong EF, Lory S, Stackebrandt E, Thompson F (eds) The prokaryotes. Springer, Berlin, Heidelberg, 2014.

ÁLVARES, C.M.B. Contribuição ao conhecimento do meio físico da região do lixão de São Carlos-SP, através de estudos geológicos, geofísicos, topográficos e químicos. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2000.

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

ANDREOTTOLA, G.; Cannas, P. Chemical and Biological characteristics of landfill leachate. In: CHRISTENSEN, T.H.; COSSU, R.; STEGMANN, R. Landfilling of waste: Leachate. London: Chapman and Hall, 1997.

ÂNGULO, S.C. Caracterização de agregados de resíduos de construção e demolição reciclados e a influência de sus características no comportamento mecânico de concretos. Tese (doutorado) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.

APHA. Standard methods for the examination of water and wastewater. 22nd ed. Washington: American Public Health Association; AWWA, WEF., 2012.

ARAUJO, J.C.; Schneider, R.P. DGGE with genomic DNA: Suitable for detection of numerically important organisms but not for identification of the most abundant organisms. Water research 42, 2008, 5002–5010.

BAAWAIN, M.S.; Al-Futaisi, A.M.; Ebrahimi, A.; Omidvarborna, H. Characterizing leachate contamination in a landfill site using TDEM (Time Domain Electromagnetic) imaging. Journal of Applied Geophysics, 151, 73-81, 2018. Disponivel em: https://doi.org/10.1016/j.jappgeo.2018.02.002. Acesso em: 8 de outubro de 2020.

BAREITHER, A.; Wolfe, G.L.; Mcmahon, K.D.; Benson, C.H. Microbial diversity and dynamics during methane production from municipal solid waste. Waste Manage 33, 2013, 1982–1992

BELEVI, H.; Baccini, P. Long-term behavior of municipal solid waste landfills. Waste Management and research, 7, 43-56.1989.

BICHET, V. Grisey, E. Aleya, L. Spatial characterization of leachate plume using electrical resistivity tomography in a landfill composed of old and new cells (Belfort, France). Engineering Geology. Vol. 211, 2016, Pags 61-73.

BJERG, P.L.; Albrechtsen, H.-J.; Kjeldsen, P., Christensen, T.H.; Cozzarelli, I. The Groundwater Geochemistry of Waste Disposal Facilities. In Holland, H.D.; Turekian, K.K. Environmental Geochemistry:Treatise on Geochemistry. Segunda edição. Elsevier Science, 2013

BOSSOLAN, N.R.S. (1993) Aspectos ecológicos das populações bacterianas em águas subterrâneas sob o efeito de um aterro controlado. Dissertação (mestrado), Universidade federal de São Carlos, São Carlos, 1993.

BOYER, I.; Hauser, V.; Gimon, D.M.; Gill, M.D. Decision Tool For Landfill Remediation. Brooks AFB, TX 78235-5363, 1999.

BRAD, T.; Obergfell, C.; van Breukelen, B.M.; van Straalen, N.M.; Roling, W.F.M. Spatiotemporal Variations in Microbial Communities in a Landfill Leachate Plume. Groundwater Monitoring and Remediation 33, no. 4, 2013.

BRAGA, A.C.O. Geofísica aplicada: métodos geoelétricos em hidrogeologia. São Paulo: Oficina de textos, 2016.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento – SNS. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos – 2019. Brasília: SNS/MDR, 2020a.

BRASIL. Lei nº 14.026, de 15 de julho de 2020. Atualiza o marco legal do saneamento básico. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 16 de julho de 2020. Brasília, 2020b.

CAMPANARO, S.; Raga, R.; Squartini, A. Intermittent aeration of landfill simulation bioreactors: Effects on emissions and microbial community. <u>Waste Management</u>, <u>Volume 117</u>, 2020, Pages 146-156

CATERINA, D.; Flores, A.; Orozco, D.N. Long-term ERT monitoring of biogeochemical changes of an aged hydrocarbon contamination. Journal of Contaminant Hydrology, Volume 201, 19-29, 2017 Disponivel em: <u>https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2017.04.003</u>. Acesso em 8 de outubro de 2020.

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Geofísica aplicada à detecção da contaminação do solo e das águas subterrâneas. Projeto CETESB – GTZ, 1999. Disponível em http:// areas contaminadas.cetesb.sp.gov.br

Relação de áreas contaminadas, 2016a. Disponível em http://areas.contaminadas.cetesb.sp.gov.br

Decisão de Diretoria-256/2016/E, de 22-11-2016. Publicado no Diário Oficial Estado de São Paulo - Caderno Executivo I (Poder Executivo, Seção I), edição n°126 (219) do dia 24/11/2016, páginas: 55 e 56. São Paulo, 2016b.

Qualidade das águas subterrâneas no estado de São Paulo 2013-2015. São Paulo,2016c. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/aguas-subterraneas/wp-content/uploads/sites/13/2013/11/Cetesb\_QualidadeAguasSubterraneas2015\_Web\_20-07.pdf.

Decisão de Diretoria Nº 038/2017/C, de 07 fevereiro de 2017. Publicado no Diário Oficial Estado de São Paulo - Caderno Executivo I (Poder Executivo, Seção I), edição nº 127(28) do dia 10/02/2017 Páginas: 47 a 52

CETRULO, T.B.; Marques, R.C.; Cetrulo, N.M.; Silva, F.; Moreira, R.M.; Cortés, D.M.; Malheiros, 512 T.F. Effectiveness of solid waste policies in developing countries: A case study in Brazil. Journal of Cleaner Production. Volume 205, 179-187, 2018

CHAPELLE, F.H. Ground-water microbiology and geochemistry. John Wiley & Sons, Inc, 1993.

CHERNICHARO, C. A. L. Reatores anaeróbios. Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias. 2. ed. v.5, Belo Horizonte: DESA/UFMG, 2007. 379 p.

CHRISTENSEN, T.H.; Bjerg, P.L.; Kjeldsen, P. Natural Attenuation: A Feasible Approach to Remediation of Ground Water Pollution at Landfills? Groundwater monitoring and remediation, 2007. <u>Disponivel em: https://doi.org/10.1111/j.1745-6592.2000.tb00253.x</u>. Acesso em: 8 de outubro de 2020.

CHRISTENSEN, T.H.; COSSU, R.; STEGMANN, R. Landfilling of waste: Leachate. London: Chapman and Hall, 1997

CHRISTENSEN, T.H. Kjeldsen, P.; Jansen, J.L.C. (1997) Groundwater control monitoring at sanitary landfills. In CHRISTENSEN, T.H; COSSU, R.; STEGMANN, R. Landfilling of waste: Leachate. London: Chapman and Hall, 1997.

CHRISTENSEN, T.H.; Kjeldsen, P.; Jensen, D. et al. Biochemistry of landfill leachate plumes: review. Applied Geochemistry. V.16, n.7-8, p.659 -718, 2001.

COOK, P.G.; Herczeg, A.L. Environmental tracers in subsurface hydrology. New York, Springer Science+Business Media, 2000.

COSSU, R.; Morello, L.; Stegmann, R. (2019) Biochemical processes in landfill. In: Cossu, R., Stegmann, R. (eds) (2019) Solid Waste Landfilling: Concepts, Processes, Technologies, 2019. Elsevier, pp 773–796.

DANILOVA, O. et al. A new cell morphotype among methane oxidizers: a spiral-shaped obligately microaerophilic methanotroph from northern low-oxygen environments. ISME J **10**, 2734–2743, 2016. DOI: <u>https://doi.org/10.1038/ismej.2016.48</u>

DAO, H.T.N.; Kuroda, K.; Nakahara, N.; Danshita, T.; Hatamoto, M.; Yamaguchi, T. 16S rRNA gene-based comprehensive analysis of microbial community compositions in a full-scale leachate treatment system. J Biosci Bioeng 122(6):708–715, 2016. https://doi.org/10.1016/j. jbiosc.2016.06.003

DEUTSCH, W.J. (1997) Groundwater geochemistry: fundamentals and applications to contamination. Lewis Publishers, 1997.

DING, Y.; Xiong, J.; Zhou, B.; Wei, J.; Qian, A.; Zhang, H.; Zhu, W.; Zhu, J. Odor removal by and microbial community in the enhanced landfill cover materials containing biochar-added sludge compost under different operating parameters. Waste Manag 87, 2019, 679–690

DREVER, J.I. The Geochemistry of Natural Water: Surface and Groundwater Environments. 3rd Edition, Prentice Hall, New Jersey, 1997

EDGAR, R.C. et al. UCHIME improves sensitivity and speed of chimera detection. Bioinformatics 27.16:2194–2200, 2011.

EDGAR, R.C. UPARSE: highly accurate OTU sequences from microbial amplicon reads. Nat Methods 10.10:996–998, 2013.

EHRIG, H. J.; Stegmann, R. Leachate quality. In: Cossu, R.; Stegmann, R. Solid Waste Landfilling: Concepts, Processes, Technology. First Edition. Elsevier, 2019. https://doi.org/10.1016/C2012-0-02435-0

ELLERT, N.; Ross, S.; Mendes, J. M. B.; Martin, E. Mapeamento geofísico do lixão de São Carlos. Aguas subterrâneas: (São Paulo), p..82-88, 1990.

ELIS, V.R.; Ustra A.T.; Hidalgo-Gato, M.C.; Pejon, O.J.; Hiodo, F.Y. Application of induced polarization and resistivity to the environmental investigation of an old waste disposal area. Environ Earth Sci, 2016, 75:1338

FACHIN, S.J.S. Ensaios geoelétricos 2D no antigo lixão de Ribeirão Preto-SP: avaliação de parâmetros de aquisição e monitoramento ambiental do problema. Dissertação (Mestrado). Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas (IAG). Universidade de São Paulo. São Paulo, 2007

FAJARDO, C.; Costa, G.; Nande, M.; Botías, P.; Cantalejo, J.G.; Martín, M. Pb, Cd, and Zn soil contamination: monitoring functional and structural impacts on the microbiome. Appl Soil Ecol 135, 2019, 56–64.

FAN, X.; Xing, P. The Vertical Distribution of Sediment Archaeal Community in the "Black Bloom" Disturbing Zhushan Bay of Lake Taihu. Archaea (Vancouver, B.C.) 2016(9):1-8

FANG, Y.; Vanzin, G.; Cupples, A. M.; Strathmann, T. J. Influence of terminal electron-accepting conditions on the soil microbial community and degradation of organic contaminants of emerging concern. Science of The Total Environment, 135327, 2019. doi:10.1016/j.scitotenv.2019.135327

FARAG, I.F.; Davis, J.P.; Youssef, N.H.; Elshahed, M.S. Global Patterns of Abundance, Diversity and Community Structure of the *Aminicenantes* (Candidate Phylum OP8). PLoS ONE 9(3): e92139, 2014. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0092139

FEITOSA, F.A.C [org.]. Hidrogeologia: conceitos e aplicações. Rio de Janeiro:CPRM, LABHID, 2008.

FERRARI, W.A. Guia técnico ambiental de curtumes. São Paulo, CETESB, 2015.

FETTER, C.W. Applied Hydrogeology. Prentice Hall, 2001.

FETTER, C.W. Contaminant Hydrogeology. Waveland Press, inc, 2018

FILHO, J.L.P.; Miguel, M.G. Long-term characterization of landfill leachate: impacts of the tropical climate on its composition. Am J Environ Sci 13(2):116–127, 2017. https://doi.org/10.3844/ajessp.2017.

FITZGERALD, J.A.; Wall, D.M.; Jackson, S.A.; Murphy, J.D.; Dobson, A.D.W. Trace element supplementation is associated with increases in fermenting bacteria in biogas mono-digestion of grass silage. Renew Energy 138:980–986, 2019.

FREITAS, A.L.S. Caracterização do aquífero Botucatu na região do Lixão de São Carlos-SP. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1996.

FUDOU, R.; Jojima, Y.; Iizuka, T.; Yamanaka, S. Haliangium ochraceum gen. nov., sp. nov. and Haliangium tepidum sp. nov.: Novel moderately halophilic myxobacteria isolated from coastal saline environments. The Journal of General and Applied Microbiology, 48(2), 109–115, 2002. doi:10.2323/jgam.48.109

GADOTTI, R. F. Avaliação da contaminação das águas superficiais e subterrâneas adjacentes ao lixão da cidade de São Carlos. 1997. 150p. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1997

GASPERIKOVA, E.; Hubbard, S.S; Watson, D.B; Baker, G.S; Peterson, J.E.; Kowalsky, M.B.; Smith, M.; Brooks, S. Long-term electrical resistivity monitoring of recharge-induced contaminant. Journal of Contaminant Hidrology. 142-143, 2012, pags. 33-49.

GEOTOMO SOFTWARE. RES2DINV. Rapid 2D resistivity and IP inversion using the least-squares methods. User's Manual. p 138, 2007.

GOMES, J.C. (2019) Desenvolvimento e aplicação de ferramenta de apoio à decisão para auxiliar a remediação de lixões de resíduos sólidos urbanos. Tese (doutorado), Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2019.

GOMEZ, A.M.; Yannarell, A.C.; Sims, G.K; Cadavid-Restrepo, G.; Herrera, C.X.M. Characterization of bacterial diversity at different depths in the Moravia Hill landfill site at Medellín, Colombia. Soil Biology and Biochemistry 43, 2011.

GONÇALVES, A.R.L. Geologia ambiental da área de São Carlos. Tese (doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, 1986.

GREAY, T.L.; Gofton, A.W.; Zahedi, A.; Paparini, A.; Linge, K.L.; Joll, C.A.; Ryan, U.M. (2019) Evaluation of 16S next-generation sequencing of hypervariable region 4 in wastewater samples: an unsuitable approach for bacterial enteric pathogen identification. Sci Total Environ 670, 2019, 1111–1124.

GUIMARÃES, L.B.; Ramos, S.M.; Chiaranda, H.S.; Mezzari, M. P.; Silva, M.L.B.; Corseuil, H.X. Uso de ferramenta de biologia molecular na investigação de áreas impactadas por derivados de petróleo. Anais dos XVI Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas e XVII Encontro Nacional de Perfuradores de Poços, 2010. Disponível em https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/22908. Acesso em 20/09/2017.

GUO, Q.; Li, N.; Chen, S.; Chen, Y.; Xie, S. Response of freshwater sediment archaeal community to metal spill. Chemosphere, 217, 584–590, 2019. doi:10.1016/j.chemosphere.2018.11.054

HEM, J.D. Study and interpretation of chemical characteristics of natural water. U.S. Geological Survey, Department of the Interior, Alexandria, 1985. Disponivel em: https://pubs.usgs.gov/wsp/wsp2254/pdf/wsp2254a.pdf.

HE, R.; Yao, X.Z.; Chen, M.; Ma, R.C.; Li, H.J.; Wang, C.; Ding, S.H. Conversion of sulfur compounds and microbial community in anaerobic treatment of fish and pork waste. Waste Manag 76:383–393, 2018. <u>https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.04.006</u>

HONG, C.; Si, Y.; Xing, Y.; Li, Y. Illumina MiSeq sequencing investigation on the contrasting soil bacterial community structures in different iron mining areas. Environ Sci Pollut Res 22(14):10788–10799, 2015.

HU, H.-W., Zhang, L.-M.; Yuan, C.-L.; He, J.-Z. Contrasting Euryarchaeota communities between upland and paddy soils exhibited similar pH-impacted biogeographic patterns. Soil Biology and Biochemistry, 64, 18–27, 2013. doi:10.1016/j.soilbio.2013.04.003

HUANG, W.; Yang, F.; Huang, W.; Lei, Z.; Zhang, Z. Enhancing hydrogenotrophic activities by zero-valent iron addition as an effective method to improve sulfadiazine removal during anaerobic

digestion of swine manure. Bioresource Technology, 294, 122178, 2019. doi:10.1016/j.biortech.2019.122178

HUSSAIN, A.; Dubey, S.K. Specific methanogenic activity test for anaerobic degradation of influents. Appl Water Sci, 2017, 7:535–542, doi: 10.1007/s13201-015-0305-z

JAMES, A.; Chernicharo, C. A.; Campos, C. M. The development of a new methodology for the assessment of specific methanogenic activity. Water Research, 24(7), 813–825, 1990, doi:10.1016/0043-1354(90)90131-0

JIANG, Z.; Shi, M; Shi, L. Degradation of organic contaminants and steel corrosion by the dissimilatory metal-reducing microorganisms Shewanella and Geobacter spp. Int Biodeterior Biodegradation 147, 2020, 104842. https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2019.104842

JI, J., Zhou, L., Mbadinga, S.M. et al. Methanogenic biodegradation of C<sub>9</sub> to C<sub>12</sub>n-alkanes initiated by Smithella via fumarate addition mechanism. AMB Expr **10**, 23 (2020). https://doi.org/10.1186/s13568-020-0956-5

JOHNSON, E.A. Clostridia. In: Encyclopedia of microbiology, Fourth ed, pp 690-695, 2019.

JURCZYK, L.; Koc-Jurczyk, J. Quantitative dynamics of ammonia-oxidizers during biological stabilization of municipal landfill leachate pretreated by Fenton's reagent at neutral pH. Waste Manag 63:310–326, 2017.

KADNIKOV, V.V.; Mardanov, A.V.; Beletsky, A.V. et al. Genome of the candidate phylum Aminicenantes bacterium from a deep subsurface thermal aquifer revealed its fermentative saccharolytic lifestyle. Extremophiles **23**, 189–200, 2019. <u>https://doi.org/10.1007/s00792-018-01073-5</u>

KASEMODEL, M.C.; Lima, J.Z.; Sakamoto, I.K.; Varesche, M.B.A.; Trofino, J.C.; Rodrigues, V.G.S. Soil contamination assessment for Pb, Zn and Cd in a slag disposal area using the integration of geochemical and microbiological data. Environmental Monitoring and Assessment, 2016.

KASEMODEL, M.C.; Sakamoto, I,K.; Varesche, M.B.A; Rodrigues, V.G.S. Potentially toxic metal contamination and microbial community analysis in an abandoned Pb and Zn mining waste deposit. Sci Total Environ 675:367–379, 2019.

KINDAICHI, T.; Yuri, S.; Ozaki, N.; Ohashi, A. Ecophysiological role and function of uncultured Chloroflexi in an anammox reactor. Water Science and Technology, 66(12), 2556–2561, 2012. doi:10.2166/wst.2012.479

KJELDSEN, P.; BARLAZ, M.A.; ROOKER, A.P.; BAUN, A.; LEDIN, A.; CHRISTENSEN, T.H. Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 32(4):297-336, 2002.

KJELDSEN, P.; BJERG, P.L.; RUGGE, K.; CHRISTENSEN, T.H.; PEDERSEN, J.K. Characterization of an old municipal landfill (Grindsted, Denmark) as a ground water pollution source: landfill hydrology and leachate migration. Waste management and research 16, n.1, 14-22, 1998.

KÖCHLING, T., Sanz, J. L., Gavazza, S., & Florencio, L. Analysis of microbial community structure and composition in leachates from a young landfill by 454 pyrosequencing. Applied Microbiology and Biotechnology, 99(13), 5657–5668, 2015. doi:10.1007/s00253-015-6409-4

KOERNER, R.M.; Daniel, D.E. Final covers for solid waste landfills and abandoned dumps. American society of civil engineers, 1997.

KRISHNAMURTHI, S.; Chakrabarti, T. Diversity of bacteria and archaea from a landfill in Chandigarh, India, as revealed by culture-dependent and culture-independent molecular approaches. Systematic and Applied Microbiol 36, 2013, 56–68

KULSHRESHTHA, N.M.; Kumar, A.; Dhall, P.; Gupta, S.; Bisht, G.; Pasha, S.; Singh V.P.; Kumar, R. (2010) Neutralization of alkaline industrial wastewaters using Exiguobacterium sp. Int Biodeterior Biodegradation 64(3):191–196

KURODA, K.; Hatamoto, M.; Nakahara, N.; Abe, K.; Takahashi, M.; Araki, N.; Yamaguchi, T. Community Composition of Known and Uncultured Archaeal Lineages in Anaerobic or Anoxic Wastewater Treatment Sludge. Microbial Ecology, 69(3), 586–596, 2014. doi:10.1007/s00248-014-0525-z

LANGMUIR, D.; Chrostowski,P.; Vigneault,B.; Chaney, R. Issue paper on the environmental chemistry of metals. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, 2004. Disponivel em: <u>https://www.epa.gov/osa/issue-paper-environmental-chemistry-metals</u>. Acesso 22/8/2020.

LE HYARIC, R., Chardin, C., Benbelkacem, H., Bollon, J., Bayard, R., Escudié, R., & Buffière, P. Influence of substrate concentration and moisture content on the specific methanogenic activity of dry mesophilic municipal solid waste digestate spiked with propionate. Bioresource Technology, 102(2), 822–827, 2011a. doi:10.1016/j.biortech.2010.08.124

LE HYARIC, R., Benbelkacem, H., Bollon, J., Bayard, R., Escudié, R., & Buffière, P. Influence of moisture content on the specific methanogenic activity of dry mesophilic municipal solid waste digestate. Journal of Chemical Technology & Biotechnology, 87(7), 1032–1035, 2011b. doi:10.1002/jctb.2722

LI, L.; Jia, R.; Qu, Z.; Li, T.; Shen, W.; Qu, D. Coupling between nitrogen-fixing and iron(III)reducing bacteria as revealed by the metabolically active bacterial community in flooded paddy soils amended with glucose. Science of The Total Environment, 716, 137056, 2020. doi:10.1016/j.scitotenv.2020.137056 LIU, S.; Xi, B.; Qiu, Z.; He, X.; Zhang, H.; Dang, Q.; Zhao, X.; Li, D. Succession and diversity of microbial communities in landfills with depths and ages and its association with dissolved organic matter and heavy metals. Science of the Total Environment, Volume 651, 2019, 909–916.

LOBATO, L. C. S.; Bressani-Ribeiro, T., Silva, B. S., Florez, C. A. D., Neves, P. N. P., Chernicharo, C. A. L. Contribuição para o aprimoramento de projeto, construção e operação de reatores UASB aplicados ao tratamento de esgoto sanitário – Parte 3: Gerenciamento de lodo e escuma. Revista DAE – edição especial, v. 66, n. 214, p. 30-55, 2018

LOPES, A. A. Estudo da gestão integrada dos resíduos sólidos urbanos na bacia Tietê-Jacaré (UGRHI-13). Tese (doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, 2007.

LOPES, D.D; Silva, S.M.C.P; Fernandes, F. ; Teixeira, R.S.; Celligoi, A. Dall'Antonia, L.H.Geophysical technique and groundwater monitoring to detect leachate contamination in the surrounding area of a landfill e Londrina (PR e Brazil). Journal of Environmental Management. Vol. 113, 2012.

LOVLEY, D.R.; Ueki, T.; Zhang, T.; Malvankar, N.S.; Shrestha, P.M.; Flanagan, K.A.; Nevin, K.P. Geobacter: the microbe electric's physiology, ecology, and practical applications. Adv Microb Physiol:1–100, 2011 https://doi.org/10.1016/b978-0-12-387661-4.00004-5

LUDVIGSEN, L.; Albrechtsen, H.J.; Ringelberg, D.B.; Ekelund, F.; Christensen, H. Distribution and Composition of Microbial Populations in a Landfill Leachate Contaminated Aquifer (Grindsted, Denmark). Microbial Ecology, Vol. 37, No. 3, 1999.

LYNGKILDE, J. ; Christensen, T.H. Redox zones of a landfill leachate pollution plume (Vejen, Denmark). Journal of Contaminant Hydrology, 10, 1992, 273-289.

MADIGAN, M.T.; Martinko, J.M.; Dunlap, P.V.; Clark, D.P. Microbiologia de Brock. 14 edição. Porto Alegre: Artmed, 2016

MAO, D., Revil, A., Hort, R.D., Munakata-Marr, J., Atekwana, E.A., Kulessa, B. Resistivity and self-potential tomography applied to groundwater remediation and contaminant plumes: Sandbox and field experiments. Journal of Hydrology, 2015. Disponivel em: https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.09.031. Acesso em: 8 de outubro de 2020.

MARTIN, M. Cutadapt removes adapter sequences from high-throughput sequencing reads. Embnet J, 2011.

MARTINS, T.H. Rotina de operação e análise de biodegradação manométrica. Laboratorio de Processos Biologicos, EESC, USP, 2015.

MATSUZAKI, S. S. Aplicação de modelo computacional de escoamento de águasubterrânea no lixão de São Carlos. 1998. 113p. f. Dissertação (Mestrado) Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

192
MAURYA, P.K.; Ronde, V.K.; Fiandaca, G.; Balbarini, N.; Auken, E.; Bjerg, P.L.; Christiansen, A.V. Detailed landfill leachate plume mapping using 2D and 3D electrical resistivity tomography - with correlation to ionic strength measured in screens.

Journal of Applied Geophysics, Vol.138, 1-8, 2017 Disponível em: <u>https://doi.org/10.1016/j.jappgeo.2017.01.019</u>. Acesso em 8 de outubro de 2020.

MAYNE, P.W; Christopher, B.R; Dejong, J. Subsurface investigations. Publication No. FHWA NHI-01-031. National Highway Institute, Federal Highway Administration, U.S. Department of Transportation. Washington, D.C, 2002. 332p.

MECKENSTOCK, R. U.; Elsner, M. ; Griebler, C. ; Lueders, T. ; Stumpp, C. ; Aamand, J. ; Agathos, S. N.; Albrechtsen, H.J. ; Bastiaens, L. ; Bjerg, P. L. ; Boon, N. ; Dejonghe, W.; Huang, W. E. ; Schmidt, S. I. ; Smolders, E. ; Sørensen, S. R. ; Springael, D. ; van Breukelen, B. M. Biodegradation: Updating the Concepts of Control for Microbial Cleanup in Contaminated Aquifers. Environmental Science & Technology (Washington), Vol. 49, no.12, p. 7073-7081, 2015. doi : 10.1021/acs.est.5b00715

MENEZES, D.B. Diagnóstico dos impactos do lixão de São Carlos (SP) no meio físico. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, 1995.

MORITA, A.K.M., Pelinson, N.; Wendland, E. Persistent impacts of an abandoned non-sanitary landfill in its surroundings. Environ Monit Assess 192, 463, 2020. <u>https://doi.org/10.1007/s10661-020-08451-7</u>

MORETTO, R.L.; Siqueira Neto, A.C.; Elis, V.R.; Miguel, M.G. Detection of leachate pockets in experimental cell of municipal solid waste with aid of geophysics. Sardinia, Sixteenth International Waste Management and Landfill Symposium, 2017

NAGENDRAN, R., Selvam, A., Joseph, K., & Chiemchaisri, C. Phytoremediation and rehabilitation of municipal solid waste landfills and dumpsites: A brief review. Waste Management, 26(12), 1357–1369, 2006. doi:10.1016/j.wasman.2006.05.003

NATIONAL RESEARCH COUNCIL (U.S.) Natural attenuation for groundwater remediation. National academy of Sciences, 2000. Disponivel em: https://www.nap.edu/

PARK, S.; Yi, M.; Kim, J.; Shin, S.W. Electrical resistivity imaging (ERI) monitoring for groundwater contamination in an uncontrolled landfill, South Korea. Journal of applied geophysics.Vol. 135, 2016.

PARKHURST, D. L.; Appelo, C. A. J. User's guide to PHREEQC (version 2): A computer program for speciation, batch-reaction, one- dimensional transport, and inverse geocehmical calculations. U.S. Geological Survey: Denver, CO, 1999.

PMSC. Prefeitura Municipal de São Carlos. Investigação ambiental detalhada. (Relatório final) Coordenadoria Municipal de Meio Ambiente. São Carlos, 2011, 390p.

# PACHIADAKI, M.G. et al (2017) Major role of nitrite-oxidizing bacteria in dark ocean carbon fixation. Science 358(1046–1051):2017

PASTER, B. J. Spirochaetaceae. Bergey's Manual of Systematics of Archaea and Bacteria, 1–2, 2015. doi:10.1002/9781118960608

PELINSON, N.S. Assessment of contaminants in an abandoned dumpsite and in its surroundings under subtropical climate conditions. Tese (doutorado), Universidade de São Paulo. São Carlos, 2018.

PELINSON, N. S., Shinzato, M.P.B., Morita, A.K.M.; Martins, L.G.B.; Wendland, E. Innovative device to assay leachate production in non-sanitary landfills. J Mater Cycles Waste Manag, 2020. https://doi.org/10.1007/s10163-020-01084-5

PLUGGE, C.M.; Balk, M; Zoetendal, E.G.; Stams, A.J. (2002) Gelria glutamica gen. nov., sp. nov., a thermophilic, obligately syntrophic, glutamate-degrading anaerobe. Int J Syst Evol Microbiol 52:401–407

PODOSOKORSKAYA, O. A., Kadnikov, V. V., Gavrilov, S. N., Mardanov, A. V., Merkel, A. Y., Karnachuk, O. V. et al. Characterization of Melioribacter roseusgen. nov., sp. nov., a novel facultatively anaerobic thermophilic cellulolytic bacterium from the classIgnavibacteria, and a proposal of a novel bacterial phylum Ignavibacteriae. Environmental Microbiology, 15(6), 1759–1771, 2013. doi:10.1111/1462-2920.12067

POHLSCHROEDER, M.; Leschine, S.B.; Canale-Parola, E. Spirochaeta caldaria sp. nov., a thermophilic bacterium that enhances cellulose degradation by Clostridium thermocellum.Arch. Microbiol., 161:17-24, 1994.

QASIM, S.R.; CHIANG, W. Sanitary landfill leachate: Generation, control and treatment. Lancaster, Technomic publishing Co, 1994.

QI, G.; Yue, D.; Liu, J.; Li, R.; Shi, X.; He, L.; Guo, J.; Miao, H.; Nie, Y. Impact assessment of intermediate soil cover on landfill stabilization by characterizing landfilled municipal solid waste. Science of environmental management 128, 2013, 259-265.

QIN, X., Ji, M., Wu, X., Li, C., Gao, Y., Li, J. et al. Response of treatment performance and microbial community structure to the temporary suspension of an industrial anaerobic bioreactor. Science of The Total Environment, 646, 229–237, 2019. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.07.309

QUAST, C., Pruesse, E. et al. The SILVA ribosomal RNA gene data-base project: improved data processing and web-based tools. Nucleic Acids Res, 2013, D590–D596

194

QUINTAES, B.R; Campos, J.C.; Miguel, M.A.L; Leite, A.M.O; Hinojosa, M.A.G. Uso de Ferramentas Moleculares para Estudos de Comunidades Microbianas em Lixiviado de Aterro de Resíduos Sólidos Urbanos. Revista Brasileira de Ciências Ambientais, n. 31, 2014.

RAJASEKAR, A.; Sekar, R.; Medina-Roldan, E.; Bridge, J.; Moy, C. K. S.; Wikinson, S. Nextgeneration sequencing showing potential leachate influence on bacterial communities around a landfill in China. Can J Microbiol 64(8):537–549, 2018. Disponivel em : <u>https://doi.org/10.1139/cjm-2017-0543</u>. Acesso em: 8 de outubro de 2020.

RIOS, L. Estudo limnológico e fatores ecológicos em ribeirões e córregos da bacia do Ribeirão do Feijão (Estado de SP). Dissertação (mestrado), Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, 1993.

ROLING, W.F.M.; Van Breukelen, B.M.; Braster, M.; Lin, B.; Van Verseveld, H.W. Relationships between microbial community structure and hydrochemistry in a landfill leachate-polluted aquifer. Applied and Environmental Microbiology, Vol.67, No.10, 2001.

ROLING, W.F.M.; van Verseveld, H.W. Natural attenuation: What does the subsurface have in store? Biodegradation 13: 53–64, 2002.

ROTARU, A. E.; Shrestha, P.M.; Liu, F.; Shrestha, M.; Shrestha, D.; Embree, M.; Zengler, K. Wardman, C.; Nevin, K.P.; Lovley, D.R. A new model for electron flow during anaerobic digestion: direct interspecies electron transfer to *Methanosaeta* for the reduction of carbon dioxide to methane. <u>Energy</u> <u>Environ. Sci.</u>, 2014, 7, 408-415. DOI: <u>10.1039/C3EE42189A</u>

SAHA, S.; Jeon, B.-H.; Kurade, M. B.; Govindwar, S. P.; Chatterjee, P. K.; Oh, S.-E.et al. Interspecies microbial nexus facilitated methanation of polysaccharidic wastes. Bioresource Technology, 289, 121638, 2019. doi:10.1016/j.biortech.2019.121638

SALAM, M.; Varma, A. Bacterial community structure in soils contaminated with electronic waste pollutants from Delhi NCR, India. Electronic J Biotechnol 41, 2019, 72–80

SALT, M.; Yuen, S.T.S.; Ashwath, N.; Sun, J.; Benaud, P.; Zhu, G.X.; Jaksa, M.B.; Ghadiri, H.; Greenway, M.; Fourie, A.B. Phytocapping of landfills. In: Cossu, R.; Stegmann, R. Solid Waste Landfilling: Concepts, Processes, Technology. First Edition. Elsevier, 2018. https://doi.org/10.1016/C2012-0-02435-0

SÃO CARLOS. Lei n.13944 de 12 de dezembro de 2006. Dispõe sobre a criação de áreas de proteção e recuperaçao dos mananciais do município – APREM e dá outras providências. Diário Oficial do Município. São Carlos, SP, 13 de dezembro de 2006.

SAWAMURA, H.; Yamada, M.; Endo, K.; Soda, S.; Ishigaki, T.;Ike, M. Characterization of microorganisms at different landfill depths using carbon-utilization patterns and 16S rRNA gene based T-RFLP. Journal of Bioscience and Bioengineering, Vol. 109 No. 2, 2010.

SCHALCH, V. Análise comparativa do comportamento de dois aterros sanitários semelhantes e correlações dos parâmetros do processo de digestão anaeróbia. Tese (Doutorado), Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, 1992.

SHINZATO, M. P. B. Mobilização de poluentes no maciço de resíduos de lixão desativado. Tese (Doutorado), Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, 2014.

SILVA, M. L.B.; Corseuil, H.X. Monitoramento de áreas impactadas por derramamento de gasolina utilizando biologia molecular. Anais do XV Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas, 2008. Disponível em: <u>https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/23787.</u> Acesso em 25/09/2017.

SILVA, R.W.C.; Arnosti Jr., S. Caracterização do resíduo de construção e demolição (RCD) reciclado. Holos environment, v.5, n.2, 2005.

SILVA, R.B.G. Estudo hidroquímico e isotópico das águas subterrâneas do aqüífero Botucatu no Estado de São Paulo. Tese (doutorado). Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, 1983.

SILVA, T.R.; Verde, L.C.L.; Neto, E.V.S.; Oliveira, V.M. Diversity analyses of microbial communities in petroleum samples from Brazilian oil fields. Int Biodeterior Biodegrad 81:57–70, 2013.

SINDICO, F.; Hirata, R.; Manganelli, A. The Guarani Aquifer System: From a Beacon of hope to a question mark in the governance of transboundary aquifers. Journal of Hydrology: Regional Studies, Vol 20, 49-59, 2018. <u>https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2018.04.008</u>

SONG, L.; Wang, Y.; Tang, W.; Lei, Y. Bacterial community diversity in municipal waste landfill sites. Applied Microbiology Biotechnology 99, 2015.

SOUTO, G. D. A Lixiviado de aterros sanitários brasileiros – estudo de remoção do nitrogênio amoniacal por processo de arraste com ar ("stripping"). Tese (doutorado). Escola de Engenharia de São carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, 2009.

SOUTO, G. D. A. B.; Povinelli, J. Tables of typical characteristics of the leachate from landfills in Brazil: acidic and methanogenic phases In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2011.

STAMPS, B.W.; Lules, C.N.; Suflita, J.M.; Masoner, J.R.; Cozzarelli, I.M.; Kolpin, D.W.; Stevenson, B.S. Municipal Solid Waste Landfills Harbor Distinct Microbiomes. Frontiers in microbiology, v. 7, 2016.

SONG, L.; Wang, Y.; Zhao, H.; Long, D. Composition of bacterial and archaeal communities during landfill refuse decomposition processes. Microbiol Res 181:105–111, 2015.

THAKUR, K.; Chownk, M.; Kumar, V.; Purohit, A.; Vashisht, A.; Kumar, V.; Yadav, S. K. Bioprospecting potential of microbial communities in solid waste landfills for novel enzymes through metagenomic approach. World Journal of Microbiology and Biotechnology, 36(3), 2020. DOI:10.1007/s11274-020-02812-7

THIEL, V.; Fukushima, S.-I.; Kanno, N.; Hanada, S. Chloroflexi. Reference Module in Life Sciences, 2019. doi:10.1016/b978-0-12-809633-8.20771-1

U.S. ARMY CORPS OF ENGINEERS. Geophysical exploration for engineering and Environmental investigations. Engineer Manual n. 1110-1-1802. Department of the Army, Washington, DC. 1995. 208p.

U.S.EPA (United States Environmental Protection Agency) A citizen's guide to capping. Office of solid Waste and emergency response, 2012a.

U.S.EPA (United States Environmental Protection Agency) A citizen's guide to monitored natural attenuation. Office of solid Waste and emergency response, 2012b.

VARESCHE, M.B.A.; Sakamoto, I.K.; Oliveira, L. L. (2013) Comunidade microbiana. In: CALIJURI, M. C.; CUNHA, D. G. F. (Ed.). Engenharia Ambiental: Conceitos, Tecnologia e Gestão. Rio de Janeiro: Elselvier, 2013. p. 269-294.

VELOZO, R. Caracterização geológico-geotécnica do lixão desativado de São Carlos - SP, com auxílio da geofísica. Dissertação (Mestrado) Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, 2006.

WANG, J.; Deng, H.; Wu, S.S.; Deng. Y.C.; Liu, L.; Han, C.; Jiang, Y.B.; Zhong, W.H. Assessment of abundance and diversity of exoelectrogenic bacteria in soil under different land use types. CATENA 172:572–580, 2019. https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.09.028

WANG, T.; Yuan, Z.; Yao, J. A combined approach to evaluate activity and structure of soil microbial community in long-term heavy metals contaminated soils. Environ Eng Res 23, 2018, 62–69

WANG, X.; Cao, A.; Zhao, G.; Zhou, C.; Xu, R. Microbial community structure and diversity in a municipal solid waste landfill. Waste management 66 (2017).

WAWRIK, B., Marks, C. R., Davidova, I. A., McInerney, M. J., Pruitt, S., Duncan, K. E. et al. Methanogenic paraffin degradation proceeds via alkane addition to fumarate by "Smithella" spp. mediated by a syntrophic coupling with hydrogenotrophic methanogens. Environmental Microbiology, 18(8), 2604–2619, 2016. doi:10.1111/1462-2920.13374

WEISS, J.V.; Cozzarelli,I.M. Biodegradation in Contaminated Aquifers: Incorporating Microbial/Molecular Methods. GROUND WATER 46, no. 2: 305–322, 2008.

WILSON, J.T. An Approach for Evaluating the Progress of Natural Attenuation in Groundwater. U.S.EPA, 2011. Disponível em: <u>https://archive.epa.gov/ada/web/pdf/p100dpoe.pdf</u>

WONG, J.T.F.; Chenb, X.; Deng, W.; Chai, Y.; Ng, C.W.W.; Wong, M.H. Effects of biochar on bacterial communities in a newly established landfill cover topsoil. J\ Environ Manag 236, 2019, 667–673.

WU. Z.; Gao, G.; Wang, Y. Effects of soil properties, heavy metals, and PBDEs on microbial community of e-waste contaminated soil. Ecotoxicol Environ Safety 180, 2019, 705–714

XU, S.; Lu, W.; Liu, Y.; Ming, Z.; Liu, Y.; Meng, R.; Wang, H. Structure and diversity of bacterial communities in two large sanitary landfills in China as revealed by high-throughput sequencing (MiSeq). Waste Management 63, 2017, 41–48

ZAINUN, M.Y.; Simarani, K. Metagenomics profiling for assessing microbial diversity in both active and closed landfills. Science of the Total Environment 616–617, 2018, 269–278.

ZOLNIKOV, T.R.; Silva, R.C.; Tuesta, A.A.; Marques, C.P.; Cruvinel, V.R.N. Ineffective waste site closures in Brazil: A systematic review on continuing health conditions and occupational hazards of waste collectors. Waste Management, Vol. 80, 26-39, 2018.

## 8. ANEXOS

ANEXO A

RESULTADOS DAS ANÁLISES FÍSICOQUIMICAS DE AMOSTRAS DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS

		N.A.		ORP		CE	Alcalinidade	DQO	Cŀ	N-NO3 <sup>-</sup>	N-NO <sub>2</sub> -	N-NH4 <sup>-</sup>	F-	PO4 <sup>3-</sup>	СОТ
Amostra	Data	(m)	pН	(mV)	Temp.(°C)	(µS/cm)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)
P2	Jul-17	27,6	5,3	212		18,7	31,2	35	2,1	5,6	0,008	1,96	0,12	0,01	3,4
P3	Jul-17	28,6	6,4	176		56,4	46,8	16	0,0	1,5	0,005	0,08	0,11	0,17	7,2
P7	Jul-17	7,1	5,2	231	17,4	79,1	3,2	13	6,4	4,5	0,010	0,06	0,43	0,04	5,4
Р9	Jul-17	15,1	4,8	242	16,4	49,2	0,0	14	3,4	3,3	0,020	0,06	0,15	0,01	2,5
P10	Jul-17	13,2	4,8	244	17,5	34,6	0,0	15	2,4	1,8	0,020	0,02	0,23	0,01	1,9
P12	Jul-17	20,0	6,3	-51	18,2	543,0	244,0	23	9,2	1,2	0,005	0,58	0,39	0,07	59,2
P13	Jul-17	14,3	5,1	254	18,4	26,0	7,0	13	1,0	1,1	0,005	0,01	0,06	0,06	4,6
P14	Jul-17	2,9	7,0	4	17,3	1026,0	66,5	62	27,0	3,1	0,026	46,25	0,43	0,07	121,0
P15	Jul-17	5,8	6,2	128	17,2	120,5	8,1	14	2,6	0,4	0,002	1,67	0,16	0,20	12,4
P17	Jul-17	8,9	5,2	274	17,7	34,9	8,8	15	2,4	1,0	0,007	0,09	0,17	0,49	7,3
P18	Jul-17		5,3	184	16,6	414,0	19,6	6	105,0	0,0	2,010	2,55	0,00	0,03	9,7
P23	Jul-17		5,5			40,6	11,9	19	1,1	0,7	0,004	0,11	0,00	0,06	4,7

Tabela A1. Resultados das análises físico-químicas de amostras de águas subterrâneas coletadas em julho de 2017 (continua)

	Pb	Mn	Fe	Cd	Zn	Mg	Ba	Ca	Sr	Na	K	SiO <sub>2</sub>
Amostra	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)							
P2	0,02	0,385	0,006	< BR	0,062	1,327	0,14	2,307	0,091	2,3	9,5	5,8
P3	0,01	< BR	< BR	< BR	< BR	2,218	< BR	4,567	0,102	2,3	2,4	24
P7	< BR	0,025	< BR	< BR	< BR	0,747	< BR	1,377	0,031	4,2	11,7	8,8
Р9	< BR	< BR	0,091	< BR	0,149	1,536	< BR	2,017	0,034	1,2	1	7,5
P10	< BR	< BR	0,194	0,003	0,064	1,181	< BR	1,847	0,013	1,3	0,5	6,5
P12	< BR	1,302	8,492	< BR	< BR	34,993	0,15	36,987	1,186	2,5	0,8	5,6
P13	< BR	< BR	0,210	0,016	0,128	0,719	< BR	1,769	< BR	1,2	1,5	15,7
P14	< BR	0,986	0,032	< BR	0,261	16,773	0,31	74,887	1,226	28,5	21,8	21,8
P15	0,04	0,237	10,872	< BR	0,118	29,763	0,35	122,487	0,614	3,9	2,9	26,6
P17	< BR	< BR	0,473	< BR	0,088	1,015	0,03	2,177	0,039	2,6	2	16
P18	< BR	0,368	23,34	0,015	0,097	6,026	< BR	7,149	0,191	29,3	8,8	18,5
P23	< BR	< BR	0,499	0,015	0,111	0,749	< BR	1,869	< BR	1,9	1,2	8,6

Tabela A1. (continuação) Resultados das análises físico-químicas de amostras de águas subterrâneas coletadas em julho de 2017.

PS. As concentrações dos metais Ag, Al, Cu, Cr e Ni estiveram abaixo do limite de detecção, portanto não foram apresentadas nas tabelas.

		N.A.		ORP		CE	Alcalinidade	DQO	Cŀ	N-NO3 <sup>-</sup>	N-NO <sub>2</sub> -	N-NH4 <sup>-</sup>	<b>F</b> -	PO4 <sup>3-</sup>	СОТ
Amostra	Data	(m)	pН	(mV)	Temp.(°C)	(µS/cm)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)
P2	dez-17	27,6	7,7	158	18,3	103,4	0,0	25	9,95	5,8	0,026	1,39	0,13	0,03	5,5
P3	dez-17	28,6	8,3	161	17,8	65,0	26,3	60	1,75	2,3	0,008	0,15	0,11	0,20	15,0
P7	dez-17	8,3	6,3	313	17,3	166,7	2,1	59	11,4	6,5	0,007	0,24	0,06	0,08	15,0
Р9	dez-17	15,5	6,3	284	17,3	53,8	1,1	21	4,85	2,9	0,004	0,01	0,05	0,02	3,8
P10	dez-17	13,4	5,9	329	16,7	38,8	0,0	16	3,65	1,6	0,003	0,00	0,03	0,02	2,5
P11	dez-17	16,3	6,6	294	17,2	138,3	13,3	17	14,7	6,3	0,003	0,00	0,06	0,03	6,6
P12	dez-17	20,1	8	14	17,5	506,0	230,3	20	6,3	1,2	0,008	0,40	0,31	0,05	62,7
P13	dez-17	14,6	7,7	138	16,8	32,2	8,4	36	1,3	2,0	0,004	0,03	0,21	0,14	7,9
P14	dez-17	6,3	8,6	173	18,1	1195,0	57,1	122	65	10,9	0,075	45,25	0,95	0,05	140,1
P15	dez-17	6,2	7,8	98	17,3	120,3	48,0	23	4,2	0,9	0,004	1,66	0,21	0,07	15,6
P16	dez-17	5,7	6,1	217	17,0	149,6	0,0	16	10,7	10,8	0,004	0,02	0,18	0,04	1,8
P17	dez-17	9,1	7,7	158	18,3	40,1	10,9	18	2	2,8	0,004	0,10	0,12	0,51	6,9
P18	dez-17	7,2	6	302	17,2	314,0	0,7	35	69	2,5	0,007	1,98	0,08	0,03	9,2

Tabela A2. Resultados das análises físico-químicas de amostras de águas subterrâneas coletadas em dezembro de 2017 (continua).

	Pb	Mn	Fe	Cd	Zn	Mg	Со	Ba	Al	Ca	Sr	Na	K
Amostra	(mg/L)												
P2	< BR	0,595	< BR	0,006	0,258	1,94	0,134	< BR	< BR	3,2	0,11	2,4	5,8
P3	0,03	0,116	0,321	0,005	0,265	2,42	< BR	< BR	< BR	6,2	0,11	3	1,1
P7	< BR	0,298	0,140	0,002	0,175	2,69	< BR	< BR	< BR	3,0	0,07	10	14,4
P9	< BR	0,025	< BR	0,005	0,083	1,19	< BR	< BR	< BR	1,9	0,01	1,3	1,3
P10	< BR	0,007	0,050	0,005	0,078	0,99	< BR	< BR	< BR	1,4	< BR	0,6	0,1
P11	< BR	< BR	0,133	0,003	0,087	9,02	< BR	< BR	0,34	10,1	0,16	2,2	0,9
P12	< BR	1,191	3,505	< BR	0,077	34,19	< BR	< BR	< BR	47,2	1,06	3	0,9
P13	< BR	< BR	0,387	0,006	0,170	0,70	< BR	< BR	< BR	4,5	0,12	1,4	1,9
P14	0,05	0,271	0,416	0,006	0,214	2,29	0,003	< BR	< BR	66,0	0,85	71,2	62,9
P15	< BR	0,059	3,125	0,009	0,117	1,07	< BR	< BR	< BR	6,1	0,09	3,7	3
P16	< BR	1,086	0,153	0,010	0,298	2,62	< BR	< BR	0,43	8,0	0,11	1,9	6,1
P17	< BR	< BR	0,671	0,007	0,162	1,32	< BR	< BR	< BR	7,7	0,03	1,7	1,7
P18	< BR	0,360	5,890	0,007	0,120	5,54	< BR	0,01	< BR	9,1	0,19	21,8	6,9

Tabela A2. (continuação) Resultados das análises físico-químicas de amostras de águas subterrâneas coletadas em dezembro de 2017.

PS. As concentrações dos metais Ag, Cu, Cr, Ni, Sb e Se estiveram abaixo do limite de detecção, portanto não foram apresentadas nas tabelas.

		N.A.		ORP	CE	Alcalinidade	DQO	Cŀ	<b>SO</b> 4 <sup>2-</sup>	N-NO3 <sup>-</sup>	N-NO <sub>2</sub> -	N-NH4 <sup>-</sup>	F-	PO4 <sup>3-</sup>	СОТ
Amostra	Data	(m)	pН	(mV)	(µS/cm)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)
P2	abr-18	27,9			122,0										
P3	abr-18	28,7	3,4	445	57,5	25,2	84	0,0	0	1,5	0,005	0,03	0,00	0,33	5,9
P7	abr-18	6,9	5,1	310	69,5	6,3	75	1,7	3	3,0	0,003	0,04	0,00	0,05	2,4
Р9	abr-18	15,1	4,2	356	57,5	0,0	116	0,3	2	3,7	0,003	0,03	0,00	0,02	3,8
P10	abr-18	13,1	4,4	253	38,0	25,2	59	0,0	3	1,6	0,003	0,00	0,00	0,03	2,0
P12	abr-18	20,0	6,5	-75	427,5	240,5	22	9,5	3	0,7	0,002	0,62	0,35	0,08	27,4
P13	abr-18	14,3	5,4	197	30,0	10,2	21	0,7	0	1,2	0,003	0,01	0,08	0,11	1,8
P14	abr-18	2,3	6,8	-72	1192,0	733,2	260	17,0	0	2,8	0,012	47,50	0,59	0,36	73,5
P15	abr-18	5,5	6,1	-33	112,0	50,8	43	4,4	1	0,1	0,002	1,90	0,21	0,14	6,6
P16	abr-18	5,3	4,1	210	172,0	0,0	31	13,0	3	12,5	0,004	0,04	0,03	0,10	0,8
P17	abr-18	9,0	5,1	190	36,0	10,5	51	1,1	0	1,1	0,003	0,07	0,21	0,30	2,8
P18	abr-18	6,1	5,5	106	455,5	52,5	71	10,0	8	1,0	0,004	3,75	0,00	0,04	4,8
P19	abr-18	17,9	5,1	252	26,7	9,5	25	0,2	0	0,6	0,003	0,00	0,20	0,60	1,5
P27	abr-18	3,0	5,6	133	54,0	17,9	47	0,0	0	0,2	0,003	0,00	0,01	0,10	3,6

Tabela A3. Resultados das análises físico-químicas de amostras de águas subterrâneas coletadas em abril de 2018 (continua).

	Pb	Mn	Fe	Cd	Zn	Mg	Al	Ca	Sr	Na	K
Amostra	(mg/L)										
P3	< BR	< BR	0,198	0,001	0,040	3,52	< BR	7,46	0,080	2,0	1,1
P7	< BR	0,129	0,255	0,003	0,010	2,30	< BR	3,51	0,043	3,6	6,1
Р9	< BR	0,024	0,633	0,002	0,183	2,10	< BR	3,21	0,035	1,5	0,8
P10	< BR	0,012	0,073	0,005	0,113	1,70	< BR	1,82	0,006	0,3	0,1
P12	0,03	1,29	7,07	< BR	0,042	27,4	< BR	43,35	1,000	3,2	2,1
P13	0,03	< BR	< BR	< BR	0,027	0,60	< BR	2,475	0,026	1,1	2,1
P14	0,03	0,329	0,005	< BR	< BR	20,68	< BR	87,16	1,150	33,8	40,3
P15	0,02	0,052	4,350	< BR	< BR	3,63	< BR	5,63	0,060	3,7	3,9
P16	0,02	1,29	< BR	< BR	0,089	2,70	3,60	15,15	0,162	4,6	12,1
P17	0,03	< BR	0,095	< BR	0,024	0,80	< BR	3,91	0,003	1,9	2,0
P18	< BR	0,343	45,50	0,002	0,08	15,20	< BR	8,27	0,250	35,5	6,5
P19	0,01	< BR	0,027	< BR	< BR	0,70	< BR	2,19	< BR	1,0	1,5
P27	< BR	< BR	0,239	0,004	0,000	2,90	< BR	5,44	0,100	1,1	1,9

Tabela A3. (continuação) Resultados das análises físico-químicas de amostras de águas subterrâneas coletadas em abril de 2018.

PS. As concentrações dos metais Ag, Ba, Co, Cu, Cr, Ni, Sb e Sb estiveram abaixo do limite de detecção, portanto não foram apresentadas nas tabelas.

	Data	N.A.	- 11	<b>ORP</b>	CE	Alcalinidade	DQO	Cl <sup>-</sup>	$SO_4^{2-}$	N-NO <sub>3</sub> -	$N-NO_2^-$	N-NH4 <sup>-</sup>	F-	$PO_4^{3-}$
Amostra	Data	(m)	рн	(mv)	(µS/cm)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)
P2	ago-18	27,6	5,9	375	125,1	3,5	4	9,8	0	5,8	0,005	3,46	0,00	0,03
P3	ago-18	28,6	6,8	354	74,5	26,6	16	1,2	1	1,3	0,003	0,05	0,00	0,24
P7	ago-18	8,1	5,5	369	219,4	0,0	4	16,1	0	12,3	0,003	0,16	0,00	0,06
P9	ago-18	15,4	5,9	369	58,3	0,0	10	4,1	2	2,6	0,002	0,00	0,00	0,03
P10	ago-18	13,3	5,2	367	40,5	0,0	8	3,3	0	1,1	0,003	0,01	0,00	0,04
P12	ago-18	20,1	6,2	-50	570,0	35,0	11	9,2	4	0,3	0,006	1,94	0,02	0,07
P13A	ago-18	7,3	6,2	318	53,4	0,0	10	2,1	0	0,6	0,003	0,00	0,06	0,11
P13	ago-18	14,5	6,7	356	38,3	0,0	6	0,9	0	1,7	0,003	0,01	0,00	0,13
P14A	ago-18	1,6	6,3	-103	2025,0	977,6	125	37	0	6,4	0,032	84,00	0,07	0,15
P14	ago-18	7,6	6,5	-52	729,9	306,8	33	37	0	1,5	0,026	18,20	0,01	0,07
P15	ago-18	6,1	6,3	59	131,1	4,2	13	5,9	0	0,4	0,005	1,04	0,00	0,08
P15A	ago-18	7,7	6	38	129,8	5,3	25	8,6	5	0,2	0,002	2,55	0,00	0,05
P16	ago-18	5,6	4,7	182	202,3	0,0	1	12,5	5	11,9	0,003	0,02	0,00	0,06
P17	ago-18	9,5	5,9	195	53,9	1,8	12	1,5	0	1,7	0,004	0,06	0,00	0,60
P18	ago-18	7,1	5,1	164	396,3	16,5	13	81	0	0,9	0,003	4,24	0,00	0,10
P19	ago-18	16,4	5,7	328	159,9	0,0	6	12,2	0	6,1	0,003	0,03	0,00	0,14
P27	ago-18	3,6	6,3	254	66,8	21,0	6	2,3	0	0,1	0,004	0,00	0,00	0,11
PJ	ago-18	1,1	6,4	-81	702,6	217,0	50	68	0	0,9	0,004	10,50	0,00	0,13

Tabela A4. Resultados das análises físico-químicas de amostras de águas subterrâneas coletadas em agosto de 2018 (continua).

Amostra	Pb (mg/L)	Mn (mg/L)	Fe	Cd (mg/L)	Zn	Mg	Co	Sb (mg/L)	Al (mg/L)	Ca (mg/L)	Sr (mg/L)	Na (mg/L)	$\mathbf{K}$
P2	0.03	0.339	0.09	0.030	0.25	(ing/L) 1.59	0.125	0.274	0.43	3.30	$\langle \mathbf{mg}/\mathbf{L} \rangle$	(ing/L) 1.60	(ing/L) 3.90
P3	0,08	0,012	0,19	0,013	0,10	2,66	< BR	0,082	0,58	6,81	< BR	2,10	1,60
P7	0,06	0,240	0,11	0,025	0,08	2,54	< BR	0,197	0,38	3,55	< BR	16,60	15,20
P9	0,09	0,026	0,08	0,016	0,12	1,33	< BR	0,092	0,54	5,18	< BR	2,10	1,00
P10	< BR	< BR	0,10	0,018	0,10	0,95	< BR	0,170	< BR	1,31	0,05	0,40	0,00
P12	0,01	1,39	6,61	0,017	0,12	36,96	< BR	< BR	0,43	41,71	0,90	3,50	0,80
P13A	0,01	< BR	0,15	0,023	0,09	2,33	< BR	0,167	0,56	2,36	< BR	1,30	0,40
P13	0,01	0,003	0,98	0,026	0,12	1,66	< BR	0,255	0,74	2,74	< BR	1,20	1,00
P14A	0,02	0,212	1,34	0,026	0,09	34,19	0,111	0,200	0,61	75,19	1,19	56,10	58,70
P14	0,02	0,399	0,12	0,029	0,28	10,76	< BR	0,268	0,62	46,24	0,48	23,20	14,60
P15	< BR	0,036	0,36	0,010	0,07	5,20	< BR	0,05	< BR	5,34	0,12	4,10	6,30
P15A	< BR	0,478	20,85	0,016	0,11	2,09	< BR	0,14	< BR	5,78	0,03	1,20	0,60
P16	< BR	1,26	0,24	0,022	0,23	2,83	< BR	0,260	0,45	7,92	0,11	3,40	7,70
P17	< BR	< BR	0,34	0,006	0,12	1,10	< BR	< BR	< BR	2,50	< BR	1,50	2,70
P18	< BR	0,323	11,73	0,014	0,15	5,63	< BR	0,04	< BR	6,97	0,17	28,50	7,50
P19	< BR	< BR	0,18	0,023	0,12	7,33	< BR	0,250	< BR	8,16	0,09	1,70	17,70
P27	< BR	< BR	0,10	0,003	0,04	2,82	< BR	0,16	< BR	5,83	0,01	0,90	1,20
PJ	< BR	0,248	27,02	0,013	0,16	10,38	0,104	0,282	< BR	20,41	0,53	44,20	24,20

Tabela A4. (continuação) Resultados das análises físico-químicas de amostras de águas subterrâneas coletadas em agosto de 2018.

PS. As concentrações dos metais Ag, Ba, Cu, Cr, Ni e Se estiveram abaixo do limite de detecção, portanto não foram apresentadas nas tabelas.

		N.A.		ORP	Temp.	CE	OD	Alcalinidade	DQO	Cl	<b>SO</b> 4 <sup>2-</sup>	N-NO3 <sup>-</sup>	N-NO <sub>2</sub> -	N-NH4 <sup>-</sup>	F-	PO4 <sup>3-</sup>	СОТ
Amostra	Data	(m)	pН	(mV)	(°C)	(µS/cm)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)
P3	fev-19	29,0	6,5	175	22,4	70,0	0,0	24,8	39	1,1	0	1,0	0,003	0,00	0,00	0,23	7,8
P7	fev-19	8,4	5,1	284	22,8	388,0	0,0	0,0	35	33,0	0	19,0	0,004	0,06	0,00	0,08	5,5
P9	fev-19	16,3	5,4	309	22,7	53,0	0,0	5,0	1	5,0	1	2,4	0,004	0,00	0,09	0,08	4,3
P10	fev-19	13,6	5,1	295	22,9	15,0	0,0	0,0	60	2,6	0	1,8	0,002	0,01	0,00	0,07	6,2
P12	fev-19	19,4	6,3	-74	22,9	538,0	0,0	231,3	7	15,5	3	0,2	0,000	0,29	0,11	0,05	36,8
P13	fev-19	14,8	6,2	132	22,8	31,0	2,4	6,9	15	0,9	1	1,2	0,002	0,00	0,00	0,23	7,5
P13A	fev-19	7,6	5,9	165	23,5	46,0	6,3	15,8	75	1,4	0	0,5	0,002	0,01	0,05	0,31	4,8
P14	fev-19	7,8	6,5	-50	23,5	363,0	0,0	292,1	6	20,0	0	1,3	0,017	21,80	0,33	0,03	45,7
P14A	fev-19	1,0	6,5	-82	24,4	748,0	0,0	637,1	48	23,9	0	3,1	0,011	39,50	0,32	0,02	106,0
P15	fev-19	6,2	6,0	25	23,6	110,0	6,3	42,9	6	3,0	1	0,4	0,002	1,11	0,05	0,23	11,1
P15A	fev-19	7,9	5,6	14	23,3	110,0	0,0	47,5	145	3,3	3	0,4	0,001	1,28	0,00	0,10	6,8
P16	fev-19	5,7	4,3	215	23,2	105,0	0,0	0,0	35	13,6	2	11,3	0,001	0,04	0,00	0,05	4,5
P17	fev-19	10,4	6,6	49	22,6	30,0	0,0	9,6	100	1,1	0	0,3	0,003	0,73	0,00	0,51	28,0
P18	fev-19		4,7	175	23,6	355,0	0,0	0,0	15	90,5	0	0,8	0,003	2,07	0,08	0,03	
P27	fev-19		6,1	240	22,2	65,0	0,0	19,5	40	2,8	0	0,0	0,003	0,00	0,01	0,12	5,8
P29	fev-19	2,2	5,6	208	23,5	52,0	4,8	3,0	15	1,8	2	2,9	0,004	0,01	0,00	0,15	4,3
PJ	fev-19		6,2	-64	23,6	754,0	3,2	217,5	130	88,5	7	1,1	0,000	4,62	0,00	0,06	47,4

Tabela A5. Resultados das análises físico-químicas de amostras de águas subterrâneas coletadas em fevereiro de 2019 (continua).

Amostro	Pb (mg/L)	Mn (mg/L)	Fe (mg/I)	Cd	Zn	Mg		Sb	Ba (mg/L)	Al (mg/I)	Ca	Sr (mg/I)	Na (mg/L)	$\mathbf{K}$
Amostra	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)
P3	< BR	< BR	< BR	< BR	0,093	2,202	< BR	< BR	< BR	< BR	3,966	< BR	2,4	2,1
P7	< BR	1,593	< BR	< BR	< BR	0,267	< BR	< BR	< BR	< BR	2,976	< BR	25,5	40,8
P9	< BR	< BR	0,435	< BR	0,057	0,678	< BR	< BR	< BR	< BR	1,176	< BR	1,5	1,5
P10	< BR	< BR	< BR	< BR	0,015	0,519	< BR	< BR	< BR	< BR	< BR	< BR	0,3	0,6
P12	< BR	3,474	34,617	0,003	0,051	24,369	< BR	< BR	< BR	< BR	45,966	< BR	3,3	0,9
P13	0,06	< BR	< BR	0,003	0,048	0,420	< BR	0,021	< BR	< BR	< BR	< BR	1,5	2,1
P13A	< BR	< BR	< BR	< BR	< BR	1,554	< BR	0,072	< BR	< BR	< BR	< BR	1,8	1,2
P14	< BR	1,404	9,723	< BR	0,003	7,407	0,333	0,039	< BR	< BR	46,266	0,570	24,9	19,2
P14A	< BR	4,887	42,687	< BR	< BR	17,58	< BR	< BR	< BR	< BR	130,266	< BR	23,4	31,8
P15	< BR	0,090	3,417	< BR	0,006	5,439	< BR	< BR	< BR	< BR	2,676	< BR	3,6	3,3
P15A	< BR	1,098	23,337	0,003	0,051	1,224	< BR	< BR	< BR	< BR	0,726	< BR	0,9	1,2
P16	< BR	4,455	< BR	< BR	0,051	3,129	< BR	< BR	< BR	< BR	6,996	< BR	3,9	9,9
P17	< BR	< BR	0,072	0,012	0,054	0,318	< BR	< BR	< BR	< BR	< BR	< BR	0,3	2,1
P18	0,69	0,972	14,016	0,009	0,315	4,851	< BR	0,660	0,21	1,11	17,946	0,456	27,6	8,4
P27	0,81	< BR	< BR	0,009	0,078	3,213	< BR	0,600	0,03	0,51	2,286	0,321	0,9	2,4
P29	0,81	0,477	< BR	0,003	< BR	0,435	< BR	0,630	0,03	0,27	0,636	0,255	0,6	3,0
PJ	< BR	0,242	43,42	0,005	0,161	11,374	0,095	< BR	< BR	< BR	23,756	0,602	41,7	25,3

Tabela A5. (continuação) Resultados das análises físico-químicas de amostras de águas subterrâneas coletadas em fevereiro de 2019.

PS. As concentrações dos metais Ag, Cu, Cr, Ni e Se estiveram abaixo do limite de detecção, portanto não foram apresentadas nas tabelas.

		N.A.		ORP	Temp.	CE	OD	Alcalinidade	DQO	Cl	SO4 <sup>2-</sup>	N-NO <sub>3</sub> -	N-NO <sub>2</sub> -	N-NH4 <sup>-</sup>	F-	PO4 <sup>3-</sup>	СОТ
Amostra	Data	(m)	pН	(mV)	(°C)	(µS/cm)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)
P 3	ago-19	29,3	6,1	199	22,3	71,8	6,8	25,4	90	1,5	0	1,9	0,003	0,03	0,00	0,17	8,2
P 7	ago-19	8,5	4	443	23,5	219,4	3,7	0,0	12	11,5	10	1,0	0,003	0,02	0,02	0,03	5,8
P 9	ago-19	15,8	4,4	377	22,9	50,0	5,8	0,0	50	7,7	0	2,3	0,003	0,43	0,00	0,10	2,5
P 10	ago-19	13,6	4,4	339	24,0	46,3	4,9	0,0	14	6,1	0	1,6	0,003	0,49	0,03	0,07	2,0
P 12	ago-19	20,7	6,5	-67	22,8	523,0	6,3	258,1	10	7,1	0	0,4	0,000	3,00	0,12	0,04	53,3
P 13	ago-19	15,0	5,1	140	22,7	24,3	6,8	4,3	7	0,6	0	1,1	0,002	0,00	0,13	0,03	2,2
P 13 A	ago-19	7,7	5,4	223	23,5	47,2	3,4	18,8	15	1,6	0	0,5	0,003	0,08	0,15	0,04	5,3
P 15	ago-19	6,4	6,3	26	22,3	109,7	8,0	46,2	68	3,2	1	0,6	0,002	1,37	0,21	0,12	11,8
P 15 A	ago-19	8,9	5,8	14	22,1	108,3	0,9	49,5	82	2,1	19	0,2	0,003	1,86	0,00	0,04	4,7
P 16	ago-19	5,9	4,3	275	24,0	110,4	4,7	0,0	57	6,4	2	6,8	0,003	0,02	0,00	0,02	2,0
P 17	ago-19	10,3	5,5	195	22,3	24,6	7,6	6,6	46	0,9	0	0,3	0,003	0,01	0,12	0,09	3,0
P 18	ago-19	7,3	5,1	188	24,2	391,3	2,3	8,6	51	67,5	5	1,0	0,002	3,45	0,07	0,03	9,2
P 27	ago-19	3,7	5,5	268	23,8	33,8	1,7	20,5	20	3,7	0	0,0	0,003	0,01	0,06	0,04	7,3
P 29	ago-19	2,0	4,9	263	22,8	65,6	3,7	3,0	5	2,7	4	3,8	0,003	0,00	0,14	0,03	0,0
PJ	ago-19	1,3	6,6	-88	19,5	592,0	2,7	225,4	31	58,5	0	2,5	0,000	133,50	0,00	0,02	59,5

Tabela A6. Resultados das análises físico-químicas de amostras de águas subterrâneas coletadas em agosto de 2019 (continua).

	Pb	Mn	Fe	Cd	Zn	Mg	Со	Ba	Ca	Sr	Na	K
Amostra	(mg/L)											
P 3	0,02	0,020	1,000	0,001	0,117	3,0	< BR	< BR	6,2	0,059	2,2	1,7
Р7	0,04	0,112	2,000	0,002	0,029	1,0	< BR	< BR	2,48	0,029	10,3	15,9
P 9	0,02	0,029	0,791	< BR	0,011	1,0	< BR	< BR	2,95	0,001	1,2	0,7
P 10	0,02	0,017	0,161	0,002	0,006	1,0	< BR	< BR	1,41	< BR	0,4	0,4
P 12	0,02	1,000	31,183	< BR	0,046	35,8	0,095	0,09	46,24	0,838	4,4	1,0
P 13	0,02	0,005	0,246	< BR	0,011	0,8	< BR	< BR	1,60	< BR	0,5	1,3
P 13 A	0,02	< BR	< BR	0,003	0,011	3,0	< BR	< BR	2,92	< BR	1,2	0,8
P 15	0,01	0,070	4,000	< BR	0,016	7,7	< BR	0,02	6,26	0,026	3,2	2,4
P 15 A	0,01	0,332	28,813	0,004	0,014	1,0	< BR	0,01	3,21	< BR	0,7	0,4
P 16	0,01	< BR	< BR	< BR	0,042	3,0	< BR	0,11	4,03	0,018	1,5	2,8
P 17	0,02	< BR	< BR	0,002	0,000	0,8	< BR	0,03	1,93	< BR	0,4	0,9
P 18	< BR	0,346	12,763	< BR	0,063	7,2	< BR	0,25	7,39	0,142	34,5	8,3
P 27	0,02	< BR	0,034	< BR	0,074	6,8	< BR	0,05	7,87	0,024	0,9	1,3
P 29	0,01	0,800	0,025	< BR	0,047	1,0	< BR	0,12	4,49	< BR	0,6	2,0
PJ	0,02	0,233	55,343	0,002	0,191	12,6	< BR	0,51	25,00	0,509	39,9	20,8

Tabela A6. (continuação) Resultados das análises físico-químicas de amostras de águas subterrâneas coletadas em agosto de 2019.

PS. As concentrações dos metais Ag, Al, Cu, Cr, Ni e Se estiveram abaixo do limite de detecção, portanto não foram apresentadas nas tabelas.

ANEXO B

RESULTADOS DAS ANÁLISES FÍSICOQUIMICAS DE AMOSTRAS DE ÁGUAS SUPERFICIAIS

Amostra	Data	nH	CE (uS/cm)	Alcalinidade	DQO (mg/L)	Cl <sup>-</sup>	N-NO <sup>3</sup>	N-NO <sub>2</sub> - (mg/L)	N-NH4 <sup>-</sup> (mg/L)	F <sup>-</sup>	$PO_4^{3-}$	COT (mg/L)
N1	1.1 17	67	1410.0	525.6	127	(mg/L) 07.5	(mg/L)	0.076	24.00	0.20	0.26	126.9
INI	Jui-1/	0,7	1419,0	555,0	137	07,5	/,/	0,070	24,90	0,39	0,50	120,0
N2	Jul-17	6,8	1019,0	444,6	118	62,5	2,1	0,008	24,00	0,26	0,11	110,9
J1	Jul-17	7,1	792,2	108,5	251	118,0	10,6	0,558	1,98	0,90	0,08	86,3
J2	Jul-17	7,1	43,9	20,8	14	1,5	0,3	0,008	0,03	0,03	0,01	5,6
М	Jul-17	7,2	37,8	16,1	10	0,6	0,3	0,003	0,00	0,00	0,05	5,3

Tabela B1. Resultados das análises físico-químicas de amostras de águas superficiais coletadas em julho de 2017 (continua).

Tabela B1. (continuação) Resultados das análises físico-químicas de amostras de águas superficiais coletadas em julho de 2017.

Amostra	Pb (mg/L)	Mn (mg/L)	Fe (mg/L)	Cd (mg/L)	Zn (mg/L)	Mg (mg/L)	Ba (mg/L)	Al (mg/L)	Ca (mg/L)	Sr (mg/L)	Na (mg/L)	K (mg/L)
N1	< BR	0,46	7,172	< BR	0,067	14,613	0,29	0,23	21,187	0,743	56,7	78,5
N2	< BR	0,542	2,912	< BR	0,006	20,293	0,21	0,06	34,187	0,659	43,3	39,7
J1	< BR	0,033	0,986	0,017	0,053	9,403	0,06	0,56	18,787	0,341	51,7	60,5
J2	< BR	0,078	0,624	0,012	0,033	0,991	< BR	0,15	1,557	0,052	1,1	0,7
М	< BR	0,013	0,18	0,005	0,033	0,591	< BR	0,1	0,627	0,04	0,7	0,5

Tabela B2. Resultados das análises físico-químicas de amostras de águas superficiais coletadas em dezembro de 2017 (continua).

Amostra	Data	рН	ORP (mV)	Temp.(°C)	CE (µS/cm)	Alcalinidade (mg/L)	DQO (mg/L)	Cl <sup>-</sup> (mg/L)	N-NO3 <sup>-</sup> (mg/L)	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	N-NH4 <sup>-</sup> (mg/L)	F <sup>-</sup> (mg/L)	PO4 <sup>3-</sup> (mg/L)	COT (mg/L)
N1	dez-17	8,6	83	17,5	1104,0	475,8	69	52,5	3,0	0,025	56,75	0,26	0,12	151,7
N2	dez-17	8,7	48	17,1	920,0	452,4	89	52,5	1,8	0,011	52,00	0,27	0,12	120,5
J2	dez-17	8,8	152	17,2	22,4	33,8	16	2,6	0,6	0,004	0,09	0,03	0,00	8,7

	Pb	Mn	Fe	Cd	Zn	Mg	Со	Ba	Al	Ca	Sr	Na	K
Amostra	(mg/L)												
N1	0,02	0,230	0,992	0,008	0,044	23,57	< BR	< BR	< BR	44,2	0,72	45,7	50,9
N2	0,01	0,388	0,737	< BR	0,054	16,57	< BR	< BR	< BR	31,2	0,47	37,9	37,7
J2	0,03	0,078	0,672	< BR	0,031	2,68	< BR	< BR	< BR	5,54	0,08	1,6	1,5

Tabela B2. (continuação) Resultados das análises físico-químicas de amostras de águas superficiais coletadas em dezembro de 2017.

Tabela B3. Resultados das análises físico-químicas de amostras de águas superficiais coletadas em abril de 2018 (continua).

			ORP	CE	Alcalinidade	DQO	Cl	SO4 <sup>2-</sup>	N-NO3 <sup>-</sup>	N-NO <sub>2</sub> -	N-NH4 <sup>-</sup>	F-	PO4 <sup>3-</sup>	СОТ
Amostra	Data	pН	(mV)	(µS/cm)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)
N1	abr-18	7,2	-72	955,0	655,2	160	16,4	0	2,1	81,014	37,75	0,24	0,10	59,0
N2	abr-18	7,2	-75	840,0	420,0	160	11	0	1,5	0,022	33,75	0,15	0,08	55,6
J1	abr-18	5,6	69	480,0	468,0	298	7	0	1,2	0,041	1,10	0,45	0,10	32,5
J2	abr-18	5,6	61	68,0	14,4	71	2,6	0	0,3	0,002	0,60	0,00	0,50	5,3

Tabela B3. (continuação) Resultados das análises físico-químicas de amostras de águas superficiais coletadas em abril de 2018.

	Pb	Mn	Fe	Cd	Zn	Mg	Ba	Ca	Sr	Na	K
Amostra	(mg/L)										
N1	< BR	0,013	1,03	0,007	0,05	36,80	< BR	392,35	0,78	37,30	49,80
N2	< BR	0,654	0,101	< BR	< BR	26,08	< BR	286,35	0,75	31,90	35,80
J1	< BR	0,160	1,28	0,006	0,14	24,17	0,65	307,35	0,52	21,30	28,80
J2	< BR	0,148	1,60	0,002	0,04	2,01	< BR	3,34	0,04	5,60	1,00

			ORP	CE	Alcalinidade	DQO	Cl	SO4 <sup>2-</sup>	N-NO3 <sup>-</sup>	N-NO <sub>2</sub> -	N-NH4 <sup>-</sup>	F-	PO4 <sup>3-</sup>
Amostra	Data	pН	(mV)	(µS/cm)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)
N1	ago-18	6,8	-99	1226,0	436,1	50	51,5	0	1,8	0,004	65,00	0,18	0,20
N2	ago-18	6,8	-89	851,8	323,4	66	42	0	1,5	0,005	37,50	0,02	0,13
J2	ago-18	6,9	95	61,5	2,5	9	2,3	1	0,2	0,003	0,07	0,00	0,11
М	ago-18	7	215	54,5	3,5	4	0,5	0	0,2	0,003	0,02	0,00	0,10

Tabela B4. Resultados das análises físico-químicas de amostras de águas superficiais coletadas em agosto de 2018 (continua)

Tabela B4. (continuação) Resultados das análises físico-químicas de amostras de águas superficiais coletadas em agosto de 2018.

	Pb	Mn	Fe	Cd	Zn	Mg	Со	Sb	Al	Ca	Sr	Na	K
Amostra	(mg/L)												
N1	< BR	0,302	1,70	0,010	0,16	9,40	< BR	0,177	< BR	16,81	0,42	47,40	46,10
N2	< BR	0,498	0,56	0,008	0,13	9,93	< BR	0,225	< BR	21,51	0,45	40,60	43,20
J2	< BR	0,095	0,04	< BR	0,00	1,83	< BR	< BR	< BR	3,12	0,02	1,30	1,00
М	< BR	0,074	0,64	0,015	0,10	4,37	< BR	0,241	< BR	7,82	0,13	11,10	10,20

Tabela B5. Resultados das análises físico-químicas de amostras de águas superficiais coletadas em fevereiro de 2019 (continua).

			ORP	Temp.	CE	OD	Alcalinidade	DQO	Cŀ	SO4 <sup>2-</sup>	N-NO <sub>3</sub> -	N-NO <sub>2</sub> -	N-NH4 <sup>-</sup>	F-	PO4 <sup>3-</sup>	СОТ
Amostra	Data	pН	(mV)	(°C)	(µS/cm)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)
N1	fev-19	6,8	-116	22,5	1280,0	3,2	438,6	100	59	0	0,9	0,002	47,00	0,36	0,33	62,4
N2	fev-19	6,8	-64	21,5	876,0	4,3	319,4	15	44	0	2,1	0,006	71,50	0,31	0,16	44,2
J1	fev-19	7,3	100	22,7	246,0	3,2	42,2	140	41	1	1,6	0,004	0,42	0,14	0,50	42,9
J2	fev-19	8	-63	22,5	55,0	4,8	19,8	28	1,6	0	0,1	0,002	0,05	0,03	0,12	7,1
М	fev-19	8,1	88	22,7	45,0	4,8	19,5	0	0,6	0	0,1	0,002	0,00	0,00	0,10	7,0

	Pb	Mn	Fe	Cd	Zn	Mg	Со	Sb	Ba	Al	Ca	Sr	Na	K
Amostra	(mg/L)													
N1	0,93	0,918	27,477	0,009	0,108	10,446	< BR	0,72	0,63	0,48	23,586	0,561	55,5	62,4
N2	0,84	0,981	5,265	0,012	0,039	9,354	< BR	0,78	0,51	0,27	20,676	0,561	39,9	46,5
J1	< BR	0,059	2,176	0,003	0,224	3,004	< BR	< BR	< BR	< BR	10,246	0,111	21,4	13,2
J2	< BR	0,027	0,687	< BR	0,003	1,647	< BR	0,02	< BR	< BR	2,196	< BR	1,2	1,5
М	0,87	< BR	0,036	0,003	0,027	1,764	< BR	0,60	0,24	0,60	0,636	0,192	0,6	0,9

Tabela B5. (continuação) Resultados das análises físico-químicas de amostras de águas superficiais coletadas em fevereiro de 2019.

Tabela B6. Resultados das análises físico-químicas de amostras de águas superficiais coletadas em agosto de 2019 (continua).

			ORP	Temp.	CE	OD	Alcalinidade	DQO	Cl	SO4 <sup>2-</sup>	N-NO <sub>3</sub> -	N-NO <sub>2</sub> -	N-NH4 <sup>-</sup>	F-	PO4 <sup>3-</sup>	СОТ
Amostra	Data	pН	(mV)	(°C)	(µS/cm)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)
N1	ago-19	7,3	-156	16,7	565,0	1,8	451,1	63	40	75	2,92	0,017	181,00	0,45	0,05	122,1
N2	ago-19	7,1	-111	17,2	902,0	2,5	372,9	42	38	64	2,2	0,007	177,00	0,40	0,04	101,3
J2	ago-19	6,7	23	16,4	44,5	7,4	18,2	50	1,7	0	0,4	0,003	0,10	0,17	0,01	5,6
М	ago-19	7,1	164	15,1	21,1	8,2	18,8	21	0,6	0	0,3	0,003	0,04	0,01	0,03	4,5

Tabela B6. (continuação) Resultados das análises físico-químicas de amostras de águas superficiais coletadas em agosto de 2019.

	Pb	Mn	Fe	Cd	Zn	Mg	Со	Ba	Ca	Sr	Na	K
Amostra	(mg/L)											
N1	0,03	0,566	2,000	0,007	0,289	17,4	< BR	0,51	44,64	0,589	46	43,3
N2	0,02	0,381	5,000	< BR	0,175	13,3	< BR	0,36	28,29	0,396	44,2	41,2
J2	0,02	0,068	0,659	0,001	0,171	2,0	< BR	0,10	4,06	0,004	1,7	0,6
М	< BR	0,005	< BR	< BR	0,042	2,0	< BR	0,10	3,70	< BR	0,7	0,4

ANEXO C

VARIAÇÃO TEMPORAL DE PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS E SUPERFICIAIS



Figura C1. Variação dos valores de condutividade elétrica nos pontos de monitoramento.



Figura C2. Variação dos valores do potencial de oxidorredução nos pontos de monitoramento.



Figura C3. Variação dos valores de DQO nos pontos de monitoramento.



Figura C4. Variação dos valores de alcalinidade nos pontos de monitoramento.



Figura C5. Variação das concentrações de cloretos nos pontos de monitoramento.



Figura C6. Variação das concentrações de nitrogênio amoniacal nos pontos de monitoramento.

ANEXO D

RELATÓRIO DE ANÁLISES DE METAIS PELO LABORATÓRIO *PLANTEC P.T.A. LTDA* 

	Nº Amostra: 516-1/2019.0 - P3	
Tipo de Amoetra: Água Subterránea		
Data Coleta: 25/09/2019 10:30	Data Recebimento: 09/10/2019 10/25	
Diâmetro do Poço (*): 0	Profundidade do Poço (m): 0	
Coluna de Água (m): 0	Nivel Estitico (m): 0	
Volume de Águs (L): 0	Chuva nas Üttimas 24h?: NA	
Lonaltude: Nilo Informado	Latitude: Não Informado	

Resultados Analiticos	

Metals					
Análise	Resultado	LQ	Incerteza	Referência	Data Análiee
Aluminio	< 100,00000 µg/L	100,00000	•	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Antimónio	102,70000 µg/L	10,0000	2,5675	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Aratinio	< 10,00000 µg/L	10,0000	-	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Bário	915,40000 µg/L	10,0000	5,4224	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Bertilo	< 10,00000 µg/L	10,00000	-	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Biamuto	< 10,00000 µg/L	10,00000	-	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Boro	< 10,00000 µg/L	10,00000		SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Cildmio	< 10,00000 µgA.	10,00000	0,0016	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Cálcio	6323,00000 µg4.	100,00000	-	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Chumbo	< 10,00000 µg/L	10,00000		SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Cobalto	< 10,00000 µg/L	10,00000	-	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Cobre	63,20000 µg4.	10,00000	0,3792	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Cromo	39,10000 µg/L	10,00000	0,3128	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Estanho	< 10,00000 µg/L	10,00000	-	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Estitincio	797,50000 µgl.	10,00000	11,165	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Ferro	908,70000 µg/L	100,00000	25,4438	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Fóstoro	< 10,00000 µg/L	10,00000	-	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Lito	< 10,00000 µg/L	10,00000	0,0195	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Magnésio	3986,80000 µg4.	100,00000	42,8016	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Margante	< 10,00000 µg/L	10,00000	-	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Mercúrio	< 1,00000 µa/.	1,00000	-	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Malladinia	< 10.00000 up/.	10,00000	0.0168	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Niguel	13,70000 µg4.	10,00000	0.0959	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Potássio	4241,20000 upt.	500,00000	69,3768	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Pada	< 10,00000 µg/L	10,00000	-	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Ródio	3.73000 µal.	1,00000	-	SMWW, 23* Ed., 3125 B. 2017.	14/10/2019
Selénio	< 10.00000 µpt.	10,00000	-	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Sódo	2432.40000 upt.	500.00000	34,0538	SMWW, 23* Ed. 3125 B. 2017.	14/10/2019
TMIp	< 10.00000 µpt.	10,0000	-	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Titànio	< 10.00000 upt.	10,0000	0.0756	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Uránio	< 10.00000 upt.	10,0000	0.0033	SMWW, 23* Ed. 3125 B. 2017.	14/10/2019
Vanido	41.40000 µc4	10,00000	0.3312	SMWW, 23* Ed. 3125 B. 2017.	14/10/2019
Tinen	1084 40000	*******	22.20.00	CHEMAN 238 E4 2126 B 2017	14000010

	Nº Amostra: 519-1/2019.0 - P7		
Tipo de Amostra: Água Bubterránes			
Data Coleta: 25/08/2019 11:15	Data Recebimento: 09/10/2019 10:30		
Diâmetro do Pogo (*): 0	Profundidade do Pogo (m): 0		
Coluna de Água (m): 0	Nivel Estático (m): 00		
Adume de Água (L): 0 Chuva nas Ottimas 24h?: NA			
englitude: Não Informado			

	Metals					
Analities	Resultado	10	Incenteza	Referência	Data Andriae	
Auminio	162,20000 µg/t.	100,00000	18,7214	8MWW, 29*Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019	
Antimónio	< 10,00000 µg/L	10,00000		SMWW, 29*Ed, 3125B, 2017.	14/10/20 19	
Asiatio	< 10,00000 µg/L	10,00000		SMWW(23*Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019	
Bário	1281,80000 µg4.	10,00000	7,8008	SM/W(29*Ed, 9125B, 2017.	14/10/2010	
Berlin	< 10,00000 µg/L	10,00000	0,00398	SMWW, 23*Ed, 3125B, 2017.	14/10/2019	
Bierrato	< 10,00000 µg/L	10,00000	1.025	SMWW, 29*E4, 3125 B, 2017.	14/10/2019	
Baro	401,00000 µg/L	10,00000	9,824	BMW(29*64, 3125B, 2017.	14/10/2019	
Clédmia	< 10,00000 pg/L	10,00000	•	SMMW( 29*Ed, 3125 B, 2017	14/10/2010	
Cáide	1362,70000 µg/.	100,00000	1.4	8MWW, 29*Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019	
Chambo	< 10,00000 µg/L	10,00000	0.000	SMWW, 29*Ed, 3125B, 2017.	14/10/20 19	
Cobelto	< 10,00000 µg/L	10,00000	0,033	SMWW(23*Ed, 3125 B, 2017.	14/10/2019	
Cobre	242,00000 µg/L	10,00000	1,4574	SM/W(29*Ed, 9125B, 2017.	14/10/2010	
Cromo	47,10000 µgl.	10,00000	0,3288	SMWW, 23*Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019	
Esterito	14,40000 µgf.	10,00000	0,5618	SMWW, 29*E4, 3125 B, 2017.	14/10/2019	
Estróncio	587,50000 µg/L	10,00000	8,225	EMWW(29*Ed, 3125B, 2017.	14/10/2019	
Ferro	1407,10000 µgl.	100,00005	35,3985	SMMW( 29*Ed, 3125 B, 2017	14/10/3010	
Féeloro	< 10,00000 µgl.	10,0000	1.0	8MWW, 29*Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019	
Lite	< 10,00000 µg/L	10,00000	0,0104	SMWW, 29*Ed, 3125B, 2017.	14/10/20 19	
Magnésio	1610,10000 µg4.	100,00000	10,3212	SMWW(23*Ed, 3125 B, 2017.	14/10/2019	
Mangandis	983,30000 µg/L	10,00000		SMWW(29*Ed, 3125B, 2017.	14/10/2010	
Mercizio	< 1,00000 µg/L	1,00000		SMWW, 23*Ed, 3125B, 2017.	14/10/2019	
Molbolinio	< 10,00000 µg/L	10,00000	0,0005	SMWW, 29*E4, 3125B, 2017.	14/10/2010	
Nicquei	130, 10000 µg/L	10,00000	0,9407	EMWW(29*64, 3125B, 2017.	14/10/2019	
Pottenio	58-498, 40000 µg/t.	500,000005	818,5578	SMMW( 29*Ed, 3125 B, 2017	14/10/2010	
Prata	< 10,00000 µg/.	10,00000		8MWW, 29*Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019	
Ródio	2,40000 ppl.	1,00000	0.000	SMWW, 29*Ed, 3125B, 2017.	14/10/20 19	
Salinio	< 10,00000 µg/L	10,00000		SMWW(23*Ed, 3125 B, 2017.	14/10/2019	
Bódio	18825,30000 µg/l,	500,00000	263,5542	SM/W(29*Ed, 3125B, 2017.	14/10/2010	
Tálio	< 10,00000 µg/L	10,00000	0,038	SMWW, 23*Ed, 3125B, 2017.	14/10/2019	
Titlinio	16,30000 µg/.	10,00000	0,1467	SMWW, 29*E4, 3125 B, 2017.	14/10/2019	
Urdinic	< 10,00000 µgft,	10,00000	0,0055	EMWW(29*Ed, 3125B, 2017.	14/10/2010	
Vanido	48,50000 µg4.	10,00000	0,372	SMMW, 29*Ed, 3125 8, 2017	14/10/2010	
Zhep	108,50000 µgt.	10,0000	15,4105	8MWW 23*Ed, 3125 B, 2017.	14/10/2019	

	Nº Amostra: 502-1/2019.0 - P9	
Tipo de Amoetra: Água Subtemànea		
Data Coleta: 25/09/2019 07:30	Data Recebimento: 09/10/2019 03:05	
Diâmetro do Pogo (*): 0 Profundidade do Pogo (m): 0		
Coluna de Água (m): 0 Nivel Estático (m): 0		
Volume de Água (L): 0 Chuva nas Úttimas 24h?: NA		
Longitude:	Latitude:	

Resultados Analiticos	

Metals					
Análieo	Resultado	LQ	Incerteza	Referência	Data Análise
Aluminio	441,20000 µgL	100,00000	38,3844	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Antimónio	< 10,00000 µg/L	10,00000	0.042	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Aratinio	< 10,00000 µg/L	10,0000		SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Bário	2426,10000 µgfL	10,0000	14,5568	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Bertio	< 10,00000 µg/L	10,00000	0,00234	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Biamuto	< 10,00000 µg/L	10,0000	· · · · ·	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Boro	13,70000 µg4.	10,0000	0,3288	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Cádmio	< 10,00000 µg/L	10,0000		SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Cálcio	1161,50000 µg4.	100,00000		SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Chumbo	13,90000 µg4.	10,00000	0,0834	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Cotaito	141,90000 µgl.	10,0000	0,8514	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Cobre	134,60000 µgl.	10,0000	0,8076	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Cromo	< 10,00000 µg/L	10,00000	0,0512	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Estanho	14,30000 µg4.	10,00000	0,9577	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Estitincio	461,70000 µgl.	10,00000	6,4638	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Ferro	2712,30000 µg4.	100,00000	75,9444	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Fósforo	< 1,00000 µg/L	1,00000	-	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Litto	< 1,00000 µg/L	1,00000	0,00131	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Magnésio	1193,70000 µg4.	100,00000	14,3244	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Margante	321,70000 µg1.	10,0000	1	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Mercúrio	< 1,00000 µg/L	1,00000	-	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Malibátnia	< 10,00000 µg/L	10,0000	0,0056	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Niquel	301,40000 µg/L	10,00000	2,1098	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Potássio	3086,70000 µgfL	500,00000	42,9338	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Preta	< 10,00000 µg/L	10,00000		SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Ródio	< 1,00000 µg/L	1,00000	0.823	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Selēnio	< 10,00000 µg/L	10,0000	1.000	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Sódio	1631,80000 µg4.	500,00000	22,8452	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Tálio	< 10,00000 µg/L	10,00000	0,0096	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Titânio	< 10,00000 µg/L	10,00000	0,0585	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Urânio	< 10,00000 µg/L	10,00000	0,0022	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Vanádlo	< 10,00000 µg/L	10,00000	0,04144	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Zinco	813.0000 µgl.	10,00000	13.821	SMWW, 23* E4, 3125 B, 2017.	14/10/2019

	Nº Amostra: 517-1/2019.0 - P10	
Tipo de Amoetra: Água Subientines		
Deta Coleta: 25002019 10.45	Data Recebimento: 09/102019 10:27	
Diâmetro do Popo (*): 0	Profundidade do Pogo (m): 0	
Coluna de Água (m): 0	Nivel Estático (m): 0	
Volume de Água (L): 0	Chuva nas Uttimas 24h7; NA	
Longitude:	Latitude:	

		Metals			
Análise	Resultado	10	Incenteura	Feferéncia	Data Andribe
Alumínio	< 100,00000 µgA,	100,00000	+	SMMW, 29*64, 31258, 2017.	14/10/2019
Antimónio	< 10,00000 µgA.	10,00000		SMWW, 29*Ed., 31258, 2017.	14/10/2019
Animo	< 10,00000 µg/L	10,00000	2	SMWW, 29*64, 31258, 2017.	14/10/2010
Béfo	< 10,00000 µg/L	10,00000	- e	SMWW, 234 Ed., \$125 B, 2017.	14/10/2019
Berlio	< 10,00000 µg/L	10,00000	0,0009	SMWW, 29*64, 31258, 2017.	14/102019
Bando	< 10,00000 µg/L	10,00000	4	SMWW, 22*64, 31258, 2017.	14/10/2019
Baro	< 10,00000 µg/L	10,00000	0,2138	SMWW, 294 Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Cédmio	< 10,00000 µg/L	10,00000	0,0032	SMWW, 234 Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Célicio	< 100,00000 µgA,	100,00000	+	SMAWI, 23*64, 31258, 2017.	14/10/2019
Chumbo	< 10,00000 µg/.	10,00000		SMWW, 29*Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Coballo	29,50000 µg4.	10,00000	Q,177	SMWW, 29*64, 31258, 2017.	14/10/2010
Cobre	291,00000 µg/L	10,00000	1,390	SMWW, 234 Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Croma	19,60000 µg/L	10,00000	0,1558	SMWW, 29*6d, 31258, 2017.	14/102019
Estanho	< 10,00000 µg/L	10,00000	4	SMWW, 22*64, 31258, 2017.	14/10/2019
Extrôncia	168,00000 µgt.	10,00000	2,952	SMWW, 29*Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Ferro	< 100,00000 µg/L	100,00000	2	SMWW, 294 Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Fósfaro	< 10,00000 pgA.	10,00000	(÷	SMMW, 23*64, 31258, 2017.	14/10/2019
Lilie	< 10,00000 µgA.	10,00000	0,0195	SMWW, 29*Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Magnésio	1392,40000 µg4.	100,00000	16,3488	SMWW, 29*64, 31258, 2017.	14/10/2010
Manganile	< 10,00000 µg/L	10,00000		SMWW, 234 Ed., \$125 B, 2017.	14/10/2019
Merssiria	< 1,00000 µg/L	1,00000		SMWW, 29*6d, 31258, 2017.	14/10/2019
Molodinio	< 10,00000 µg/L	10,00000	0,0982	SMWW, 22*Ed., 31258, 2017.	14/10/2019
Niquel	130,00000 µg/L	10,00000	0.01	SMWW, 29* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Potlesio	< 500,00000 µg/L	500,00000	4,5806	SMWW, 294 Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Prata	< 10,00000 pgA.	10,00000	4	SMMW, 23*64, 31258, 2017.	14/10/2019
Ródio	11,28000 µgl.	1,00000		SMWW, 29*Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Seithio	< 10,00000 µg/L	10,00000	2	SMWW, 23*Ed., 31258, 2017.	14/10/2010
Sódo.	790,90000 µg/L	500,00000	11,0728	SMWW, 234 Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Tálo	< 10,00000 µg/L.	10,00000		SMWW, 29*Ed., 3125B, 2017.	14/102019
Titánia	< 10,00000 µg/L	10,00000	0,0567	SMWW, 22*68, 31258, 2017.	14/10/2019
Untria	< 10,00000 µg/L	10,00000		SMMW, 29*Ed, 3125B, 2017.	14/10/2019
Vanádo	< 10,00000 µg/L	10,0000	0,0408	SMWW, 23*Ed, 31258, 2017.	14/10/2019
Zinco	280,70000 µgA.	10,00000	4,7719	SMMW, 23*64, 31258, 2017.	14/10/2019

	Nº Amostra: 514-1/2019.0 - P12	
Tipo de Amosita: Águe Subtenimen		
Data Coleta: 25092019 10:00	Data Recebimento: 08/102019 10:20	
Dilimetro do Popo (*): 0 Profundidade do Popo (m): 0		
Coluna de Águe (III): 0	Nivel Estator (m): 0	
Volume de Água (L): 0	Chuve nas Últimas 2417: NA	
Longitude: Niko Informado	Latitude: Nilo Informatio	

		Metais			
Analites	Resultado	10	Incertaze	Federencia	Date Arabise
Atuminio	< 100,00000 µg/.	100,00005	0,6005	SMWW, 29*Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2010
Ardinónio	< 10,00000 µg/L	10,00000		BMWW, 29*6d, 31258, 2017.	14/10/2010
Analizio	88,20000 µg/t.	10,00000	2,6722	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Báro	6775,00000 µg4.	10,00000	40,65	SMWW, 29*6d, 31258, 2017.	14/10/2019
Bertio	< 10,00000 µg/L	10,00000	(4)	SMWW, 22*58, 31258, 2017.	14/10/2019
Bamulo	< 10,00000 µg/L	10,00000		SMWW, 29*6d, 3125 B, 2017.	14/10/2019
Baro	< 10,00000 µg/L	10,00000		SMWW, 29* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Caldreio	< 10,00000 pg/L	10,00000	÷.	SMAW, 234 64, 3125 8, 2017.	14/10/2019
Cáldo	39840, 30000 µg/t.	100,00005		SMWW, 29*Ed., 3125 B, 2017.	14/10/20 19
Chambo	28,00000 µg4.	10,00000	0,158	SMWW, 23* Ed., 3125 8, 2017.	14/10/2010
Cobalto	483, 10000 µg/L	10,00000	2,8088	SMWW, 23* Ed., \$125 B, 2017.	14/10/2019
Cobre	80,60000 µg4.	10,00000	0,4836	SMWW, 29*6d, 31258, 2017.	14/10/2019
Crama	17,30000 µgl.	10,00000	0,1384	SMWW, 22*Ed., 31258, 2017.	14/10/2019
Estanho	28,80000 µg/.	10,00000	1,1290	SMWW, 294 Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Entrato	1098,00000 µg/.	10,00000	15,386	SMWW, 29* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Fano	190096,30000 µgf.	100,00000	5322,752	SM/WI, 234 64, 3125 8, 2017.	14/10/2019
Féaloro	< 10,00000 µgA.	10,00000		SMWW, 29*Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2010
Lille	< 10,00000 µg/L	10,00000	0,0028	BMWW, 23*6d, 91258, 2017.	14/10/2010
Magnésio	37228,30000 µg/L	100,00000	446,7306	SMWW, 23* Ed., \$125 B, 2017.	14/10/2019
Manganda	8354,60000 µg4.	10,00000		SMWW, 29*6d, 31258, 2017.	14/10/2019
Mercório	< 1,00000 µgA.	1,00000	4	SMWW, 22*58, 31258, 2017.	14/10/2019
Molibdinio	< 10,00000 µg/L	10,00000	0,0224	SMWW, 29*6d, 3125 B, 2017.	14/10/2019
Niquel	290,00000 µgt.	10,00000	1,9883	SMWW, 234 Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Potienio	4045,50000 µgf.	500,00000	98,837	SMAW, 23*64, 31258, 2017.	14/10/2019
Prata	< 10,00000 µgA.	10,00000	-	SMWW, 29*Ed., 3125 B, 2017.	14102019
Ródio	5,17000 µg/L	1,00000	- 12 -	BMWW, 29*6d, 91258, 2017.	14/10/2010
Siélénio	< 10,00000 µg/L	10,00000	(H)	SMWW, 23* Ed., \$125 B, 2017.	14/10/2019
Sóda	8640,60000 µg4.	500,00000	120,9864	SMWW, 29*6d, 31258, 2017.	14/10/2019
Tálio	< 10,00000 µgt.	10,00000	0,009	SMWW, 22*58, 31258, 2017.	14102919
Titlinia	< 10,00000 µg/L.	10,00000		SMWW, 29* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2010
Untinio	< 10,00000 µg/L	10,00000		SMWW, 29* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Vanido	< 10,00000 pg/L	10,00000		SMAW, 23*64, 31258, 2017.	14/10/2019
Ziren	1434,50000 µg4.	10,00000	24,3865	SMWW, 25*Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019

	Nº Amostra: 500-1/2019.0 - P13	
Tipo de Amoetra: Água Subterránea		
Data Coleta: 25/09/2019 07:00	Data Recebimento: 09/10/2019 08:54	
Diâmetro do Popo (*): 0	Profundidade do Poço (m): 0	
Coluna de Água (m): 0	Nivel Estático (m): 0	
Volume de Águs (L): 0	Chuva nas Últimas 24h7: Não	
Longitude:	Latitude:	

Metala							
Anilise	Resultado	LQ	Incerteza	Referência	Data Análiee		
Aluminio	11,90000 µg4.	10,0000	1,0353	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019		
Antimónio	< 10,00000 µg/L	10,0000	-	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019		
Arsénio	< 10,00000 µg/L	10,00000	-	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019		
Bárlo	1876,70000 µgt.	10,0000	11,2802	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019		
Bertio	< 10,00000 µg/L	10,00000	0,00061	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019		
Bienuto	< 10,00000 µg/L	10,00000	-	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019		
Baro	< 10,00000 µg/L	10,00000		SMWW, 23*Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019		
Cádmio	< 10,00000 µg/L	10,00000	-	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019		
Cálcio	1157,40000 µgt.	100,00000		SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019		
Chumbo	< 10,00000 µg/L	10,00000	0,0093	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019		
Cobalto	< 10,00000 µg/L	10,00000	0,033	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019		
Cobre	59,10000 µg4.	10,00000	0,3546	SMWW, 23*Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019		
Cromo	25,90000 µg4.	10,00000	0,2072	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019		
Estanho	< 10,00000 µg4.	10,00000	-	SMWW, 23*Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019		
Estráncio	419,80000 µgL	10,0000	5,8772	SMWW, 23*Ed, 3125 B, 2017.	14/10/2019		
Ferro	605,80000 µg/L	100,00000	14,1824	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019		
Fósforo	< 10,00000 µg4.	10,00000	-	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019		
Lito	< 10,00000 µg4.	10,0000	0,00507	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019		
Magnésio	749,80000 µg1.	100,00000	8,9976	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019		
Marganés	71,90000 µg4.	10,00000		SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019		
Mercário	< 1,00000 µg/L	1,00000		SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019		
Molibditnio	< 10,00000 µg4.	10,00000	0,00872	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019		
Niguel	102,70000 µg/L	10,00000	0,7189	SMWW, 23*Ed, 3125 B, 2017.	14/10/2019		
Potássio	11810,00000 µg/L	500,00000	165,34	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019		
Prata	< 10,00000 µg/L	10,0000	-	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019		
Ródio	4,15000 µg/L	1,00000	-	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019		
Selēnio	< 10,00000 µg/L	10,00000	-	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019		
Sódio	747,50000 µgl.	500,00000	10,465	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019		
Tálio	< 10,00000 µpt.	10,00000	0,0016	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019		
Titànio	< 10,00000 µpt.	10,00000	0,05454	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019		
Urámio	< 10,00000 µpt.	10,00000	0,00396	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019		
Vanádlo	20,70000 µg4.	10,00000	0,1656	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019		
Zinco	1278,30000 µgfL	10,00000	21,7311	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019		
	Nº Amostra: 521-1/2019.0 - P13A						
-----------------------------------	-----------------------------------	--					
Tipo de Amostra: Águs Subtentines							
Data Coleta: 25092019 11:45	Data Recebimento: 00/102019 10:31						
Diâmetro do Pogo (*): 00	Profundidade do Pogo (m): 0						
Coluna de Água (m): 0	Nivel Estático (m): 0						
Volume de Água (L): 0	Chuve res Ottmas 2407: NA						
Longitude: Nio Informado	Latitude: Nilo Informado						

Metals						
Andibe	Resultado	LQ	Incertiza	Referência	Data Andèlee	
Aleminio	< 100,00000 µg/L	100,00000		6M/W( 29*Ed, 3125 B, 2017.	14/10/2019	
Antonio	< 10,00000 µg/L	10,00000	( A)	5MWW, 29*Ed, 31258, 2017.	14/10/2019	
Araêno	<10,00000 µgf.	10,00000	( <del>X</del> e	8MWW(29*Ed, 3125B, 2017.	14/10/2019	
Báto	1096,80000 µgt.	10,00000	6,5018	EMWW( 29*Ed, 3125 B, 2017.	14/10/2019	
Setto	< 10,00000 µg/L	10,00000	0,0018	SMWW, 29*Ed., 9125B, 2017.	14702019	
Bienuto	< 10,00000 µgl.	15,00000	+6	SMWW, 294 Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019	
Baro	< 10,00000 µg/L	10,00000		SMWW( 29* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019	
Cáldmio	< 10,00000 µg/L	10,00000	- ÷9	SMWW(29*64, 31258, 2017.	14/10/2019	
Cálcio	2296,80000 µg4.	100,00000	÷.	SMWW 29* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019	
Chumbo	< 10,00000 µg/L	10,00000	S 20	5MWW, 29*Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019	
Cobalto	< 10,00000 µg/L	10,00000	+2	8MWW(29*64, 3125B, 2017,	14/10/2019	
Cobra	57,10000 µgl.	10,00000	0,3628	EMWW( 29*Ed, St25 B, 2017.	14/10/2019	
Ciamo	15,10000 µg/.	10,00000	0,1208	SMWW, 29*Ed., 9125B, 2017.	14702019	
Estanho	14,40000 µg/.	15,00000	0,5818	SMWW, 294 Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019	
Estróncia	481,60000 µgit.	10,00000	6,4854	SMWW(29*E6, 3125 B, 2017.	14/10/2019	
Fano	183,75000 µg/L	100,00000	4,5896	SMWW(29*64,31258,2017.	14/10/2019	
Fósforo	< 10,00000 µg/L	10,00000	3	EM/W( 29*Ed, 3125 B, 2017.	14/10/2019	
Lilio	< 10,00000 µg/L	10,00000	0,0026	5MWW, 29*Ed, 31258, 2017.	14/10/2019	
Megnésio	2927,80000 µgl.	100,00000	35,1338	8MWW(29*Ed, 3125B, 2017.	14/10/2019	
Manganite	< 10,00000 µg/l.	10,00000	+ -	EMWW( 29*Ed, 3125 B, 2017.	14/10/2019	
Mercúnio	< 1,00000 µg/L	1,00000	- ¥8	SMWW, 29*Ed, 3125B, 2017.	14702019	
Moliodinio	< 10,00000 µgf.	15,00000	0,0994	SMWW, 294 Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019	
Niquel	13,60000 µg4.	10,00000	0,0052	SMWW(22*E6, 3125 B, 2017.	14/10/2019	
Potesio	4537,20000 µgl.	500,00000	63,5208	SMWW(23*64,31258,2017.	14/10/2019	
Prate	< 10,00000 µg/L	10,00000	÷	SMWW, 29*84, 3125 B, 2017.	14/10/2019	
Ródio	< 1,00000 µgL	1,00000	( <u></u> )	5MWW, 29*Ed., 31258, 2017.	14/10/2019	
Salénio	< 10,00000 µg/L	10,00000	1 <del>1</del> 2	8MWW, 29*E4, 3125B, 2017.	14/10/2019	
Sõde	1348,10000 µgd.	500,00000	18,8874	EMWW( 29*Ed, 3125 B, 2017.	14/10/2019	
Tálo	< 10,00000 µgt.	10,00000	0,008	SMWW, 294 Ed., 3125 B, 2017.	14/102019	
Titànio	< 10,00000 µgf.	15,00000	0,0315	SMWW, 29*64, 3125 B, 2017.	14/10/2019	
Untrilo	< 10,00000 µg/L	10,00000	0,00088	SMWW, 29*E6, 3125 B, 2017.	14/10/2019	
Vasido	< 10,00000 µg/L	10,00000	-	SMWW(23*68,31258,2017.	14/10/2019	
Znce	578,80000 µg/l.	10,00000	9,8058	SMWW 29*Ed, 3125 B, 2017.	14/10/2019	

	Nº Amostra: 507-1/2019.0 - P15	
Tipo de Amostra: Águs Subternanse		
Data Coleta: 25/29/2019 00:00	Data Recebimento: 09/102019.08/18	
Diâmetro do Poço (*): 0 Profundidade do Poço (m): 00		
Coluna de Água (m): 0 Nivel Estático (m): 0		
Volums de Águs (L): 0	Chuva nas Ültimas 34h7: NA	
Longitude: Nilo Informado	Latitude: Não Informado	

	Mətais							
Anillee	Resultado	LQ	incerteas	Referência	Deta Análise			
Alumino	< 100,00000 µg/L	100,00000		BMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019			
Antendralo	51,30000 pgt.	10,0000	1,2825	BMWW, 23* 64, 3125 8, 2017.	14/10/2019			
Araksio	28,70000 µg4.	90,0000	0,8897	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019			
Bárlo	3295,80000 µg4.	10,0000	19,7748	BMWW, 23* 64, 3125 B, 2017.	14/10/2019			
Berlio	< 10,00000 µg/L	10,00000	÷ -:	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019			
tianuto	< 10,00000 µg/L	10,0000	5 20	SMWW, 23* 64, 3125 B, 2017.	14/10/2019			
Boro	15,90000 µg/t.	10,0000	0,3818	BMWW, 23* Ed., 3125 8, 2017.	14/10/2019			
Citatmio	< 10,00000 µgA.	10,0000	· · .	BMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019			
Cálcio	4858,30000 µgf.	100,00000	1.1	BMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019			
Chambo	12,60000 (xg/L	90,0000	8670,0	BMWW, 23* 64, 3125 B, 2017.	14/10/2019			
Cotatto	66,30000 µg4.	90,0000	0,3978	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019			
Cotore	69,30000 µg4.	10,00000	0,4958	BMWW, 23* 64, 3125 B, 2017.	14/10/2019			
Cromo	17,30000 µg#.	10,00000	0,5384	BMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019			
Estanho	28,70000 µg/L	10,0000	1,1183	SMWW, 25* 64, 3125 B, 2017.	14/10/2019			
Estitraio	1217,00000 µg/t.	10,0000	17,038	BMWW, 23* Ed., 3125 8, 2017.	14/10/2019			
Pens	28585, 10000 µg4.	100,00000	800,3828	BMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019			
Pósturo	< 10,00000 µg/t.	10,0000	-	BMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019			
Litio	< 10,00000 µg/L	10,0000	0,0195	BMWW, 23* 64, 3125 B, 2017.	14/10/2019			
Magnésio	5310,00000 µgft.	100,00000	63,72	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019			
Margante	655,60000 µg/L	10,0000	2	BMWW, 23* 64, 3125 B, 2017.	14/10/2019			
Mercário	< 1,00000 µg/L	1,00000	÷ -:	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019			
Mollodinio	< 10,00000 µg/L	10,0000	0,0224	SMWW, 25* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019			
Nigual	41,10000 pg4.	10,0000	0,2877	BMWW, 23* Ed., 3125 8, 2017.	14/10/2019			
Petkosko	9330,70000 µg€.	500,00000	130,6398	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019			
Posta	< 10,00000 µg/L	10,0000		BMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019			
Ródio	< 1,00000 µg4.	1,00000	÷.	BMWW, 23* 64, 3125 B, 2017.	14/10/2019			
Selénio	< 10,00000 µg/L	90,0000	•	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019			
Sódio	5509,60000 µg4.	500,00000	77,1344	BMWW, 23* 64, 3125 B, 2017.	14/10/2019			
Tatio	< 10,00000 µg/L	10,00000	0,0177	BMWW( 29* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019			
Titánio	< 10,00000 µg/L	10,0000	0,0306	5MWW, 294 Ed., \$125 B, 2017.	14/10/2019			
Untinio	< 10,00000 µg/L	10,00000	0,0022	8MWW, 294 64, 3125 B, 2017.	14102019			
Vanieto	< 10,00000 µg/L	10,00000	0,0408	EMWW( 25* Ed., \$125 B, 2017.	14/10/2019			
Zines	1438,80000 µg4.	10,00000	24,4222	BMWW, 294 Ed., 9125 B, 2017.	14102019			

	Nº Amostra: 501-1/2019.0 - P15A	
Tipo de Amoetra: Água Subternànea		
Data Coleta: 25/09/2019 07:15	Data Recebimento: 09102019 08:57	
Diâmetro do Popo (*): 0	Profundidade do Pogo (m): 0	
Coluna de Água (m): 0	Nivel Estitioo (m): 0	
Volume de Águs (L): 0	Chuva nas Ültimas 26h?: NA	
Longitude:	Latitude:	

Metals								
Anilise	Resultado	LQ	Incerteza	Referência	Data Análise			
Aluminio	< 10,00000 µg/L	10,00000	0,7134	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	15/10/2019			
Antimónio	< 1,00000 µg/L	1,00000	-	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	15/10/2019			
Aratinio	46,01000 µg4.	1,00000	1,42831	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	15/10/2019			
Bário	247,20000 µgl.	1,00000	1,4832	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	15/10/2019			
Berlio	< 1,00000 µg/L	1,00000	0,00019	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	15/10/2019			
Blamuto	< 1,00000 µg/L	1,00000	-	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	15/10/2019			
Boro	6,30000 µg/L	1,00000	0,1272	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	15/10/2019			
Cádmio	< 1,00000 µg/L	1,00000	-	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	15/10/2019			
Cálcio	2829,90000 µg4.	10,00000	-	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	15/10/2019			
Chumbo	14,65000 µg4.	1,00000	0,0879	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	15/10/2019			
Cobalto	45,55000 µg4.	1,00000	0,2733	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	15/10/2019			
Cobre	8,58000 µg/L	1,00000	0,05138	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	15/10/2019			
Cromo	4,11000 µg/L	1,00000	0,03288	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	15/10/2019			
Estanho	< 1,00000 µg/L	1,00000	-	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	15/10/2019			
Estróncio	184,67000 µg1.	1,00000	2,58538	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	15/10/2019			
Ferro	105875,17000 µg4.	10,00000	2964,505	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	15/10/2019			
Fósforo	< 1,00000 µg/L	1,00000	-	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	15/10/2019			
Litio	< 1,00000 µg/L	1,00000	0,00884	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	15/10/2019			
Magnésio	1580,27000 µg4.	10,00000	18,96324	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	15/10/2019			
Marganée	1935,68000 µg4.	1,00000	2	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	15/10/2019			
Mercúrio	< 0,10000 µg/L	0,10000		SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	15/10/2019			
Molibitinio	< 1,00000 µg/L	1,00000	0,00249	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	15/10/2019			
Niquel	10,96000 µg4.	1,00000	0,07872	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	15/10/2019			
Potássio	1318,07000 µg4.	50,00000	18,45298	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	15/10/2019			
Prata	< 1,00000 µg/L	1,00000	-	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	15/10/2019			
Ródio	9,05000 µg/L	1,00000	- 40	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	15/10/2019			
Selfinio	< 1,00000 µg/L	1,00000	· • ·	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	15/10/2019			
Sódo	999,55000 µg/L	50,00000	13,9937	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	15/10/2019			
Tálio	< 1,00000 µg/L	1,00000	0,00451	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	15/10/2019			
Titànio	1,78000 µg/L	1,00000	0,01802	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	15/10/2019			
Urânio	< 1,00000 µg/L	1,00000	-	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	15/10/2019			
Vanádio	< 1,00000 µg/L	1,00000	0,00414	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	15/10/2019			
Zinco	310,25000 µgL	1,00000	6.27425	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	15/10/2019			

	Nº Amostra: 508-1/2019.0 - P16	
Tipo de Amostra: Águe Subtertênes		
Deta Coleta: 25/022019/00:15	Data Recebinvento: 00/102019/00/20	
Diametro do Pogo (*): 0 Profundidade do Pogo (**): 0		
Coluna de Água (m): 0	Mivel Estático (m): 0	
Volume de Água (L): 0	Chuve nes Ütimas 2407: NA	
Longitude: Misicformado	Latitude: Nilo Informado	

		Metals			
Antillae	Resultado	4	Incerteza	Peterência	Date Analise
Aluminio	310,70000 µgf.	100,00000	27,0309	SMWW, 29* 64, 9125 B, 2017.	14/10/2019
Antimónio	< 10,00000 µgf.	10,00000	2	SMWW, 294 Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Anterio	< 10,00000 µgf.	10,00000	- E	SMWW, 29*Ed., 3125 B. 2017.	14/10/2010
Báro	7553, 10000 µg4.	10,00000	45,3166	SMWW, 29*Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Berlio	< 10,00000 µgf.	10,00000	0,0083	SMWW, 29*64, 3125 B, 2017.	14/10/2010
Benuto	< 10,00000 µg/L	10,00000		SMWW, 29*64, 3125 B, 2017.	14/10/2019
Bara	< 10,00000 pg/L	10.00000	0,216	8MWW, 29*Ed., 3125 B, 2017	14/10/2019
Cádmio	< 10,00000 µg/L	15,00000		SMWW, 29*Ed, 31258, 2017.	14/10/2019
Cálcio	2229,50000 µgA	100,00000		SMWW, 29* Ed., 9125 B, 2017.	14/10/2019
Chambo	< 10,00000 µgf.	10,00000	- S	SMWW, 294 Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Cobelto	31,40000 µg/.	10.00000	0,1884	SMWW, 23*Ed., 3125 B. 2017.	14/10/2010
Cabre	165,70000 µg/t.	10,00000	0.9942	SMWW, 29 Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Cromo	19,40000 µgt.	10,00000	0,1552	SMWW, 294 Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2010
Estante	< 10,00000 µg/l.	10,00000	+	SMMW, 29*64, 3125 B, 2017.	14/10/2019
Estróncio	985,40000 µg/t.	10.00000	13,5158	SMWW, 23*Ed., 3125 B, 2017	14/10/2019
Felto	1118,80000 µg4.	180,00000	31,3264	SMWW, 29*Ed, 31258, 2017.	14/10/2019
Fösfora	< 10,00000 µg/L	10,00000		SMWW, 29* 64, 9125 B, 2017.	14/10/2019
Lilio	< t0,00000 µg/l.	10,00000	0,0065	SMWW, 294 Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Megnésio	2752,80000 µg/.	100,00000	35,0336	SMWW, 29*E4, 3125 B, 2017.	14/10/2010
Mangardis	5196,70000 µg4.	10,00000		SMWW, 29 Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Mercúrio	< 1,00000 µg/L	1,00000	1 (k)	SMWW, 294 Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2010
Molibidinia	< 10,00000 µg/L	10,00000	0,0224	SMWW, 29*64, 3125 B, 2017.	14/10/2019
Niquel	< 10,00000 µgA.	10.00000	0,0476	SMWW, 29*Ed., 3125 B, 2017	14/10/2019
Potesio	8952,00000 µg/.	500,00000	115,628	SMWW, 29*Ed, 31258, 2017.	14/10/2019
Prata	< 10,00000 µg/L	10,00000		SMWW, 29* 64, 9125 B, 2017.	14/10/2019
Ródio	< 1,00000 µgl.	1,00000	1 2	SMWW, 294 Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Selênio	< 10,00000 µgf.	10.00000		SMWW, 29*E4, 3125 B, 2017.	14/10/2010
Bódo	2316,00000 µg4.	500,00000	32,434	SMWW, 29 Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Talio	10,20000 µg/.	10,0000	0,102	SMWW 29*Ed, 3125 8, 2017.	14/10/2010
Tittinio	11,80000 µg/.	10,00000	0,1044	SMMW, 29*64, 3125 B, 2017.	14/10/2019
Unitrio	< 10,00000 µg/L	10.00000	0,0002	SMWW, 29*Ed., 3125 B, 2017	14/10/2019
Vanido	15,50000 µgA.	15,00000	0,124	SMWW, 29*Ed., 31258, 2017.	14/10/2019
Zneo	1746 10000 upl	10,00000	29,6837	SMWW 29*64, 9125B 2017.	14/10/2019

	Nº Amostra: 520-1/2019.0 - P17	
Tipo de Amostra: Água Sutterránea		
Data Coleta: 25/09/2019 11:30	Data Recebimento: 0010/2019 10:30	
Diâmetro do Poço (*): 0 Profundidade do Poço (m): 0		
Coluns de Águs (m): 0	Hivel Extifico (m): 0	
Volums de Águs (L): 0	Cituve nes Últimas 26h?: NA	
Longitude: Niko Informacio	Latitude: Nio Informado	

		Metale			
Ankline	Resultado	LQ	Incerteza	Referência	Data Análise
Aluminio	< 100,00000 µg/L	100,00000		SMWW, 22* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Antimónio	< 10,00000 µg/L	10,0000		SM/WW, 20* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Araênio	< 10,00000 µgf.	10,0000	÷	SM/WW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Barlo	91,50000 µgf.	10,0000	0,5496	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Bertio	< 10,00000 µg/L	10,00000	-	SMWW, 23* Ed., 3125 8, 2017.	14/10/2019
Barruto	< 10,00000 µg4.	10,00000		SMWW, 23* 51, 3125 B, 2017.	14/10/2019
Boro	< 10,00000 µg/L	10,00000	1.12	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Cádmio	< 10,00000 µg4.	10,0000	0,0016	SWWW, 23* 64, 3125 B, 2017.	14/10/2019
Calcio	1300,38000 µg4.	10,0000	-	SWWW, 22* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Chumbo	< 10,00000 µg/L	10,0000	1 B	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Cobelto	< 10,00000 µgf.	10,0000	(+)	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Cobre	< 10,00000 µgA.	10,0000	0,0366	SMIWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Cromo	< 10,00000 µg/L	10,00000	0,0344	SMWW, 23* Ed., 3125 8, 2017.	14/10/2010
Extento	< 10,00000 µg4.	10,00000		SMWW, 23* 51, 3125 8, 2017.	14/10/2019
Estitionatio	84,00000 µgt.	10,00000	1,178	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Ferro	< 100,00000 µg/L	100,00000	+	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/90/2019
Fostoro	< 10,00000 µg/t.	10,0000		SMVWV, 22* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Litto	< 10,00000 µg/t.	10,0000	0,0013	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Magnésio	482,30000 µgA.	100,00000	5,7876	SMWW, 23* Ed., 3125 8, 2017.	14/10/2019
Manganite	< 10,00000 µg/t.	10,0000		SMIWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Mercário	< 1,00000 µgA.	1,00000	-	SMWW, 23* Ed., 3125 8, 2017.	14/10/2019
Malibálinio	< 10,00000 µg#.	10,00000		SMWW, 23* 55, 3125 B, 2017.	14/10/2019
Niquei	20,50000 µgt.	10,0000	0,1435	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Potiasio	2805,70000 µgA.	500,00000	39,2796	SMWW, 23* 64, 3125 B, 2017.	14/10/2019
Poda	< 10,00000 µg/L	10,0000	-	SWWW, 22* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Ródia	7,82000 µg/L	1,00000	i i i i	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/0019
Sellinio	< 10,00000 µgf.	10,0000	(+)	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
5050	1003,82000 µg4.	50,00000	14,05068	SMIWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Télip	< 10,00000 µg/L	10,0000	-	SMWW, 23* Ed., 3125 8, 2017.	14/10/2019
Titanao	< 10,00000 µgf.	10,0000	0,0144	SMWW, 23* 55, 3125 B, 2017.	14/10/2019
Untenio	< 10,00000 µgf.	10,0000		SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Vanédo	10,30000 µg/.	10.00000	0,0624	SMWW, 29*Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2010
Zinco	322,72000 µg/.	1,00000	549604	8MWW 29*Ed, 3125 B 2017.	14/10/2019

	Nº Amostra: 503-1/2019.0 - P18	
Tipo de Amostra: Água Subtembres		
Data Coleta: 25/0/2010/07/45	Data Recebimento: 00/102019.00:08	
Dilimetro do Pogo (*): 0 Profundidade do Pogo (m): 0		
Colune de Águe (m): 0	Nivel Estático (m): 0	
Volume de Água (L): 0	Chuva nas Ottimas 2497: NA	
Longitude:	Latitude:	

	Metala							
Avabilities	Resultado	LO	Inconteza	Federência	Data Análise			
Auminio	< 100,00000 µg/L	100,00000	1,6065	SMWW, 23*Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019			
Antemónio	< 10,00000 µg/L	10,00000	1.0.2	SMWW, 29*E4, 3125 B, 2017.	14/10/2019			
Anderso	2,87000 pg/L	1,00000	0,08997	BMWW, 29*64, 9125 B, 2017.	14/10/2019			
Báto	11261,50000 µg/t.	10,00000	67,586	SMWW(29*Ed, 3125 B, 2017	14/1053019			
Berlio	< 10,00000 µg/L	10,0000	0,01467	8MWW, 29*Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019			
Heredo	< 10,00000 µg/L	10,00000	-	8MWW, 29*Ed, 3125B, 2017.	14/10/2019			
Baro	35,20000 ppt.	10,00000	0,8448	SMWW(29*Ed, 3125 B, 2017.	14/10/2019			
Cáldmia	< 10,00000 µg/L	10,00000	· •	SMWW, 29*Ed, 3125B, 2017.	14/10/2018			
Cákie	8250,80000 µg4.	100,00000		SMWW, 23*Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019			
Chumbo	17,10000 µg/.	10,00000	0,1026	SMWW, 29*E4, 3125 B, 2017.	14/10/20119			
Cobalto	272,00000 µg/L	10,00000	1,8374	EMWW(29*Ed, 3125B, 2017.	14/10/2010			
Cobra	690,30000 µg/L	10,0000	4,1358	SMWW, 29*Ed, 3125 B, 2017	14/10/2010			
Crane	28,10000 µg4.	10,0000	0:2248	8MWW, 29*Ed, 3125 B, 2017.	14/10/2019			
Estanho	28,70000 µgl.	10,00000	1,1193	SMWW, 29*Ed, 3125B, 2017.	14/10/2019			
Extrôncio	1469,00000 µg/,	10,00000	20,586	SMWW(29*Ed, 3125 B, 2017.	14/10/2019			
Ferro	89851,50000 µg/L	100,00000	1955,842	SMWW, 23*Ed, 3125B, 2017.	14/10/2018			
Fondoro	< 10,00000 µg/L	10,00000		SMWW, 29*Ed, 3125B, 2017.	14/10/2019			
Life	< 10,00000 µgf.	10,00000	0.02108	SMWW, 25*E4, 3125B, 2017.	14/10/20119			
Magnilisio	5230,20000 µg/.	100,00000	(52,7624	EMWW(29*Ed, 3125B, 2017.	14/10/2010			
Mangando	2422,30000 µgt.	10,00000		SMWW, 29*Ed, 3125 B, 2017	14/1058010			
Mercúrio	< 1,00000 µg/t.	1,00000	1.1.1	8MWW, 29*Ed, 3125 B, 2017.	14/10/2019			
Malbdinio	< 10,00000 µg/L	10,00000	0,014	SMWW, 29*Ed, 3125B, 2017.	14/10/2019			
Now	267,70000 µg/L	10,00000	2,0150	SMWW(29*Ed, 3125 B, 2017.	14/10/2019			
Pottesio	20032,20000 µg/,	500,00000	280,4508	SMWW, 29*Ed, 3125B, 2017.	14/10/2018			
Prate	< 10,00000 µg/L	10,00000		SMWW, 23*Ed, 3125B, 2017.	14/10/2019			
Ródio	< 1,00000 µgL	1,00000	1.025	SMWW, 25*E4, 3125B, 2017.	14/10/20119			
Selênio	< 10,00000 µg/l,	10,00000	1983	EMWW, 23*Ed, 3125 B, 2017.	14/10/20/19			
Sóde	49698,40000 µg/t.	500,00000	894,9378	SMWW, 29*Ed, 3125 B, 2017	14/10/2010			
Télio	< 10,00000 µg/.	10,0000	0,02	8MWW, 29*Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019			
Titánio	< 10,00000 µg/L	10,00000	0,0450	SMWW, 29*Ed, 3125B, 2017.	14/10/2019			
Urânio	< 10,00000 µg/L	10,00000	0,0022	SMWW(29*Ed, 3125 B, 2017.	14/102019			
Vanildo	t0,30000 µg/.	10,00000	0,0634	SMWW 29*Ed, 3125B, 2017.	14/10/2018			
Zinco	1805,80000 µg/.	10,00000	27,2088	SMWW, 23*Ed, 3125B, 2017.	14/10/2019			

	Nº Amostra: 518-1/2019.0 - P27	
Tipo de Amostra: Água Subtentinea	77	
Data Coleta: 25092019 11:00	Data Recebirvento: 09/102019 10:28	
Diametro do Popo (*): 0	Profundidade do Pogo (m): 0	
Coluna de Água (In): 0	Nivel Extition (m): 0	
Volume de Água (L): 0	Chuve nas Üttimas 2497: NA	
Longitade:	Latitude:	

	Metals						
Analite	Resultado	LQ	Incerteca	Perferência	Data Andrise		
Aluminip	< 100,00000 µg4.	100,00000		6MWW, 29*Ed, 3125 B, 2017	14/10/2019		
Antománio	< 10,00000 µg/L	10,00000	1 B	SMWW, 29*Ed, 3125B, 2017.	14/10/2019		
Anátrio	< 10,00000 µg/L	10,00000	1.15	SMWW, 29*64, 9125 B, 2017.	14/10/2019		
Bário	1281,70000 µg/L	10,00000	7,6002	SMWW, 29*64, 3125 B, 2017.	14/10/2019		
Berlio	< 10,00000 µg/L	10.00000	+	SMWW, 29*64, 3125 B, 2017.	14/10/2010		
Bendo	< 10,00000 µg/l.	10,00000		8MWW, 22*Ed, 3125 B, 2017.	14/10/2019		
Bara	< 10,00000 µg/L	10,00000	0,1584	SMWW, 29*64, 3125 B, 2017.	14/10/2010		
Cártrio	< 10,00000 µg/L	10,00000	+	SMWW, 29*64, 3125 B, 2017.	14/10/2019		
Célcio	2784,60000 µg4.	100,00000		6MWW, 29*Ed., 3125 B, 2017	14/10/2019		
Chumbo	< 10,00000 µg/L	10,00000	1.12	SMWW, 29*Ed, 31258, 2017.	14/10/2010		
Cobello	< 10,00000 µg/L	10,00000	1.10	SMWW, 29*64, 9125 B, 2017.	14/10/2019		
Cobre	05,20000 µg/.	10,0000	0.9912	SMWW, 29*64, 3125 B, 2017.	14/10/2019		
Cromo	< 10,00000 µg/L	10,00000	0,052	SMWW, 29*E4, 3125 B, 2017.	14/10/2010		
Estantio	< 10,00000 µg/l.	10,00000		8MWW, 22*Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019		
Estróncio	707,50000 pgt.	10,00000	11,165	SMWW, 29*64, 3125 B, 2017.	14/10/2010		
Felto	< 100,00000 µgA.	100,00000	+	SMWW, 29*64, 3125 B, 2017.	14/10/2019		
Fosturo	< 10,00000 µg/L	10,00000		6MWW, 29*Ed, 3125 B, 2017	14/10/2019		
Lillo	< 10,00000 µg/L	15,00000	. ÷.	SMWW, 29*Ed, 31258, 2017.	14/10/2010		
Magnésio	3348,20000 µg/.	100,00000	40,1544	SMWW, 29*64, 9125 B, 2017.	14/10/2019		
Manganès	< 10,00000 µg/L	10,00000	- N	SMWW, 29*64, 3125B, 2017.	14/10/2019		
Manedria	< 1,00000 µgA.	1,00000	- E	SMWW, 29*64, 31258, 2017.	14/10/2010		
Malbolinia	< 10,00000 µg/l.	10,00000	0.000	8MWW, 23*Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019		
Niquel	< 10,00000 pg/L	10,0000	0,0483	SMWW, 29*64, 3125 B, 2017.	14/10/2010		
Poliesio	5124,30000 µgt.	500,00000	70,3402	SMWW, 29*64, 3125 B, 2017.	14/10/2019		
Ftata	< 10,00000 µg/L	10,00000		6MWW, 29*Ed., 3125 B, 2017	14/10/2019		
Ródio	< 1,00000 µg/l.	1,00000	1.12	SMWW, 29*Ed, 31258, 2017.	14/10/2010		
Seithrio	< 10,00000 µg/L	10,00000	1.1	SMWW, 29*64, 9125 B, 2017.	14/10/2019		
Sódio	< 500,00000 µg/L	500,00000	- S-	SMWW, 29*64, 3125 B, 2017.	14/10/2019		
Tálio	< 10,00000 µg/L	10,00000		SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2010		
Titlinka	< 10,00000 µg/l.	10,00000	0,0367	SMWW, 29*64, 3125 B, 2017.	14/10/2019		
Uninis	< 10,00000 µg/L	10,00000	1.0	SMWW, 29*64, 3125 B, 2017.	14/10/2010		
Vanido	10,30000 µgf.	10,00000	0,0804	SMWW, 29*64, 3125 B, 2017.	14/10/2019		
Zhee	1527,90000 µg4.	10,00000	25,9743	8MWW, 29*Ed., 3125 B, 2017	14/10/2019		

	Nº Amostra: 504-1/2019.0 - P29	
Tipo de Amoetra: Águs Subterrânes		
Deta Coleta: 25092019-06:00	Data Recebimento: 09/102019.09/08	
Diâmatro do Pogo (*): 0	Profundidade do Pogo (m): 0	
Coluna de Águe (m): 0	Nivel Estáblico (m): 0	
Volume de Águe (L): 0	Chuve nas Ottimas 2497: NA	
Longitude:	Latitude:	

	Metals					
Andrine	Resultado	LQ	Incentees	Federancia	Data Andrine	
Alumínio	172, 10000 µg/t.	100,00000	14,9727	SMWW, 29*E6, 31258, 2017.	14/10/2019	
Antendorio	< 100,00000 µg/.	100,00000	+	8MWW, 29*64, 3125 B, 2017,	14/10/2019	
Asimo	< 10,00000 µg/L	10,00000	+:	EMWW( 25* Ed., St25 B, 2017.	14/10/2019	
Bitto	7996,50000 µgA.	10,00000	47,979	SMWW, 294 Ed., 3125 B, 2017.	14702019	
Berlio	< 10,00000 µg/.	15,00000	0,054	SMWW, 294 Ed., 3125 B, 2017,	14/10/2019	
Barruko	40,00000 µg/.	10,00000		SMWW( 25* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019	
Bale	33,40000 µgt.	10,00000	0,8016	SMWW(29*64, 31258, 2017,	14/10/2019	
Calidimio	< 10,00000 µg/L	10,00000	0,0952	SM/W( 29*Ed, 3125 B, 2017.	14/10/2019	
Cáldo	5005.50000 µg4.	100,00000	5 25	SMWW, 29*Ed., \$125.8, 2017.	14/10/2019	
Chambo	< 10,00000 µg/L	10,00000	( <u>+</u> 2	8MWW(29*64, 3125B, 2917.	14/10/2019	
Coluito	990,40000 µgt.	10,00000	4,0164	EMWW( 25* Ed., \$125 B, 2017.	14/10/2019	
Cotre	160,20000 µgf.	10,00000	1,0152	SMWW, 294 Ed., 9125 B, 2017.	14702019	
Cromo	98,80000 µg/.	15,00000	0,2944	SMWW, 294 Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019	
Estarte	21,60000 µg/.	1,00000	0,6424	SMWW( 25* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019	
Extrêncio	1971,50000 µg/L	10,00000	19,401	SMWW(29*6d, 31258, 2017.	14/10/2019	
Fano	134,30000 µg/l.	100,00000	3,7804	EM/W( 29*Ed, 3125 B, 2017.	14/10/2019	
Fóeforo	< 10,00000 µg/L	10,00000	5 20	SMWW, 29*Ed, \$125 B, 2017.	14/10/2019	
Lilio	< 10,00000 µg/L	10,00000	0,1209	8MWW(29*64, 3125B, 2917.	14/10/2019	
Magnisio	1911,70000 µgt.	100,00000	157404	EMWW( 25* Ed., St25 B, 2017.	14/10/2019	
Mangaride	5020,60000 µgt.	10,00000	- <b>2</b> 3	SMWW, 29*Ed, 3125B, 2017.	14/10/2019	
Mercúrio	< 1,00000 µgl.	1,00000	+	SMWW, 294 Ed., 3125 B, 2017,	14/10/2019	
Malbáhrio	< 10,00000 µg/L	10,00000	0,0644	SMWW( 25* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019	
Niquel	164,40000 µg/L	10,00000	1,1508	SMWW(29*64, 31258, 2017.	14/10/2019	
Potiesio	10505,10000 µg/L	500,00000	147,0714	SM/W( 29*Ed, 3125 B, 2017.	14/10/2019	
Prato	< 10,00000 µg/L	10,00000	5 20	SMWW, 29*Ed., \$125.8, 2017.	14/10/2019	
Ródia	<1,00000 µg/L	1,00000	( <del>1</del> 2	8MWW, 29*64, 3125 B, 2017.	14/10/2019	
Bellinio	< 10,00000 µg/L	10,00000	+:	EMWW( 25*Ed, St25 B, 2017.	14/10/2019	
Sódo	0550,40000 µg4.	500,00000	133,7058	SMWW, 294Ed, 3125B, 2017.	14702019	
Tálio	81,00000 µg/.	15,00000	0,81	SMWW, 294 Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019	
Talinio	< 10,00000 µg/L	10,00000	Q,D466	SMWW, 29*E6, 3125 B, 2017.	14/10/2019	
Unâmio	< 10,00000 µg/L	10,00000	0,0065	SMWW(29*6d, 31258, 2017.	14102019	
Vaniido	51,70000 µg/.	10,00000	0,4138	SMWW, 29*Ed., \$125 B, 2017.	14/10/2019	
Zinco	5487,80000 µg4.	10,00000	13,200	SMWW, 29*E6, 31258, 2017.	14/10/2019	

	Nº Amostra: 513-1/2019.0 - Mata	
Tipo de Amoetra: Águe Siztentênes		
Deta Coleta: 25092019-00:45	Data Recebimento: 09/102019 10/18	
Diâmetro do Poço (*): 0	Profundidade do Pogo (m): 0	
Coluna de Água (m): 0	Nivel Estálico (m): 0	
Volume de Água (L): 0	Chuve nas Ottimas 24/7: NA	
Longitude: Nils Informado	Latitude: Niki Informedo	

		Metals			
Acalibus	Resultado	60	Incertaza	Referência	Data Andriae
Aluminio	< 100,00000 µg/.	100,00000		SMWW, 29*66, 3125 B, 2017.	14/10/2019
Antendralo	51,30000 µg4.	10,00000	1,2825	SMWW(23*64,31258,2017.	14/10/2019
Anabrio	< 10,00000 µg/L	10,00000	· •)	SMWW, 29*84, 3125 B, 2017.	14/10/2019
Báño	1295.90000 µg4.	10,00000	7,4154	5MWW, 29*Ed., 31258, 2017.	14/10/2019
Berfilo	< 10,00000 µg/L	10,00000	0,00083	6MWW(29*Ed, 3125B, 2017.	14/10/2019
Harrato	< 10,00000 µg/L	10,00000	+	EMWW( 29*Ed, 3125 B, 2017.	14/10/2019
Baro	< 10,00000 µg/L	10,00000	1. ¥1	SMWW, 294 Ed., 9125 B, 2017.	14/10/2019
Celdmio	< 10,00000 µg/.	15,00000	+5	SMWW, 294 Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Célda	5954,60000 µg/.	100,00000		5MWW(29*Ed, 3125 B, 2017.	14/10/2019
Chanto	18,00000 µg4.	10,00000	0,1014	SMWW(23*64,31258,2017.	14/10/2019
Cobelto	< 10,00000 µg/L	10,00000	0,0438	SMWW, 29*84, 3125 B, 2017.	14/10/2019
Cobre	24,50000 µg4.	10,0000	0,147	5MWW, 29*Ed., \$125.8, 2017.	14/10/2019
Cramo	21,60000 µg/.	10,00000	0,1728	8MWW, 29* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Eslantes	28,70000 µg4.	10,00000	1,1105	EMWW( 29*Ed, 3125 B, 2017.	14/10/2019
Estróncio	755,60000 µgt.	10,00000	10,5784	SMWW, 29*Ed., 9125B, 2017.	14/10/2019
Fetto	700,20000 µgt.	100,00000	19,6056	SMWW, 294 Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Fósfaro	< 10,00000 µg/L	10,00000		SMWW(29*E6, 3125 B, 2017.	14/10/2019
Lillo	< 10,00000 µg/L	10,00000	0,0076	SMWW(23*64,31258,2017.	14192019
Magnisio	2445,30000 µg/.	100,00000	20,308	SMVW( 29*Ed, 3125 B, 2017.	14/10/2019
Manganèn	131,90000 µg/.	10,00000	5 20	SMWW, 29*Ed., \$125.8, 2017.	14/10/2019
Mercário	< 1,00000 µg/L	1,00000	( <del>1</del> 8	8MWW(29*Ed, 3125B, 2017.	14/10/2019
Malbdinio	< 10,00000 µg/L	10,00000	0,154	EMWW( 29*Ed, 3125 B, 2017.	14/10/2019
Niquei	< 10,00000 µgt.	10,00000	0,0478	SMWW, 294 Ed., 9125 B, 2017.	14/10/2019
Pottesio	2996,20000 µgt.	500,00000	41,1068	SMWW, 294 Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Prata	< 10,00000 µg/L	10,00000		SMWW( 29* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Ródio	< 1,00000 µg/L	1,00000	9	SMWW(23*64,31258,2017.	14/10/2019
Salênio	< 10,00000 µg/L	10,00000	÷ +3	EMWW, 29*Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Sódo	1378.50000 µg4.	500,00000	19,271	5MWW, 29*Ed., 31258, 2017.	14/10/2019
Tálio	< 10,00000 µg/L	10,00000	6,008	6MWW(29*Ed, 3125B, 2017.	14/10/2019
Titério	< 10,00000 µgf.	10,00000	0,0414	EMWW(29*Ed, 3125 B, 2017.	14/10/2019
Unitrio	< 10,00000 µg/t.	10,00000	0,0033	SMWW, 29*Ed., 9125B, 2017.	14/10/2019
Vanido	< 10,00000 µgf.	15,00000	+5	SMWW, 294 Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Zren	1454,20000 µg/.	10,00000	24,3814	5MWW(29*66, 3125 B, 2017.	14/10/2019

\*A amostra "Mata" corresponde à amostra M apresentada na tese.

	Nº Amo	stra: 509-1/2019.0 - TAL				
Tipo de Amostes: Águe Siztentines						
Data Coleta: 25042019/00/30 Data Recebimento: 00/102010/00/21						
Diametro do Popo (*): 0		Profundidade do Pogo (m): 0				
Coluna de Água (m): 0		Nivel Establico (m): 0				
Volume de Águs (L): 0		Chuve nas Úttimas 24h7: NA				
Longitude: Nilo Informato		Latitude: Não Informado				
	Re	sultados Analíticos				
	22	Metals				
#11 def - 111	the finite line in the second second	The factor for the fa				

Acubilises	Resultado	10	Incentuza	Perferência	Data Analities
Auminio	< 1000,00000 µg/.	1000,00000		SMMW, 29*Ed, 3125 B, 2017	14/10/2010
Antenónio	< 100,00000 µg/L	100,00000	145	8MWW, 29*Ed., 3125 B, 2017.	14100019
Andrio	< 100,00000 µgA.	100,00000	(198) (198)	SMWW, 29*Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Bén	25177,00000 µg/l.	100,00000	151,082	SMWW, 23*Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Bertilo	< 100,00000 µg/l.	100,00000	0,0000	SMWW, 23*Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2018
Barruto	< 100,00000 µg/L	100,00000		SMWW, 23*E6, 3125 B, 2017.	14102019
Baro	726,00000 µg/L	100,00000	17,404	SMWW, 29*E4, 3125 B, 2017.	14/10/2010
Cilidmio	< 100,00000 µg/t,	100,00000		BMWW, 29* Ed., 9125 B, 2017.	14/10/2019
Cálda	41704,00000 µg/t.	1000,00000		SMWW, 29*Ed., 3125 8, 2017	14/10/2010
Chumbo	< 100,00000 µg/t.	100,00000	0,048	8MWW, 29*Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Cobelto	276,00000 µg/L	100,00000	1,656	SMWW, 29*Ed, 3125 B, 2017.	14/10/2019
Cotre	852,00000 µg/L	100,00000	3,912	SMWW, 23*Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Citoine	194,00000 pg/L	100,00000	1,952	SMWW, 23*Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2018
Estanho	143,00000 µg/L	100,00000	5,577	SMWW, 23*Ed, 3125B, 2017.	14102019
Eatlóndo	6715,00000 µg/L	100,00000	94,01	SMWW, 29*64, 3125 B, 2017.	14/10/2019
Felto	7173,00000 µg4.	1000,0000	200,844	BMWW, 29*Ed, 9125 B, 2017.	14/10/2019
Fóstoro	< 100,00000 µg/t.	100,00000	· •.	SMWW, 29*Ed., 3125 B, 2017	14/10/2010
Lillo	< 100,00000 µg/t.	100,00000		SMWW, 23*Ed., 3125 B, 2017.	14102019
Megnésio	17001,00000 µg/L	1000,00000	294,012	SMWW, 29*6d, 3125B, 2017.	14/10/2019
Mangandis	6315,00000 µg4.	100,00000		SMMW(23*Ed, 3125 B, 2017.	14/10/2019
Mercúrio	< 10,00000 µg/L	10,00000		SMWW, 23*Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2018
Molodinio	< 100,00000 µg/L	100,00000	0,112	SMWW, 23*E6, 9125 B, 2017.	14102019
Niquel	205,00000 µg/L	100,00000	1,435	SMWW, 29*E4, 3125 B, 2017.	14/10/2019
Potéssio	114855,00000 pgl.	5000,00000	1807,97	BMWW, 29*Ed., 9125 B, 2017.	14/10/2019
Prata	< 100,00000 µg/t.	100,00000		SMWW, 29*Ed., 3125 B, 2017	14/10/2010
Ródio	15,00000 µgL	1,00000		8MWW, 23*Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Sellinio	< 100,00000 µgA,	100,00000		SMWW, 29*Ed, 3125B, 2017.	14/10/2019
Sõdo	671657,00000 µg/t.	5000,00000	951,398	SMMW(23*Ed, 3125B, 2017	14/10/2019
Tálio	< 100,00000 µg/.	100,00000	1.00	SMWW, 23*Ed, 3125B, 2017.	14/10/2010
Talinic	< 100,00000 µg/t.	100,00000	e.	SMWW, 23*E6, 3125 B, 2017.	14/10/2019
Unitraio	< 100,00000 µg/L	100,00000	0,011	SMWW, 29*64, 3125 B, 2017.	14/102019
Vanido	< 100,00000 µg/t,	100,00000		BMWW, 29*Ed, 9125 B, 2017.	14/10/2019
Zinco	8259.00000 µgt.	100,00000	105,405	SMAW, 29*Ed, 3125B. 2017	14/10/3010

\*A amostra "TAL" corresponde à amostra N1 apresentada na tese.

	Nº Amostra: 515-1/2019.0 - Nascente	
Tipo de Amostre: Água Subterránes		
Data Coleta: 25/09/2019 10:15	Data Rocebimento: 0910/2019 10/24	
Diâmatro do Poço (*): 0	Profundidade do Popo (m): 0	
Coluna de Água (m): 0	Hivel Extition (m): 0	
Volume de Água (L): 0	Chuva nas Útlimas 36h7: NA	
Longitude: Nilo Informado	Latitude: Nio Informado	

Metals					
Ardino	Resultado	LQ	incerteza	Referência	Deta Anilie
Aluminio	< 100,00000 µg/.	100,00000	•	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Anteránio	< 10,00000 µg4.	10,0000	- <del>-</del> 8	BMWW, 23* 64, 3125 B, 3017.	14/10/2019
Arsenio	28,70000 µg/t.	10,0000	0,8897	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Bário	6148,20000 µgt.	10,0000	48,8802	SMWW, 25*64, 3125 B, 2017.	14/10/2019
Bertic	< 10,00000 µg4.	10,0000	+	BMWW, 23* Ed., 3125 8, 2017.	14/10/2019
Bismuto	< 10,00000 µgA.	90,0000	-	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/0019
Baro	667,60000 µg/L	10,0000	10,02596	BMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Cádmio	< 10,00000 µg/L	90,0000	+	BMWW, 22*64, 3125 B; 3017.	14/10/2019
Calcio	21292,70000 µgA.	100,00000	•	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Chunto	< 10,00000 µgA.	10,0000	<del>-</del>	BMWW, 23*64, 3125 B, 3017.	14/10/2019
Cobelto	82,70000 µg/t.	10,0000	0,3782	BMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Cobre	112,70000 µgl.	10,0000	0,6762	SMWW, 25*64, 3125 B, 2017.	14/10/2019
Citorio	88,70000 µg4.	10,0000	0,7096	BMWW, 23* Ed., 3125 8, 2017.	14/10/2019
Estanto	< 10,00000 µgA.	10,0000	· • .	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Estróncio	2476,40000 µgf.	10,0000	34,6896	BMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Ferro	20069,80000 µg4.	100,00000	561,9544	BMWW, 25* 64, 3125 B; 3017.	14/10/2019
Póstoro	< 10,00000 µg/t.	90,0000	•	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Litio	< 10,00000 µgA.	10,0000	<del>.</del>	BMWW, 23*64, 3125 B, 3017.	14/10/2019
Magnésio	10329,50000 µgA.	100,00000	123,954	BMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Manganda	1942,80000 µgft.	10,0000	5 <b>- 2</b> 5	SMWW, 25*64, 3125 B, 2017.	14/10/2019
Marcúrio	< 1,00000 µg/L	1,00000	( +)	BMWW, 23* Ed., 3125 8, 2017.	14/10/2019
Molibdanio	< 10,00000 µgA.	90,0000	0,0084	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Niquei	20,50000 µg4.	10,0000	0,1435	BMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Potéssio	85006,60000 µg4.	500,00000	1191,352	BMWW, 25* 64, 3125 B, 3017.	14/10/2019
Prata	< 10,00000 µg/L	90,0000	•	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Ródio	3,98000 µgl.	1,00000		BMWW, 23*64, 3125 B, 3017.	14/10/2019
Selfinio	< 10,00000 µg/L	10,0000	÷	BMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
80dp	95393,70000 µg4.	500,00000	175,5115	SMWW, 25*64, 3125 B, 2017.	14/10/2019
Tálio	< 10,00000 µg4.	10,0000	+	BMWW, 23* Ed., 3125 8, 2017.	14/10/2019
Titéréo	< 10,00000 µgA.	90,0000	0,00306	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Untimio	< 10,00000 µgf.	10,0000	0,0154	BMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Vanádo.	20,70000 µg/.	15,00000	0, 1056	SMWW, 294 Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Zirent	3429,90000 µg/.	10,00000	58,3083	5MWW, 23*Ed, 3125 B, 2017.	14/10/2019

\*A amostra "Nascente" corresponde à amostra N2 apresentada na tese.

	Nº AMOSTA	. 303-112013.0	- 2089016			
Tipo de Amostra: Águs Súblemines		10000		1675 U.W.		
Deta Coleta: 25092019/08/30		Data Roce	Data Recebimento: 09102019 09:16			
Diametro do Pogo (*): 0		Profundid	ade do Poço (n	4:0		
Coluna de Água (m): 0		Nivel Está	tico (m): 0			
Volume de Água (L): 0		Chuva nas	Ottimas 2417:	NA		
.ongitude:		Latitude:				
	Resu	litados Analitic	08			
		Metals				
Antillee	Resultado	10	Incenteus	Referência	Data Andilar	
Aiuminio	< 100,00000 µgA.	100,00000	0,435	8MWW, 29*64, 3125 B, 2017.	14/10/2019	
Antimónio	< 10,00000 µg/l.	10,00000	+:	EMWW( 25*Ed, St25 B, 2017.	14/10/2019	
Américo	< 10,00000 µgf.	10,00000	- <b>2</b> 3	SMWW, 29*Ed, 9125 B, 2017.	14/10/2019	
Biéo	21927,10000 µg/L	15,00000	131,5826	SMWW, 29464, 31258, 2017.	14/10/2019	
Bettic	< 10,00000 µg/L	10,00000		SMWW, 29*Ed, 3125 B, 2017.	14/10/2019	
Biemuto	< 10,00000 µg/L	10,00000	-9	SMWW 29*64, 31258, 2017.	14/10/2019	
Baro	518,40000 µg/l.	10,00000	12,4418	SMWW, 29*E4, 3125 B, 2017.	14/10/2019	
Cédmio	< 10,00000 µg/L	10,0000	0,0016	SMWW, 29*Ed., \$125.8, 2017.	14/10/2019	
Cákie	20641,00000 µg/.	100,00000	+	8MWW(29*64, 3125B, 2017,	14/10/2019	
Chandas	27,30000 µgt.	10,00000	Q 1838	EMWW( 25*Ed, St25 B, 2017.	14/10/2019	
Cobelto	105,80000 µgt.	10,00000	5,0748	SMWW, 29*Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019	
Cobre	187,80000 µgf.	15,00000	1,1258	SMWW, 294 Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019	
Critino	75,70000 µg/L	10,00000	0,0068	SMWW, 29* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019	
Estanlo	14,30000 µg/.	10,00000	0,5577	SMWW(29*64, 31258, 2017.	14/10/2019	
Estróncia	482,60000 µg/l.	10,00000	6,7584	BMWW, 29*Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019	
Feno	383063,30000 µg/L	100,00000	10165,77	5MWW, 29*Ed., \$125.8, 2017.	14/10/2019	
Fósforo	< 10,00000 µg/L	10,00000	+	8MWW, 29*64, 3125 B, 2917.	14/10/2019	
Ltio	< 10,00000 µg/L	10,00000	0,0099	EM/W/ 25*Ed, St25 B, 2017.	14/10/2019	
Magnésio	11036,20000 µg/L	100,00000	132,4344	SMWW, 294 Ed., 9125 B, 2017.	14/10/2019	
Mangende	2194,50000 µgl.	15,00000	+5	SMWW, 294 64, 3125 B, 2017.	14/10/2019	
Mercúria	< 1,00000 µg/L	1,00000		5MWW, 29*Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019	
Molodinio	< 10,00000 µg/L	10,00000	0,0050	SMWW, 294 64, 3125 8, 2017.	14/10/2019	
Niquei	308,30000 µg1.	10,00000	2,1581	SMWW, 29#Ed., \$125 B, 2017.	14/10/2019	
Politinijo	74327,70000 µgl.	500,00000	1040,588	5MWW, 294 Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019	
Prate	< 10,00000 µg%	10,00000	+	BMWW, 294 Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019	
Róđa	< 1,00000 µg/L	1,00000	÷	EMWW 29*Ed, \$125 B, 2017.	14/10/2019	
Selénio	< 10,00000 µg/L	10,00000	- <b>2</b> 3	SMAW, 294 Ed., 9125 B, 2017.	14/10/2019	
Sódio	67481,10000 µg/L	500,00000	944,7354	SMWW, 294 64, 3125 B, 2017.	14/10/2019	
Tálio	< 10,00000 µg/L	10,00000	0,008	5MWW, 29*Ed, 3125 B, 2017.	14/10/2019	
Titànio	< 10,00000 µg/L	10,00000	0,0414	SMWW(29*6d, 31258, 2017.	14/10/2019	
Lininio	< 10,00000 µg/L	10,00000	0,0908	SMWW, 29*Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019	
Vanakdio	10,30000 µg4.	10,00000	0,0804	SMWW, 29*Ed., 3125/8, 2017.	14/10/2019	
Zines	5412 20009 upl	10,00000	82:0074	SMMM 294 Ed. 3125 B 2017	14/10/2019	

\*A amostra "Jusante" corresponde à amostra J1 apresentada na tese.

	N* Amostra: 506-1/2019.9 - P Rio	
Tipo de Amostra: Água Suttentenas		
Data Colata: 25/09/2019 08:45	Data Recelsimente: 00/10/2019-08:17	
Diâmetro do Poço ("): 0	Profundidade do Poço (m): Il	
Coluna de Água (m): 0	Nivel Estático (m): 0	
Volume de Água (L): 0	Chuva nas Últimas 24h?: NA	
Longitude: Nilo Informado	Latitude: Niko Informator	

		Motais			
Andras	Resultado	LQ	Incerteza	Referência	Data Aniilias
Alumina	< 100,00000 sqrl.	100.00000	11.54	SMWW, 23*Ed., 312518, 2017.	14/10/2019
Avtandarias	= 10.00000 µg/L	10.00000		SMWW, 23° Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Arakiro	28,70000 µg/L	10.00000	0.8897	SMWW. 23º Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Birc	5254,20000 µg4.	90.00000	31,5862	SMWW, 23º Ed., 3125 8, 2017.	14/10/2019
Barilin	< 10.0000 µgi.	10.00000	0.000	5WWW. Z2P Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Barrulo	< 10,00000 µgL	10,00000	4	SMWW, 29° Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2018
Barts	85.80000 µg/t.	10,00000	2,1312	SMWW, 23° Ed., 3125 (8, 2017.	14/10/2019
Cábrio	< 10,00000 µgk.	10,00000	2	SMWW, 23º 64, 3125 8, 2017.	14/10/2019
Calicas	4383.00000 µgL	100,00000	12	SMWW, 22° Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Oumbo	28.50000 µµL	10.00000	0,171	SMWW, 23°Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2018
Contailto	22.10000 µg4.	10,00000	0,1326	SMWW, 29*Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2018
Colare	42,80000 µg%.	12.00000	0.2501	SMWW, 23° Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Cromi	96.20000 µg4.	10.00000	0,4498	SMWW, 23º Ed., 3125 8, 2017.	14/10/2010
Eaterho	28.70600 µg4.	10.00000	1,11923	SMWW, 22° Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Eléthroio	881,40000 µgiL	10.00000	12.37996	SMWW, 23°Ed., 3125 8, 2017.	14/10/2018
Farm	3858,80000 µg4.	100.00000	1050464	SMWW, 23* Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2018
Fóslon	= 10.00000 μgs.	10,00000		5WWW. Z3P Ed., 3125 (6, 2017.	14/10/2019
Lino	< 10,00000 µgL	10.00000	0,00637	SMWW, 23° Ed., 3125 8, 2017.	14/10/2010
Magnèsio	2452.00000 ygL	100,00000	29,4312	SMWW, 22° Ed., 1125 B, 2017.	14/10/2018
Marganita	\$223,50000 µg/L	10.00000		SMWW, 23º Ed., 3 t25 b, 2017.	14/10/2015
Mercúna	< 1.00000 µg/L	1.00000	3.0	SMWW: 239 Ed., 3125 8, 2017.	14/10/2019
Melpdénia	< 112.00000 µg4.	10,00000	0.0844	5WWW.23PEd., 3125 (6, 2017.	14702019
Nizpael	11,70000 µg4.	10.00000	0,0099	SMWW, 23º Ed., 3125 8, 2017.	14/10/2010
Pennansia	3840.00000 µg1.	500,00000	53,8944	SMWW, 22° Ed., 1125 B, 2017.	14/10/2019
Prata	< 10,00000 µgk.	10.00000		SMWW, 23° 64, 3125 8, 2017.	14/10/2019
Róde	4 1,00000 ppL	1,00000	. a	SMWW, 23º Ed., 3125 8, 2017.	14/10/2019
Selêno	< 10.00000 µg6.	10,00000		5WWW. 23P Ed., 3125 (8, 2017.	14702019
Büste	3275.80005 µgit.	500.00000	45,9172	SMWW, 23° Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2018
Tále	= 10.00000 µg1.	11.00000	0,008	SMWW, 23° Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2019
Takesa	< 10,00000 µgk.	10.00000	0.0387	SMWW, 23º Ed., 3125 8, 2017.	14/10/2019
Uninia	< 10.00000 µgL	90,00000	0.00209	SMWW, 23º Ed., 3125 8, 2017.	14/10/2019
Vanidio	10,30000 µµL	10.00000	0:0824	SMWW, 23°Ed., 3125 8, 2017.	14/10/2018
Zhica	2902,10000 µgit.	10,0000	46,0257	SMWW, 23° Ed., 3125 B, 2017.	14/10/2018

\*A amostra "P Rio" corresponde à amostra J2 apresentada na tese.

ANEXO E

RESULTADOS DAS ANÁLISES FÍSICOQUIMICAS DE AMOSTRAS DE LIXIVIADO

			ORP	Temp.	CE	Alcalinidade	DQO	Cl	N-NO <sub>3</sub> -	N-NO <sub>2</sub> -	N-NH4 <sup>-</sup>	NTK	F-	PO4 <sup>3-</sup>	СОТ
Amostra	Data	pН	(mV)	(°C)	(µS/cm)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)
L1	jul-17	6,8				163		20	0,04	0,700					
L3	jul-17	7,8	56	16,1	2750	1290	201	105	0,01	0,200	5,8	563	0,41	0,24	149
L4	jul-17	7,4	207	20,0	6981	2839	448	255	17,1	0,010	13,9	724	0,49	0,48	343
L5	jul-17	7,7	219	16,4	6430	2860	624	415	0,01	20,7	15,4	1226	0,37	2,38	357
L6	jul-17	7,3	-15	20,0	6856	2483	475	360	14,8	0,010	14,2	680	0,42	0,22	300
LMS	jul-17	7,1	-80	15,5	2670	1323	283	100	10,3	< BR	13,3	255	0,57	0,11	152

Tabela E1. Resultados das análises físico-químicas de amostras de lixiviado coletadas em julho de 2017 (continua).

Tabela E1. (continuação) Resultados das análises físico-químicas de amostras de lixiviado coletadas em julho de 2017.

Amostra	Pb (mg/L)	Mn (mg/L)	Fe (mg/L)	Ni (mg/L)	Cd (mg/L)	Zn (mg/L)	Mg (mg/L)	Ca (mg/L)	Sr (mg/L)	Na (mg/L)	K (mg/L)
L1	< BR	0,570	0,619	0,142	0,010	0,037	16,346	127,439	1,254	15,7	12,8
L3	0,02	0,006	0,181	< BR	0,011	0,046	37,296	13,539	0,453	102,5	109
L4	< BR	0,101	0,827	< BR	0,016	0,083	28,686	40,439	0,827	309,5	289
L5	0,09	0,011	1,176	< BR	0,010	0,090	33,986	22,739	0,353	337,5	330
L6	0,03	0,039	0,380	< BR	0,011	0,098	36,026	81,639	0,709	218,5	231
LMS	< BR	0,015	0,097	< BR	0,014	0,073	29,836	32,939	0,967	98,5	103

											N-				
			ORP	Temp.	CE	Alcalinidade	DQO	Cŀ	N-NO <sub>3</sub> -	N-NO <sub>2</sub> -	NH4 <sup>-</sup>	NTK	F-	PO4 <sup>3-</sup>	СОТ
Amostra	Data	pН	(mV)	(°C)	(µS/cm)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)
L1	dez-17	8,5	163	19,1	689	302	178	15	2,70	0,028	0,7		0,29		81
L3	dez-17	8,9	55	19,8	1674	692	46	45	4,49	0,330		87	0,49	0,15	195
L4	dez-17	9,2	165	19,1	5150	2007	272	200	12,36	0,077	60,0	393	0,39	0,25	603
L5	dez-17	9,2	172	19,0	5331	2298	405	290	14,64	0,013	67,5	422	0,37	0,45	678
L6	dez-17	9,2	110	20,4	3282	1435	222	120	9,38	0,047	28,5	204	0,39	0,25	407
LMS	dez-17	8,6	36	19,3	1435	634		45	4,10	0,054		50	0,48	0,15	172

Tabela E2. Resultados das análises físico-químicas de amostras de lixiviado coletadas em dezembro de 2017 (continua).

Tabela E2. (continuação) Resultados das análises físico-químicas de amostras de lixiviado coletadas em dezembro de 2017.

	Pb	Mn	Fe	Ni	Cd	Zn	Mg	Ca	Sr	Na	K
Amostra	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)						
L1	0,01	1,447	0,174	0,637	0,01	1,564	19,754	203	0,935	15,1	7,2
L3	< BR	< BR	0,115	0,034	< BR	0,006	33,004	48,2	1,176	54,2	45
L4	0,01	< BR	0,248	< BR	0,004	0,038	34,224	27,5	0,607	236,2	236,9
L5	< BR	< BR	0,304	< BR	< BR	< BR	108,824	33,1	0,485	274,2	278,9
L6	< BR	< BR	0,097	< BR	< BR	0,003	109,824	25,4	0,76	141,2	141,9
LMS	< BR	0,337	12,811	< BR	< BR	0,073	3,155	398	1,598	45,5	37,4

			ORP	CE	Alcalinidade	DQO	Cŀ	SO4 <sup>2-</sup>	N-NO <sub>3</sub> -	N-NO2 <sup>-</sup>	N-NH4 <sup>-</sup>	F-	PO4 <sup>3-</sup>
Amostra	Data	pН	(mV)	(µS/cm)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)
L1	ago-18			1426			70	160					
L2	ago-18	6,2	109	1635	2366	103	70	370	1,88	0,157	9,6	0,12	0,30
L3	ago-18			2382			70	100				0,56	
L4	ago-18	7,4	-82	6362	3957	184	200	0	10,80	0,008	417,5	0,10	0,55
L5	ago-18	7,5	-36	7502	2959	485	340	0	14,15	0,016	657,5	0,39	1,24
L6	ago-18	7,3	-93	4758	1929	323	200	0	9,35	0,006	305,0	0,20	0,32
LMS	ago-18	7,4	238	3430	1378	213	110	0	7,80	4,875	189,0	0,38	0,25

Tabela E3. Resultados das análises físico-químicas de amostras de lixiviado coletadas em agosto de 2018 (continua).

Tabela E3. (continuação) Resultados das análises físico-químicas de amostras de lixiviado coletadas em agosto de 2018.

	Mn	Fe	Ni	Cd	Zn	Mg	Со	Sb	Ca	Sr	Na	K
Amostra	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)
L1	0,138	0,187	0,920	0,017	3150,979	10,507	< BR	0,159	76,605	0,66	6,5	5,2
L2	2,750	0,643	2,145	0,013	0,614	26,567	0,111	0,309	198,305	2,085	21,8	17,4
L3	0,004	0,246	0,042	0,015	0,082	14,317	< BR	0,216	12,605	0,275	45,1	45,1
L4	0,290	0,609	< BR	0,013	0,083	31,317	< BR	0,262	45,205	0,857	278,1	277,7
L5	0,420	0,956	< BR	0,011	0,173	81,597	< BR	0,300	72,305	0,823	393,1	397,7
L6	0,188	0,449	< BR	0,016	0,079	41,997	< BR	0,207	65,105	1,093	209,1	205,7
LMS	0,415	0,293	< BR	0,011	0,13	38,397	< BR	0,258	92,005	1,401	131,1	134,7

			ORP	OD	Temp.	CE	Alcalinidade	DQO	DBO	Cl	S-	SO4 <sup>2-</sup>	N-NO <sub>3</sub> -	N-NO <sub>2</sub> -	N-NH4 <sup>-</sup>	NTK	F-	PO4 <sup>3-</sup>	СОТ
Amostra	Data	pН	(mV)	(mg/L)	(°C)	(µS/cm)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)
L2	dez-18	7,1	-105	4,00	28,5	1536	662	82		35		80	3,72	0,009	22,8	0	0,58	0,20	
L3	dez-18	6,9	-146	2,25	28,0	2439	929	104		65	0,004	80	4,69	0,014	113,0	92	0,69	0,13	214
L4	dez-18	7,2	-110	2,95	27,7	2658	2075	305	36	195	0,030	0	9,55	0,006	485,0	412	0,59	0,34	611
L5	dez-18	7,2	-177	1,70	27,7	5206	1932	315	39	240	0,085	80	12,05	0,030	467,5	384	0,22	0,25	556
L6	dez-18	7,1	-156	2,44	28,5	3758	1553	250	36	185	0,031	0	8,15	0,007	272,0	282	0,64	0,14	430
LMS	dez-18	6,8	-148	8,09	27,2	2248	998	130	40	65	0,005	0	4,50	0,028	103,0	108	0,71	0,12	288

Tabela E4. Resultados das análises físico-químicas de amostras de lixiviado coletadas em dezembro de 2018 (continua).

Tabela E4. (continuação) Resultados das análises físico-químicas de amostras de lixiviado coletadas em dezembro de 2018.

Amostra	Mn (mg/L)	Fe (mg/L)	Ni (mg/L)	Cd (mg/L)	Zn (mg/L)	Mg (mg/L)	Co (mg/L)	Sb (mg/L)	Ba (mg/L)	Al (mg/L)	Ca (mg/L)	Sr (mg/L)	Na (mg/L)	K (mg/L)
L2	0,030	0,2875	0,03	< BR	< BR	29,910	< BR	0,125	< BR	< BR	31,865	0,670	30	32,5
L3	< BR	0,061	0,007	< BR	0,061	36,514	< BR	0,100	< BR	< BR	13,066	0,662	76	75,8
L4	< BR	0,366	< BR	< BR	0,056	31,464	< BR	0,140	< BR	< BR	12,106	0,345	263	257,8
L5	< BR	0,254	< BR	< BR	0,050	35,694	< BR	0,150	< BR	< BR	11,556	0,329	258	262,8
L6	0,017	1,097	< BR	< BR	0,042	38,524	< BR	0,080	< BR	< BR	32,636	0,578	172	170,8
LMS	1,751	43,14	< BR	0,032	0,268	33,030	< BR	< BR	0,17	0,19	215,0	1,860	62	69

													N-		N-				
			ORP	OD	Temp.	CE	Alcalinidade	DQO	DBO	Cl	S-	SO4 <sup>2-</sup>	NO <sub>3</sub> -	N-NO <sub>2</sub> -	NH4 <sup>-</sup>	NTK	F-	PO4 <sup>3-</sup>	СОТ
Amostra	Data	pН	(mV)	(mg/L)	(°C)	(µS/cm)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)
L2	fev-19					1247	690	87		87		10	6,80		31,0		0,25	0,00	
L3	fev-19	7,2	-99	2,74	25,7	103	676	90	9	22	0,043	0	4,26	0,037	46,0	52	0,95	0,00	121
L4	fev-19	7,4	-37	0,00	25,2	2826	2148	326	55	100	0,143	0	12,44	0,005	432,5	462	0,56	0,06	465
L5	fev-19	7,4	1	3,33	25,2	6501	2611	431	45	180	0,103	0	13,92	0,019	532,5	508	0,60	0,14	592
L6	fev-19	7,3	-76	3,45	26,2	2968	2006	332	51	140	0,034	170	13,84	0,077	345,0		0,30	0,03	407
LMS	fev-19	6,8	-128	0,00	25,1	2512	1081	116	8	45	0,058	0	5,04	0,009	117,5		0,58	0,00	206

Tabela E5. Resultados das análises físico-químicas de amostras de lixiviado coletadas em fevereiro de 2019 (continua).

Tabela E5. (continuação) Resultados das análises físico-químicas de amostras de lixiviado coletadas em fevereiro de 2019.

	Pb	Mn	Fe	Ni	Cd	Zn	Mg	Sb	Ba	Al	Ca	Sr	Na	K
Amostra	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)										
L2	0,99	0,120	0,029	< BR	0,004	< BR	9,970	0,18	0,18	0,15	12,122	0,196	12	11,5
L3	< BR	0,053	0,220	0,093	0,001	0,004	30,314	< BR	0,42	< BR	34,866	1,075	38	38,2
L4	< BR	0,029	1,075	< BR	0,007	0,044	32,174	< BR	< BR	< BR	36,706	0,594	255	245,8
L5	< BR	0,120	0,626	< BR	0,010	0,108	37,854	< BR	< BR	< BR	38,406	0,708	327	321,8
L6	< BR	0,516	0,774	< BR	< BR	0,158	44,148	0,34	< BR	< BR	109,812	1,528	216	205,6
LMS	< BR	1,082	48,62	< BR	< BR	0,061	39,354	0,18	< BR	< BR	119,656	1,857	83	88,8

			ORP	OD	Temp.	CE	Alcalinidade	DQO	DBO	Cŀ	S-	SO4 <sup>2-</sup>	N-NO <sub>3</sub> -	N-NO <sub>2</sub> -	N-NH4 <sup>-</sup>	NTK	F-	PO4 <sup>3-</sup>	СОТ
Amostra	Data	pH	(mV)	(mg/L)	(°C)	(µS/cm)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)
L4	abr-19	7,4	-80	1,25	25,2	5108	2402	354	73	460	0,008	0	13,30	0,160	362,5	404	0,49	0,27	224
L5	abr-19	7,4	-70	3,6	24,8	6880	3021	545	196	335	0,017	0	17,15	0,068	460,0	542	0,58	0,03	218
L6	abr-19	7,3	-123	2,38	25,0	5500	2575	395	161	275	0,017	0	13,75	0,029	390,0	462	0,54	0,19	287
LMS	abr-19	6,6	-128	1,71	25,4	1900	1344	120	23	10	0,009	0	4,20	0,000	75,0	72	0,68	0,09	123

Tabela E6. Resultados das análises físico-químicas de amostras de lixiviado coletadas em abril de 2019 (continua).

Tabela E6. (continuação) Resultados das análises físico-químicas de amostras de lixiviado coletadas em abril de 2019.

	Mn	Fe	Cd	Zn	Mg	Со	Ca	Sr	Na	K
Amostra	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)						
L4	0,126	0,555	0,008	0,086	28,547	< BR	49,983	1,125	298	293,8
L5	0,246	0,885	0,001	0,092	36,637	0,095	73,643	1,296	390	381,8
L6	< BR	0,357	0,001	0,022	42,467	< BR	27,813	0,981	290	285,8
LMS	0,454	36,44	0,004	0,045	36,017	< BR	120,083	1,645	61	69,8

			ORP	OD	Temp.	CE	Alcalinidade	DQO	DBO	Cŀ	S-	SO4 <sup>2-</sup>	N-NO <sub>3</sub> -	N-NO <sub>2</sub> -	N-NH4 <sup>-</sup>	NTK	F-	PO4 <sup>3-</sup>	СОТ
Amostra	Data	pН	(mV)	(mg/L)	(°C)	(µS/cm)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)
L4	jun-19	7,6	-20	2,67	19,9	4700	2250	355	173	175	0,027	0	14,70	0,067	395,0	371	0,30	0,13	555
L5	jun-19	7,9	-34	3,41	20,0	6870	3130	603	168	355	0,110	0	24,70	0,217	540,0	585	0,23	0,41	909
L6	jun-19	7,7	-99	2,84	19,2	3467	4567	408	63	250	0,022	0	22,95	0,240	395,0	416	0,53	0,09	693
LMS	jun-19	7,2	-122	3,11	22,6	2280	1360	198	52	55	0,025	0	7,14	0,005	165,0	128	0,49	0,05	337

Tabela E7. Resultados das análises físico-químicas de amostras de lixiviado coletadas em junho de 2019 (continua).

Tabela E7. (continuação) Resultados das análises físico-químicas de amostras de lixiviado coletadas em junho de 2019.

	Cu	Pb	Mn	Fe	Cd	Zn	Mg	Sb	Ca	Sr	Na	K
Amostra	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)								
L4	< BR	0,05	0,227	0,67	0,003	0,129	34,121	0,13	76,993	1,200	263,1	248,9
L5	< BR	0,05	0,346	1,00	< BR	0,125	34,661	0,09	81,323	1,373	317,1	301,9
L6	0,027	0,07	0,488	0,87	< BR	0,126	56,771	0,14	151,493	1,978	275,1	260,9
LMS	< BR	0,09	0,753	11,04	0,003	0,13	35,891	0,09	168,493	1,709	87,1	91,9

			ORP	OD	Temp.	CE	Alcalinidade	DQO	DBO	Cŀ	S-	SO4 <sup>2-</sup>	N-NO3 <sup>-</sup>	N-NO2 <sup>-</sup>	N-NH4 <sup>-</sup>	NTK	F-	PO4 <sup>3-</sup>	СОТ
Amostra	Data	pН	(mV)	(mg/L)	(°C)	(µS/cm)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)
L4	ago-19	7,3	-95	2,2	18,3	2900	2056	243	54	150	0,071	0	11,50	0,004	302,5	300	0,46	0,15	566
L5	ago-19	7,5	-110	1,5	17,9	3733	2892	475	75	340	0,292	0	21,40	0,005	455,0	526	0,50	1,63	898
L6	ago-19	7,4	-20	2,75	16,4	3248	924	246	74	250	0,025	1500	12,67	0,005	330,0	289	0,69	0,18	250
LMS	ago-19	7,1	-133	1,28	20,8	3015	2056	180	50	95	0,032	0	7,43	0,004	167,5	189	0,65	0,06	439

Tabela E8. Resultados das análises físico-químicas de amostras de lixiviado coletadas em agosto de 2019 (continua).

Tabela E8. (continuação) Resultados das análises físico-químicas de amostras de lixiviado coletadas em agosto de 2019

	Mn	Fe	Cd	Zn	Mg	Ba	Ca	Sr	Na	K
Amostra	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)						
L4	0,235	0,370	< BR	0,108	36,43	0,26	83,895	1,345	209	193
L5	0,259	0,813	0,003	0,113	57,62	0,13	89,875	1,298	355	323
L6	0,028	0,260	0,004	0,032	52,26	< BR	45,015	0,967	178	159
LMS	0,481	0,870	< BR	0,083	51,65	0,27	140,575	1,728	127	123

			ORP	OD	Temp.	CE	Alcalinidade	DQO	DBO	Cŀ	S-	SO4 <sup>2-</sup>	N-NO <sub>3</sub> -	N-NO <sub>2</sub> -	N-NH4 <sup>-</sup>	NTK	F-	PO4 <sup>3-</sup>	СОТ
Amostra	Data	pН	(mV)	(mg/L)	(°C)	(µS/cm)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)
L4	out-19	7,2	-116	1,28	26,4	3988	1811	212	31	125	0,023	0	7,78	0,005	360,0	222	0,59	0,07	193
L5	out-19	7,5	-74	1,50	25,6	5513	3099	534	62	345	0,089	0	18,51	0,006	575,0	522	0,79		442
L6	out-19	7,3	-127	1,20	24,4	4460	1901	241	42	155	0,027	0	8,73	0,005	370,0	266	0,70	0,20	224
LMS	out-19	7,2	-140	2,43	25,0	3113	1669	198	<1	130	0,259	0	9,28	0,005	475,0	208	0,82	0,16	196

Tabela E9. Resultados das análises físico-químicas de amostras de lixiviado coletadas em outubro de 2019 (continua).

Tabela E9. (continuação) Resultados das análises físico-químicas de amostras de lixiviado coletadas em outubro de 2019.

	Mn	Fe	Cd	Zn	Mg	Со	Sb	Ca	Sr	Na	K
Amostra	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)							
L4	0,151	0,212	0,002	0,064	35,619	< BR	0,11	68,568	1,006	150,7	142
L5	0,246	0,966	0,005	0,233	52,219	0,035	0,17	84,138	0,983	356,7	324
L6	0,113	0,322	0,007	0,076	52,359	< BR	0,07	73,388	1,082	179,7	165
LMS	0,382	0,234	0,005	0,108	36,759	< BR	0,12	107,638	1,334	139,7	133

			ORP	OD	Temp.	CE	Alcalinidade	DQO	DBO	Cŀ	S-	SO4 <sup>2-</sup>	N-NO <sub>3</sub> -	N-NO <sub>2</sub> -	N-NH4 <sup>-</sup>	NTK	F-	PO4 <sup>3-</sup>	СОТ
Amostra	Data	pН	(mV)	(mg/L)	(°C)	(µS/cm)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)
L4	dez-19	7,5	-117	0,92	26,5	2476	1821	209	3	115	0,018	0	12,91	0,003	515,0	330	0,51	0,18	490
L5	dez-19	7,9	-7	1,36	26,7	10644	3439	630	59	405	0,041	0	24,18	0,008	860,0	633	0,70	1,80	988
L6	dez-19	7,9	30	2,16	26,5	2777	1971	257	13,35	155	0,013	0	14,42	0,008	470,0	296	0,60	0,38	485
LMS	dez-19	7,2	-138	0,6	27,3	2303	1752	199	30	125	0,056	0	9,17	0,006	417,5	255	0,65	0,13	480

Tabela E10. Resultados das análises físico-químicas de amostras de lixiviado coletadas em dezembro de 2019 (continua).

Tabela E10. (continuação) Resultados das análises físico-químicas de amostras de lixiviado coletadas em dezembro de 2019.

	Pb	Mn	Fe	Cd	Zn	Mg	Со	Sb	Ca	Sr	Na	K
Amostra	(mg/L)											
L4	< BR	0,145	0,375	0,003	0,124	38,33	< BR	0,31	73,926	1,01	170	170,3
L5	< BR	0,136	1,542	0,002	0,260	69,65	0,009	0,38	74,056	0,865	411	377,3
L6	< BR	< BR	0,279	0,002	0,038	52,88	< BR	0,29	36,446	0,799	189	181,3
LMS	0,03	0,351	0,222	0,006	0,134	45,73	< BR	0,42	56,806	1,375	157	153,3

			ORP	OD	Temp.	CE	DQO	DBO	Cl	S-	<b>SO</b> 4 <sup>2-</sup>	N-NO <sub>3</sub> -	N-NO <sub>2</sub> -	N-NH4 <sup>-</sup>	PO4 <sup>3-</sup>
Amostra	Data	pH	(mV)	(mg/L)	(°C)	(µS/cm)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)
L4	fev-20	7,4	-98	3,75	22,7	3764	248	40	115	0,033	0	7,95	0,020	237,5	0,06
L5	fev-20	7,6	-43	3,90	25,5	3808	535		310	0,080	0	18,23	0,005	440,0	0,87
L6	fev-20	7,5	-125	4,09	25,4	1873	249		125	0,037	0	7,97	0,008	220,0	0,15
LMS	fev-20	6,7	-123	1,26	25,6	2118	196	54	45	0,019	0	6,97	0,000	145,0	0,00

Tabela E11. Resultados das análises físico-químicas de amostras de lixiviado coletadas em fevereiro de 2019 (continua).

Tabela E11. (continuação) Resultados das análises físico-químicas de amostras de lixiviado coletadas em fevereiro de 2019.

	Pb	Mn	Fe	Ni	Cd	Zn	Mg	Sb	Ca	Sr	Na	K
Amostra	(mg/L)											
L4	< BR	0,189	0,291	< BR	0,009	0,12	37,266	0,04	93,01	1,112	156,8	159,6
L5	< BR	0,059	0,504	< BR	0,004	0,124	19,406	< BR	33,63	0,463	173,8	172,6
L6	< BR	0,104	0,186	< BR	0,006	0,105	19,786	0,02	51,18	0,584	73,8	81,6
LMS	0,05	0,829	23,961	0,093	0,012	0,141	33,256	< BR	200,13	1,366	50,8	62,6

ANEXO F

RESULTADOS DAS ANÁLISES FÍSICOQUIMICAS DE EXTRATO SOLUBILIZADO DE AMOSTRAS DE RESIDUOS SOLIDOS

Amostra	рН	ORP(mV)	CE (µS/cm)	Alcalinidade (mg/L)	COT (mg/L)	DQO (mg/L)	N-NO2 <sup>-</sup> (mg/L)	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	N-NH4 <sup>-</sup> (mg/L)	PO4 <sup>3-</sup> (mg/L)	Cl <sup>-</sup> (mg/L)	SO4 <sup>2-</sup> (mg/L)	F <sup>-</sup> (mg/L)	NTK (mg/L)
1_1	7,48	188	311	89	20	82	0,078	1,0	2,8	1,03	5,36	0	0,24	27
1_2	7,71	157	659	55	16	107	0,116	0,9	6,0	0,86	2,16	72	0,26	21
1_3	7,97	190	758	22	5	16	0,010	0,3	1,3	1,02	1,14	58	0,12	8
2_1	7,43	203	190	34	17	130	0,041	1,4	1,8	1,52	5,45	0	0,52	19
2_2	7,69	211	548	69	13	39	0,046	1,1	1,8	0,10	4,02	37	0,11	9
2_3	7,45	224	983	32	5	13	0,485	6,7	0,5	0,15	4,24	38	0,10	4
3_1	7,73	289	203	79	24	122	0,178	1,3	2,8	0,51	5,96	10	0,20	26
3_2	7,36	273	1011	72	14	0	0,833	7,8	1,3	0,61	5,86	374	0,57	25
3_3	7,59	279	915	60	30	224	0,056	1,1	5,6	0,77	4,80	0	0,00	28
4_1	7,13	317	171	64	32	235	0,059	1,2	5,9	0,81	5,05	0	0,00	29
4_2	7,92	281	557	118	29	122	1,021	2,2	0,6	3,04	6,24	73	0,47	18
4_3	7,26	316	576	166	47	135	0,770	1,9	4,9	7,12	8,46	80	0,77	16

Tabela F1. Resultados das análises físico-químicas de extrato solubilizado de amostras de resíduos sólidos coletadas em dezembro de 2017 (continua).

	Amostra	Pb (mg/L)	Mn (mg/L)	Fe (mg/L)	Cd (mg/L)	Zn (mg/L)	Mg	Ba (mg/L)	Al (mg/L)	Ca (mg/L)	Sr (mg/L)	Na (mg/L)	K (mg/L)
F	1 1	0.041	0.238	1.15	< BR	0.2	2.8	0.25	< BR	37.2	< BR	79	6 1
F	1 2	0,004	0,042	0,43	< BR	< BR	6,1	0,10	< BR	16,9	0,1	6,8	12,4
ſ	1 3	0,008	0,028	0,06	0,001	< BR	3,2	0,08	< BR	19,1	0,1	1,4	1,7
ſ	2_1	0,030	0,045	3,52	0,004	0,1	1,9	0,37	4,4	35,0	< BR	4,5	3,0
	2_2	0,021	0,024	0,07	0,001	< BR	4,7	0,16	< BR	26,0	0,1	3,4	3,9
	2_3	0,011	0,009	0,02	< BR	< BR	0,7	0,10	< BR	19,0	0,1	4,6	3,5
Γ	3_1	0,051	0,215	4,58	0,002	0,1	3,4	0,43	4,8	39,4	< BR	3,8	4,4
	3_2	0,071	0,244	0,23	0,007	0,1	16,8	0,59	< BR	226,7	0,7	6,7	11,4
	3_3	0,058	0,432	9,07	< BR	0,1	3,5	0,40	13,2	26,8	< BR	2,4	4,5
	4_1	0,061	0,455	9,54	< BR	0,1	3,7	0,42	13,9	28,2	< BR	2,5	4,7
	4_2	0,065	0,067	0,93	0,006	158,7	9,3	0,40	< BR	50,8	0,2	3,6	13,7
	4_3	0,062	0,440	0,32	0,003	0,1	10,3	0,50	< BR	64,5	0,3	5,3	21,2

Tabela F1. (continuação) Resultados das análises físico-químicas de extrato solubilizado de amostras de resíduos sólidos coletadas em dezembro de 2017.

			CE	ORP	N-NO <sub>2</sub> -	N-NO <sub>3</sub> -	N-NH4 <sup>-</sup>	Cl	PO4 <sup>3-</sup>	DQO	SO4 <sup>2-</sup>	F-	СОТ
Amostra	Umidade(%)	pН	(µS/cm)	(mV)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)
D11	11	7,2	307	-41	0,560	3,5	5,5	2,6	0,00	72	40	0,30	35,8
D12	20	7,2	220	21	1,130	4,6	6,8	3,3	0,00	49	75	0,55	28,6
D21	78	7,2	234	-48	0,065	3,8	6,8	6,7	0,15	64	40	0,16	27,9
D22	11	7,3	117	73	0,120	8,9	5,0	11,2	0,12	104	35	0,00	37,5
F11	11	7,0	192	-1	0,045	6,7	3,5	7,0	0,09	115	40	0,30	37,4
F12	15	7,3	330	-83	0,025	5,3	3,0	5,0	0,00	167	60	0,45	59,6
F21	9	7,3	186	-45	0,055	5,5	2,0	5,6	0,30	53	40	0,30	20,9
F22	11	7,1	242	-105	0,025	4,7	0,3	55,0	0,09	148	40	0,63	58,5

Tabela F2. Resultados das análises físico-químicas de extrato solubilizado de amostras de resíduos sólidos coletadas em fevereiro de 2020 (continua).

Tabela F2. (continuação) Resultados das análises físico-químicas de extrato solubilizado de amostras de resíduos sólidos coletadas em fevereiro de 2020.

	Cu	Pb	Mn	Fe	Cd	Zn	Mg	Sb	Al	Ca	Sr	Na	K
Amostra	(mg/L)												
D11	< BR	0,05	0,06	7,62	0,014	0,42	3,03	0,01	12,0	36,2	0,274	16,1	4,4
D12	< BR	0,05	0,09	1,03	0,017	0,26	5,81	< BR	2,1	44,8	0,249	9,8	5,3
D21	0,10	0,08	0,15	15,25	0,020	0,29	2,61	0,01	19,2	17,1	0,061	6,6	3,7
D22	0,11	0,14	0,23	58,68	0,022	1,26	2,08	0,02	59,7	19,4	0,051	11,3	4,0
F11	0,04	0,12	0,30	36,58	0,021	0,28	3,05	0,01	33,5	19,0	0,004	5,1	3,0
F12	< BR	0,23	0,35	0,54	0,021	0,27	12,97	0,09	1,1	81,7	0,379	10,1	5,8
F21	0,15	0,21	0,21	17,93	0,022	0,35	5,72	0,01	20,3	20,2	0,031	4,4	7,0
F22	< BR	0,17	0,77	2,19	0,024	0,29	9,57	0,02	3,3	78,6	0,316	4,8	4,0

# ANEXO G

# COMUNIDADES MICROBIANAS DE AMOSTRAS DE RESIDUOS SOLIDOS NO NIVEL DE CLASSE, ORDEM E FAMÍLIA



Figura G1. Abundância relativa das diferentes classes encontradas nas amostras de resíduos sólidos coletadas em dezembro de 2017.



Figura G2. Abundância relativa das diferentes ordens encontradas nas amostras de resíduos sólidos coletadas em dezembro de 2017.



Figura G3. Abundância relativa das diferentes famílias encontradas nas amostras de resíduos sólidos coletadas em dezembro de 2017.



Figura G4. Abundância relativa das diferentes classes encontradas nas amostras de resíduos sólidos coletadas em fevereiro de 2020.



Figura G5. Abundância relativa das diferentes ordens encontradas nas amostras de resíduos sólidos coletadas em fevereiro de 2020.



Figura G6. Abundância relativa das diferentes famílias encontradas nas amostras de resíduos sólidos coletadas em fevereiro de 2020.
ANEXO H

PERFIS DE RESISTIVIDADE ELÉTRICA



Figura H1. Perfis de resistividades da linha L5, em junho/2018 (acima) e fevereiro/2020 (abaixo).



-

Figura H2. Perfis de resistividades da linha L6, em junho/2018 (acima) e fevereiro/2020 (abaixo).



Figura H3. Perfis de resistividades da linha L7, em junho/2018 (acima) e fevereiro/2020 (abaixo).

ANEXO I

DIAGRAMAS DE pH-Eh



Figura I1. Diagrama de pH-Eh para o sistema Pb-O<sub>2</sub>-CO<sub>2</sub>-S-H<sub>2</sub>O.

FONTE: Langmuir et al., 2004.



Figura I2. Diagrama de pH-Eh para o sistema Cu-O<sub>2</sub>-S-H<sub>2</sub>O. FONTE: Langmuir et al., 2004.



Figura I3. Diagrama de pH-Eh para o sistema As-O<sub>2</sub>-S-H<sub>2</sub>O. FONTE: Langmuir et al., 2004.



Figura I4. Diagrama de pH-Eh para o sistema Zn-O<sub>2</sub>-CO<sub>2</sub>-S-H<sub>2</sub>O. FONTE: Langmuir et al., 2004.